

Avancées méthodologiques et applications de l'analyse du cycle
de vie : du micro-usinage aux panneaux photovoltaïques

par

Louis LIOGIER

MÉMOIRE PAR ARTICLES PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE
SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE
AVEC MÉMOIRE EN ÉNERGIES RENOUVELABLES ET EFFICACITÉ
ÉNERGÉTIQUE
M. Sc. A.

MONTREAL, LE 4 NOVEMBRE 2025

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Louis Liogier, 2025



Cette licence Creative Commons signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette oeuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'oeuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE:

M. Andrew D. Henderson, directeur de mémoire
Département de génie de la construction, École de Technologie Supérieure

M. Lucas A. Hof, codirecteur
Département de génie mécanique, École de Technologie Supérieure

M. Jean-François Bolland, président du jury
Département de génie électrique, École de Technologie Supérieure

M. Philippe Terrier, membre du jury
Département des enseignements généraux, École de Technologie Supérieure

ELLE A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 23 OCTOBRE 2025

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier mon directeur de recherche, Andrew D. Henderson, sans qui cette aventure n'aurait pas pu être possible. Je le remercie pour son écoute, son support, son accompagnement, les nombreuses heures à travailler ensemble et tout ce qu'il m'a apporté.

Je remercie aussi mon co-directeur, Lucas A. Hof, pour son support ainsi que l'opportunité de travailler avec lui et ses étudiants sans qui le projet d'ACV de SACE n'aurait pu être réalisé.

Je tiens à remercier Mirka pour son très important soutien tout au long de mon projet.

Je tiens aussi à remercier les membres du laboratoire de recherche avec qui nous avons beaucoup travaillé, mais aussi discuté, mangé et ri : Morgane, Jean-Cédric, Inès, Audrey, Marianne, Marie-Lou, Ariane, Junior, Alice, Juliette ainsi que Marion.

Je remercie aussi énormément tous les membres de Tributerre et Réveil, trop nombreux pour citer, qui ont rendu ma vie à l'ETS beaucoup plus fun et engagée.

Je veux aussi remercier toutes mes ami.e.s de Montréal pour les personnes qu'elles sont : Julien, Emma, Audrey, Christine, Marine, Parpou, Flavie, Timothée, Alyssia, Gwendal, Justine, Rémi, Iliane et Jim.

Je remercie aussi Michel.

Je tiens enfin à finalement remercier ma famille pour leur soutien et particulièrement ma maman.

Avancées méthodologiques et applications de l'analyse du cycle de vie : du micro-usinage aux panneaux photovoltaïques

Louis LIOGIER

RÉSUMÉ

L'objectif de ce mémoire est d'explorer deux systèmes, liés, en étudiant des impacts d'un point de vue micro et macro. Pour cela, deux différentes méthodes d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) et les pratiques associées sont utilisées.

Deux études ont été réalisées, une publiée en tant qu'article de conférence et une soumise en tant qu'article de journal, pour explorer l'aspect micro, via la réalisation d'une Analyse de Cycle de Vie Attributionnelle (ACV-A) d'un côté, pour étudier les impacts environnementaux d'une méthode de micro-usinage du verre. Et d'un autre côté, pour explorer l'aspect macro, via une Analyse de Cycle de Vie Prospective (ACV-P), et partiellement Analyse de Cycle de Vie Conséquentielle (ACV-C), qui a été réalisée sur l'étude du remplacement anticipé de panneaux photovoltaïques (PV).

Il ressort de ces deux articles, que l'analyse micro, via l'ACV-A, a donné des résultats, pour certains inattendus : la consommation d'électricité ne compte presque pas alors que l'écran d'ordinateur utilisé est le plus grand contributeur aux impacts sur les Changements Climatiques (CC). Il faut aussi dire que les consommables ne sont pas négligeables et que la durée de vie a un impact assez important, malgré quelques limites. Tandis que, l'étude macro, via l'ACV-P et l'ACV-C, qui, elle, a nécessité plus de couches de modélisation (modélisation des fournisseurs marginaux et de la quantité d'électricité déplacée, réutilisation de composants,), ajoutant ainsi de l'incertitude. Il a ainsi été montré que : la réutilisation de composants est toujours bénéfique mais à des niveaux différents selon les méthodes d'impacts et que les impacts évités par le remplacement anticipé sont dépendants de beaucoup de paramètres (dont les méthodes d'impacts), mais en moyenne positifs (ou nuls), mais qu'il existe un certain nombre de cas dans lesquels les impacts sont plutôt négatifs. Ainsi, les deux études ont permis d'explorer l'importance du mix électrique, de la durée de vie et même de l'approche systémique dans les procédés et dans le domaine de l'ACV en général.

Ainsi, ce mémoire a permis d'explorer deux systèmes à deux échelles différentes par différentes méthodes d'ACV via leurs pratiques mais aussi par leurs limites et incertitudes. Il en ressort que l'ACV est un outil très important pour l'évaluation des impacts environnementaux, qui permet d'étudier des systèmes à échelle et contexte très différents.

Mots-clés: Analyse de Cycle de Vie (ACV), Photovoltaïque, Remplacement Anticipé, SACE, Micro-Usinage

Methodological advances and applications of life cycle assessment : from micro-machining to photovoltaic panels

Louis LIOGIER

ABSTRACT

The objective of this thesis is to explore two related systems by studying their impacts from a micro and macro perspective. To this end, two different methods of Life Cycle Assessment (LCA) and associated practices are used.

Two studies were conducted, one published as a conference paper and one submitted as a journal article, to explore the micro aspect, via the implementation of an LCA on the one hand, to study the environmental impacts of a glass micro-machining method. On the other hand, to explore the macro aspect, via a prospective LCA, and partially consequential LCA, which was carried out on the study of the early replacement of PV panels.

These two articles show, that the micro analysis, via the attributional LCA, yielded some unexpected results : electricity consumption is almost negligible, while the computer screen used is the largest contributor to the impact on climate change. It should also be noted that consumables are not negligible and that lifespan has a fairly significant impact, despite some limitations. Meanwhile, the macro study, using prospective and consequential LCA, required more layers of modeling (modeling of marginal suppliers and the amount of electricity displaced, reuse of components), thus adding uncertainty. It was thus shown that : the reuse of components is always beneficial but to varying degrees depending on the impact methods used, and that the impacts avoided by early replacement depend on many parameters (including the impact methods), but are positive (or zero) on average, although there are a number of cases in which the impacts are rather negative. Thus, the two studies explored the importance of the electricity mix, lifespan, and even the systemic approach in processes and in the field of LCA in general.

This thesis has thus explored two systems at two different scales using different LCA methods, examining their practices as well as their limitations and uncertainties. It shows that LCA is a very important tool for assessing environmental impacts, enabling the study of systems at very different scales and in very different contexts.

Keywords: Life Cycle Assessment (LCA), Photovoltaic, Repowering, SACE, Micro-Machining

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	3
1.1 Enjeux environnementaux globaux et besoin d’une approche systémique	3
1.2 Analyse de Cycle de Vie	4
1.2.1 Introduction et Principes Généraux de l’Analyse de Cycle de Vie	4
1.2.2 Approches Attributionnelle, Conséquentielle et Prospective en l’Analyse de Cycle de Vie	7
1.2.2.1 Analyse de Cycle de Vie Attributionnelle	8
1.2.2.2 Analyse de Cycle de Vie Conséquentielle	9
1.2.2.3 Analyse de Cycle de Vie Prospective	10
1.2.2.4 Remarques complémentaires sur les trois types d’Analyse de Cycle de Vie	11
1.2.3 Indicateurs Midpoints vs Endpoints en Évaluation des Impacts du Cycle de Vie	13
1.2.3.1 Indicateurs midpoints	14
1.2.3.2 Indicateurs endpoints	15
1.2.3.3 Méthodes et pratiques actuelles	17
1.2.4 Principales Catégories d’Évaluation des Impacts	17
1.2.4.1 Changements Climatiques	19
1.2.4.2 Écotoxicité marine : Impacts toxiques potentiels sur la vie aquatique marine	19
1.2.4.3 Utilisation des sols : Impacts de l’occupation des sols agricoles	20
1.2.4.4 Formation de particules fines – Effets des particules atmosphériques sur la santé humaine	20
1.2.4.5 Qualité des écosystèmes : Dommages globaux aux écosystèmes	21
1.2.4.6 Santé humaine : Dommages globaux à la santé humaine	21
1.2.4.7 Conclusion sur les catégories d’impacts	22
1.2.5 Limites de l’Analyse de Cycle de Vie	22
1.2.5.1 Qualité et disponibilité des données	22
1.2.5.2 Subjectivité, la comparabilité et la dépendance aux hypothèses	23
1.2.5.3 Caractère statique et absence de dynamique temporelle	24
1.2.5.4 Spécificité géographique et technologique limitée	24
1.2.5.5 Conclusion limites	25
1.2.6 Conclusion globale	25
1.3 Micro-usinage du verre	25
1.3.1 Techniques de micro-usinage du verre	25

1.3.2	Principe du procédé SACE	26
1.3.3	Capacités et avantages de SACE	29
1.3.4	Limitations et axes d'amélioration	31
1.3.5	Considérations environnementales dans les procédés de micro-usinage ...	31
1.3.5.1	Intensité énergétique et efficacité	32
1.3.5.2	Phase d'utilisation vs impacts de fabrication des machines	32
1.3.5.3	Consommables	33
1.3.6	Conclusion SACE	35
1.4	Remplacement anticipé de panneaux solaires	35
1.4.1	Contexte général	35
1.4.2	Définition du remplacement anticipé	36
1.4.3	Remplacement anticipé dans le contexte des panneaux PV : Considérations environnementales	37
1.4.4	Mix électrique marginal et émissions évitées	39
1.4.5	Gestion des déchets et potentiels de réutilisations de composants	40
CHAPITRE 2 OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE		41
2.1	Objectifs	41
2.2	Méthodologie	42
CHAPITRE 3 LIFE CYCLE ASSESSMENT OF THE SPARK ASSISTED CHEMICAL ENGRAVING (SACE) MICRO-MACHINING METHOD .		45
3.1	Résumé	45
3.2	Abstract	46
3.3	Introduction	46
3.4	Methods	47
3.4.1	SACE system description and data collection	47
3.4.2	Life cycle model description and data collection	48
3.4.3	Modeling assumptions	49
3.5	Results	51
3.5.1	Impact of an hour of SACE use	51
3.5.2	Comparison with glass	52
3.5.3	SACE production	53
3.5.4	Sensitivity analysis	54
3.5.4.1	Electricity	54
3.5.4.2	SACE Lifetime	54
3.5.4.3	Electrolyte composition	56
3.5.4.4	Electrolyte use	56
3.6	Discussion	58
3.7	Conclusion	59
CHAPITRE 4 WHEN TO REPLACE A PV PANEL ? A PROSPECTIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PHOTOVOLTAIC PANELS REPOWERING CONSIDERING COMPONENT REUSE		61

4.1	Résumé	61
4.2	Abstract	62
4.3	Introduction	63
4.4	Methods	67
4.4.1	Scope : Functional unit, system boundaries and temporal framing	68
4.4.2	Data framework and shared scenario pathways (SSPs)	69
4.4.3	Electricity dispatch heuristics	70
4.4.3.1	Average-mix proportional displacement	70
4.4.3.2	Curtailment	72
4.4.4	PV panel performance and replacement logic	73
4.4.4.1	PV panels technologies and performances	73
4.4.4.2	Replacement logic and impact	74
4.4.5	Modelling of PV repowering with component reuse	78
4.4.6	Values of the parameters and variables	81
4.5	Results	81
4.5.1	Repowering and marginal mixes	82
4.5.1.1	GWP100	82
4.5.1.2	METP	88
4.5.1.3	LOP	90
4.5.1.4	Other statistics on carbon	92
4.5.2	Impacts of glass and aluminium frame reuse	93
4.6	Discussion	94
4.6.1	Bioenergy wall	95
4.6.2	Horizon 2050	97
4.6.3	Scaling factors	98
4.6.4	Location Impact	99
4.6.5	Components Reuse	99
4.6.6	Limitations and future work	100
4.7	Conclusion	101
CHAPITRE 5 RÉSULTATS		105
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		107
ANNEXE I	SUPPORTING INFORMATION FOR "WHEN TO REPLACE A PV PANEL? A PROSPECTIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PHOTOVOLTAIC PANELS REPOWERING CONSIDERING COMPONENT REUSE."	111
BIBLIOGRAPHIE		127

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Comparaison des trois types d'ACV : attributionnelle, conséquentielle et prospective 12
Tableau 4.1	Description of Chosen Impact Methods in the Study 68
Tableau 4.2	Description of studied Shared Socio-Economic Pathways. *GMST (global mean surface temperature) increase compared to pre-industrial levels 70
Tableau 4.3	Definition of modeling scenarios 73

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1	Représentation des différents indicateurs sur la chaîne cause-effet via la représentation de la méthode d'impact Impact World+. Illustration tirée de (Bulle et al, s.d.a) 14
Figure 1.2	Représentation du système Usinage Assisté par Décharge Electrochimique (Spark Assisted Chemical Engraving) (SACE) 27
Figure 1.3	Représentation plus générale du système SACE. Image donnée par le laboratoire de Lucas Hof, LFIC 28
Figure 1.4	Exemple d'application du procédé SACE. Figure donnée par le laboratoire de Lucas Hof, LFIC 29
Figure 3.1	System model and boundaries 48
Figure 3.2	SACE machine 3D representation 49
Figure 3.3	Contribution to environmental impacts from different processes, for 1 hour of SACE use 52
Figure 3.4	Contribution processes to SACE system production and End-of-Life (EoL), (Al=Aluminium, S.S.=Stainless Steel) 53
Figure 3.5	Sensitivity analysis on electricity 55
Figure 3.6	Sensitivity analysis on SACE use location 55
Figure 3.7	Impact of changes in SACE lifetime on the impact of an hour of SACE work on climate change 56
Figure 3.8	Impact of different electrolyte scenarios 57
Figure 4.1	Share of marginal sources in marginal mix for Location (EUR, Europe or IND, India) and SSPs (SSP1 or SSP5) for GWP100 72
Figure 4.2	Avoided impacts for Location (EUR, Europe or IND, India) and Order (environmental or merit) on GWP100 from PV repowering compared to base case. (Parameters : efficiency gain=1.2, lifetime=30, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines 82

Figure 4.3	Avoided impacts for Location (EUR, Europe or IND, India) and Lifetime (30 or 40 years) on GWP100 from PV repowering compared to base case. (Additional endogenous variables : order=merit order, efficiency gain=2, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines 84
Figure 4.4	Avoided impacts for Replacement Year (RY : 2025, 2030 or 2035) and Order (environmental or merit) on GWP100 from PV repowering in Europe compared to base case. (Parameters : efficiency gain=1.2, lifetime=30, installation year=2015, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines 86
Figure 4.5	Avoided impacts, in Europe, by order (environmental or merit) on GWP100 from PV repowering compared to base case between 2015 and 2100. (Parameters : efficiency gain=1.1 (premise efficiency), lifetime=30, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines 87
Figure 4.6	Avoided impacts for Location (EUR, Europe or IND, India) and Order (environmental or merit) on METP from PV repowering compared to base case. (Parameters : efficiency gain=1.2, lifetime=30, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines 89
Figure 4.7	Avoided impacts for Location (EUR, Europe or IND, India) and Order (environmental or merit) on LOP from PV repowering compared to base case. (Parameters : efficiency gain=1.2, lifetime=30, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines 91
Figure 4.8	Range of results for GWP100 for fixed efficiency gain (=1.2) and rest of parameters varying in already shown ranges 92

Figure 4.9	Reuse ratio for Location (EUR, Europe or IND, India) and SSPs (SSP1 or SSP5), for three impact methods : GWP100 in blue, METP in orange and LOP in green	94
------------	--	----

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACV	Analyse de Cycle de Vie
ACV-A	Analyse de Cycle de Vie Attributionnelle
ACV-C	Analyse de Cycle de Vie Conséquentielle
ACV-P	Analyse de Cycle de Vie Prospective
CC	Changements Climatiques
CNC	Commande Numérique par Ordinateur (ou <i>Computer Numerical Control</i>)
CTUe	Comparative Toxic Unit for ecosystems
DALYs	Années de Vie Ajustées par l'Incapacité ou <i>Disability-Adjusted Life Years</i>
ECDM	Electro-Chemical Discharge Machining
EDM	Usinage par Décharge Electrique (ou <i>Electrical Discharge Machining</i>)
EICV	Évaluation des Impacts du Cycle de Vie
EoL	End-of-Life
ETS	École de Technologie Supérieure
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GLAM	Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators and Methods
GWP100	Global Warming Potential over 100 years
HAZ	Zones Thermiquement Altérées
IAM	Integrated Assessment Model
ICV	Inventaire du Cycle de Vie
IW+	Impact World+
kWh	Kilowatt-hour
LCA	Life Cycle Assessment
LCAs	Life Cycle Assessments
LOP	Land Occupation Potential

METP	Marine Ecotoxicity Potential
PDF	<i>Potentially Disappeared Fraction of Species</i> ou Fraction potentielle de disparition d'espèces
PRG	Potentiel de Réchauffement Global
PRG100	Potentiel de Réchauffement Global sur 100 ans
PV	Photovoltaïque
PV	Photovoltaic
SACE	Usinage Assisté par Décharge Électrochimique (Spark Assisted Chemical Engraving)
SSP	Shared Socioeconomic Pathway
US	United States
YAG	Yttrium Aluminium Garnet

INTRODUCTION

Aujourd'hui, le monde vit une crise environnementale sans précédent. L'humanité doit ainsi réduire ses émissions de polluants pour réduire ses impacts sur l'environnement.

Pour cela, il faut pouvoir identifier d'où viennent les émissions de polluants lorsqu'un service, un produit ou un processus sont utilisés. Il existe plusieurs outils, mais aujourd'hui l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est une des méthodes les plus utilisées pour évaluer les impacts environnementaux. L'ACV est une méthode étudiant plusieurs impacts différents sur l'environnement en considérant le cycle de vie complet. Certaines méthodes, comme le bilan carbone ne sont pas des ACV en soit, dans le sens où elles n'étudient pas plusieurs impacts, mais elles considèrent le cycle de vie de ce qu'elles étudient et donc restent assez proche de la "pensée cycle de vie".

Dans ce mémoire, l'objectif est d'explorer les différentes méthodes et pratiques de l'ACV via deux études à différentes échelles. Une étude est une ACV classique d'une méthode de micro-usinage du verre à une échelle micro. La seconde est l'étude à échelle macro, du remplacement anticipé de panneaux solaires, via un ensemble de méthodes et pratiques plus évoluées et difficiles à mettre en place, qui permettent ainsi d'approfondir les capacités de l'ACV.

Le mémoire est ainsi réparti en cinq parties différentes : la première partie fait un état de la littérature sur les domaines de l'ACV, de la méthode de micro-usinage du verre et du remplacement anticipé de panneaux solaires. La deuxième partie est une partie générale présentant les objectifs de ce mémoire ainsi que les méthodes appliquées dans le reste du mémoire. La troisième partie expose l'ACV de la méthode de micro-usinage du verre, publiée comme article de conférence à la conférence "Canadian Society for Mechanical Engineering (CSME), the Computational Fluid Dynamics Society of Canada (CFDSC) and the Canadian Society of Rheology (CSR) 2025", et qui sera soumise au journal associé à la conférence. La quatrième partie présente l'ACV, prospective, c'est-à-dire étudiant le futur, du remplacement anticipé de panneaux solaires, qui a été soumise comme article de journal au journal "The

International Journal of Life Cycle Assessment", pour l'édition spéciale "Prospective Life Cycle Assessment : Recent Advancements and Future Directions". La dernière partie est une partie permettant de résumer les différents apprentissages des deux articles et permettant de les lier via l'ACV malgré leur apparente indépendance totale.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

Cette revue de littérature est organisée en trois parties, une première présentant globalement ce qu'est l'ACV, ses applications et pourquoi elle est nécessaire, une deuxième sur le micro-usinage du verre et une troisième sur le 'repowering' ou remplacement anticipé de panneaux solaires.

1.1 Enjeux environnementaux globaux et besoin d'une approche systémique

Les dérèglements climatiques, aussi appelés Changements Climatiques (CC), sont causés par les activités humaines comme l'affirme le dernier rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (IPCC, 2023b). Ils sont planétaires et ont de nombreuses conséquences (par exemple intensifications des canicules ou augmentation du niveau des océans). L'objectif des accords de Paris est de limiter le réchauffement le plus possible en dessous 2°C par rapport à l'ère pré-industrielle. Pour respecter les accords de Paris, il est ainsi nécessaire de réduire massivement et rapidement les émissions de Gaz à Effet de Serre (GES).

Cependant, le climat n'est pas le seul enjeu environnemental affecté par les activités humaines. Le concept de frontières planétaires (aussi appelées limites planétaires), développé par le *Stockholm Resilience Centre*, met en évidence neuf phénomènes nécessaires au fonctionnement de la vie sur Terre et des frontières associées au-delà desquelles la stabilité du système Terre est menacée (Rockström *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2015). Or, sept des neuf frontières sont déjà franchies : celles relatives au climat, à l'intégrité de la biosphère, aux flux biogéochimiques (cycles de l'azote et du phosphore), aux ressources en eau, aux changements d'affectation des sols, à la pollution chimique et à l'acidification des océans. Les deux seules frontières planétaires qui n'ont pas été dépassées sont celles relatives à l'appauvrissement de la couche d'ozone et à la concentration en aérosols de l'atmosphère (Richardson *et al.*, 2023; Findlay, Feely, Jiang, Pelletier & Bednaršek, 2025).

Pour tenter de résoudre les multiples crises écologiques évoquées, les différents acteurs de la société ont besoin d'évaluer et réduire leur empreinte écologique. L'ACV est une solution

répondant à ce besoin. En effet, c'est une approche à la fois systémique, par son caractère multicritère, et transparente : elle permet d'évaluer les impacts, de produits ou services, sur les CC, la toxicité et des dizaines d'autres catégories d'impacts qui seront partiellement présentées dans cette revue de littérature.

1.2 Analyse de Cycle de Vie

1.2.1 Introduction et Principes Généraux de l'Analyse de Cycle de Vie

L'ACV, ou Life Cycle Assessment (LCA) en anglais (terme utilisé dans les articles soumis), est une méthodologie permettant d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit, d'un procédé ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie, c'est-à-dire de l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination en fin de vie. Pour expliciter plus simplement la signification de "ensemble du cycle de vie", une expression communément utilisée pour dans le domaine est "du berceau à la tombe". Cependant, ce n'est pas parce qu'une étude utilise le terme d'ACV que l'analyse se fait "du berceau à la tombe", il est possible, et même récurrent, de ne regarder que certaines étapes (tant que c'est explicitée) . L'ACV est normalisée par la réglementation ISO 14040/14044, qui définit l'ACV comme la compilation et l'examen des intrants, des extrants et des impacts environnementaux d'un système tout au long de son cycle de vie (International Organization for Standardization, 2006a,b). En pratique, cela signifie quantifier tous les flux environnementaux pertinents (par exemple l'utilisation des ressources, les émissions dans l'air, l'eau ou le sol) associés à chaque étape du cycle de vie d'un produit, et les agréger en indicateurs d'impact (Finnveden *et al.*, 2009).

L'ACV aide à éviter de déplacer les impacts d'une étape ou d'une catégorie d'impact à une autre. En considérant la totalité d'un système, elle permet d'identifier les étapes ou les processus qui font la majorité de l'empreinte environnementale et permet donc de concentrer les efforts de réduction sur les étapes/processus identifiés. Bien utilisée, elle peut donc aider à la prise de décisions durables tant pour appuyer des politiques publiques que pour rendre moins impactant un panneau photovoltaïque. Cependant, l'ACV évaluant plusieurs impacts différents, il y a un besoin

important de données, qui est partiellement rempli par les bases de données. Cependant, comme il sera discuté un peu plus précisément dans la revue, les résultats comportent des incertitudes liées à la qualité des données et aux choix méthodologiques (Curran, 2017; Finnveden *et al.*, 2009; Hauschild, Rosenbaum & Olsen, 2018). Une ACV est généralement réalisée en quatre grandes phases, telles que définies par la norme ISO 14040 (International Organization for Standardization, 2006a; Hauschild *et al.*, 2018; Finnveden *et al.*, 2009; Curran, 2017).

1. **Définition des objectifs et du champ de l'étude** Cette première étape d'une ACV permet de définir les éléments qui sont nécessaires dans toutes les ACV : les objectifs de l'étude, son application ainsi que les frontières du système. Il est important de définir une unité fonctionnelle, qui servira de référence tout au long de l'étude (par exemple « un kWh d'électricité » ou « un kilogramme du produit X »). De plus, chaque ACV a ses spécificités qu'il faut préciser ainsi les hypothèses, les choix méthodologiques et les catégories d'impact à considérer sont définis à ce stade. Une définition claire des objectifs et du champ garantit que l'ACV est correctement cadrée pour répondre à la question posée et que les résultats sont interprétés dans le bon contexte. Cette étape est très importante pour la transparence de l'étude et pour permettre sa réplication.
2. **Analyse de l'Inventaire du Cycle de Vie (ICV)** : Cette deuxième phase de l'ACV implique de collecter de données ainsi que modéliser le système étudié. Pour cela, il faut comptabiliser, par unité fonctionnelle, tous les intrants, i.e. ce qui est nécessaire au système étudié pour fonctionner, qui peuvent être des matières premières, de l'énergie ou encore de l'eau. Après les intrants, il faut comptabiliser, par unité fonctionnelle, tous les extrants, i.e. ce qui est émis par le système, pendant ou après son fonctionnement, qui peuvent être par exemple des émissions dans l'environnement ou la production de déchets. L'ICV est essentiellement une comptabilité détaillée : par exemple, produire 1 kg de plastique peut nécessiter un certain nombre de kilogrammes de pétrole, un certain nombre de kWh d'électricité, et émettre une certaine quantité de CO_2 . Cette comptabilité ne pouvant se faire de zéro à chaque fois, les personnes réalisant une ACV se basent sur des modélisations et données existantes qui peuvent être extraites de bases de données (par exemple ecoinvent (Wernet

et al., s.d.)). Les décisions prises lors de la première étape influencent la composition l'ICV, certains processus ou intrants peuvent être ou pas être considérés. Il y a très souvent un manque de données qui est pallié qui peut être pallié par différentes méthodes non décrites ici. Pour décrire le résultat obtenu à la fin de cette phase il faut définir le flux élémentaire. Un flux élémentaire est un flux interagissant avec l'environnement, c'est-à-dire qu'il peut être entrant ou sortant et qu'il concerne un élément de l'environnement non transformé par l'humain, par exemple l'énergie du soleil, du bois, de l'eau, des métaux ou n'importe quelle molécule. Ces flux élémentaires sont à la base de la modélisation des systèmes et processus. En effet, pour produire une cuillère en métal, il est nécessaire d'avoir du métal, de l'énergie, qui peut venir de charbon et émettant du CO_2 ainsi que des particules fines. De cette manière en remontant les différents procédés impliqués dans la chaîne de production (ou la modélisation d'un système), on peut sommer tous les flux élémentaires nécessaires à sa production et obtenir un inventaire complet de la quantité de chaque flux élémentaire, i.e. prélevé à et émis dans l'environnement, pour une unité fonctionnelle.

3. **Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV) :** Dans cette troisième phase de réalisation d'une ACV, le résultat de la deuxième phase, i.e. l'inventaire des flux élémentaires, est transformé en indicateurs d'impacts environnementaux. Cela se fait en associant à chaque flux élémentaire un facteur d'impact, par rapport à un élément de référence, et cela pour chacune des méthodes d'impacts. Après cela, pour chaque méthode d'impact, une somme de chaque élément de l'inventaire des flux élémentaires pondérée par le facteur d'impact associé (à chaque élément) est réalisée. Cela permet d'obtenir pour chaque méthode d'impact un score unique. Par exemple, pour l'indicateur de CC, l'émission d'1 kg de CH_4 dans l'atmosphère se voit associé le facteur d'impact 28 par rapport à l'émission d'1kg de CO_2 dans l'atmosphère. Le facteur d'impact et la référence seront différents pour un indicateur d'écotoxicité marine. L'EICV peut aussi inclure des étapes de normalisation (comparaison des résultats avec une référence, comme l'impact annuel par habitant) et de pondération (agrégation ou hiérarchisation des impacts). Ces étapes reposent sur des choix de valeur et donc mènent à une augmentation de l'incertitude sur les résultats. Ainsi, le résultat obtenu à la fin de l'EICV est un ensemble d'indicateurs pour les catégories d'impacts choisies,

reflétant les impacts environnementaux calculés, et non réels, associés au cycle de vie du système étudié.

4. **Interprétation** : Dans cette quatrième et dernière phase de la réalisation d'une ACV, les résultats sont interprétés en fonction du contexte de l'étude défini dans la première phase. Lors de cette phase plusieurs étapes peuvent être étudiées, vérifiées et présentées : identification des principaux contributeurs d'impacts, aussi appelés "points chauds", évaluation des incertitudes, réalisation d'études de sensibilités, présentation des limites de l'étude. Toutes ces étapes permettent de conclure en répondant aux objectifs de l'étude avec des recommandations.

Ces quatre phases sont interdépendantes et souvent itératives. Par exemple, si l'analyse et l'interprétation des premiers résultats montrent qu'un processus modélisé grossièrement est en fait un contributeur important aux impacts, alors il faudra reprendre l'étape de modélisation et récupération des données pour ce processus en particulier. Il est très important de se rappeler du champ, du contexte et des objectifs de l'étude au fur et à mesure de la réalisation de l'ACV. En effet, les résultats d'ACV ne sont valides uniquement dans le contexte défini à la première étape : unité fonctionnelle, frontières du système, hypothèses, méthodes d'impacts, ... C'est la raison pour laquelle Curran (2017) souligne l'importance de documenter de manière transparente tous les choix et les données. Les études ACV publiées peuvent également être soumises à un examen critique pour garantir la cohérence scientifique et la crédibilité (International Organization for Standardization, 2006a), mais ce n'est parce qu'une étude se définit comme ACV qu'elle a été vérifiée indépendamment. Par exemple, l'article de conférence présent dans ce mémoire n'a pas été vérifié par un comité d'experts en ACV indépendant.

1.2.2 Approches Attributionnelle, Conséquentielle et Prospective en l'Analyse de Cycle de Vie

Une ACV peut être vue d'un point de vue produit unique, qui pourrait donc exister avec sa chaîne de valeur indépendamment du reste du monde ou d'un point de vue sociétal, c'est-à-dire qui existe en interaction avec la société dont il fait partie. Cette distinction conduit à deux

types d'ACV différents : l'Analyse de Cycle de Vie Attributionnelle (ACV-A) et l'Analyse de Cycle de Vie Conséquentielle (ACV-C) (Finnveden *et al.*, 2009). Il est aussi possible d'ajouter une dimension temporelle qui permet l'évaluation de scénarios futurs, lorsque c'est le cas, on utilise le terme d'Analyse de Cycle de Vie Prospective (ACV-P). Chaque approche possède des objectifs et méthodologies spécifiques.

1.2.2.1 Analyse de Cycle de Vie Attributionnelle

L'ACV-A, forme d'ACV la plus récurrente, cherche à modéliser un processus (ou un système) tel qu'il est (ou était) dans le présent (Schaubroeck *et al.*, 2021). Autrement dit, l'ACV-A est une approche descriptive et comptable : elle utilise des données moyennes pour calculer des émissions moyennes qu'elle attribue au cycle de vie du produit moyen (Finnveden *et al.*, 2009).

L'ACV-A considère un système fixe. Cette approche est bien adaptée au calcul d'empreintes carbone, aux déclarations environnementales, et aux comparaisons de produits et de technologies déjà existants dans le contexte actuel. Comme expliqué rapidement, les données utilisées sont majoritairement des moyennes. Ainsi, une ACV-A permettra de ne connaître l'impact d'aucun produit en particulier mais l'impact moyen des produits. Par exemple, quand un procédé nécessite de l'électricité, on considérera le mix électrique moyen (qui correspond à la répartition pondérée de toutes les sources de production d'électricité pour une année) de la région ou du pays dans lequel le procédé est étudié. Mais, en réalité, le mix moyen n'est jamais celui réellement consommé lors d'une occurrence du processus étudié et il change même entre chaque occurrence du processus. Cette méthode ne peut être utilisée pour considérer des changements politiques ou à grande échelle car les potentiels réponses du système à ces changements sont probablement capturables par des données moyennes. Simplement, l'ACV-A permet de répondre à la question : « Connaissant la taille d'un gâteau, quelle est la taille de ma part ? » (Curran, 2017; Schaubroeck *et al.*, 2021).

1.2.2.2 Analyse de Cycle de Vie Conséquentielle

L'ACV-C s'intéresse aux conséquences environnementales d'une décision ou d'un changement concernant le système (Finnveden *et al.*, 2009). Par exemple, si un nouvel usage apparaissait pour les biocarburants alors l'ACV-C permettrait d'étudier la question de l'impact de l'augmentation de la demande en biocarburant de x litres. C'est ainsi qu'on intègre le terme « marginal » qui désigne la variation incrémentale des flux ou de la production répondant directement à un changement de demande, par opposition aux moyennes observées sur l'ensemble du système.

Une ACV-C tente d'inclure tous les changements marginaux, potentiels, dans le système, causés par le changement étudié. Cela signifie souvent un besoin de données marginales et un élargissement des frontières du système pour inclure des nouveaux effets. Par exemple, une ACV-C d'un biocarburant pourrait considérer qu'une demande accrue de maïs pour l'éthanol a le potentiel de provoquer un changement d'affectation des sols (entraînant indirectement de la déforestation) ou d'affecter les marchés alimentaires. Ces effets seraient modélisés dans un cas conséquentiel, alors qu'une ACV-A pourrait seulement considérer les émissions de production d'1 L de biocarburant sur une ferme moyenne. Il existe plusieurs sources de données utilisées en ACV-C comme la modélisation économique ou les fournisseurs marginaux, i.e. ceux, ne faisant pas habituellement partie du mix, qui sont sollicités car ils peuvent répondre, sans difficultés majeures, à une augmentation de la demande (Plevin, Delucchi & Creutzig, 2014).

Cependant, l'ACV-C comporte plus d'incertitude et de complexité qu'une ACV-A. En effet, identifier, comprendre et modéliser les potentiels effets d'un changement ainsi que les fournisseurs marginaux impliqués peut être difficile (Finnveden *et al.*, 2009). De plus, les normes ISO 14040/14044 ne mentionnent pas explicitement les termes « attributionnelle » ou « conséquentielle », même si ces normes reconnaissent indirectement différentes approches. Cela mène à un cadre moins normé que l'ACV-A et donc plus sensible à l'interprétation. ((Schaubroeck *et al.*, 2021; International Organization for Standardization, 2006a,b).

En résumé, là où l'ACV-A fournit une photographie statique de l'inventaire, l'ACV-C propose un inventaire plus dynamique : l'ACV-A attribue des impacts existants à un produit, tandis

que l'ACV-C estime comment les impacts changeraient si le système et le produit évoluaient (Finnveden *et al.*, 2009).

1.2.2.3 Analyse de Cycle de Vie Prospective

L'ACV-P a pour objectif d'étudier des scénarios futurs, que ce soit pour étudier l'évolution de technologies actuelles ou émergentes. Elle peut exister sous forme attributionnelle, pour étudier l'impact d'un processus utilisé aujourd'hui (ou son évolution), ou conséquentielle, pour étudier l'impact d'un changement du système dans une dimension supplémentaire que ce que permet l'ACV-C : le temps (Arvidsson *et al.*, 2018).

Il est facile de sous-estimer ou surestimer les impacts des nouvelles technologies en utilisant des données de fond obsolètes. Il faut donc porter une attention particulière aux données utilisées et à leur pertinence. En effet, une ACV-P d'une voiture électrique en 2040 devrait utiliser le mix électrique et les procédés de production de batteries attendus en 2040, plutôt que les données actuelles. Certains outils comme *premise* (Sacchi *et al.*, 2022), que j'utilise, ont été développés pour générer des bases de données ICV futures alignées avec des modèles d'évaluation intégrée (ou *integrated assessment models (IAMs)* en anglais) qui sont des modélisations des Shared Socioeconomic Pathways (SSPs), utilisés comme scénarios de références dans la littérature scientifique (O'Neill *et al.*, 2014, 2017; Sacchi *et al.*, 2022). *premise* permet principalement de travailler avec l'IAM REMIND (Baumstark *et al.*, 2021) et dans une moindre mesure avec l'IAM IMAGE (Rotmans, 2012).

L'ACV-P permet de faire de l'ACV un outil de planification, avec ses défauts. En effet, elle mélange les incertitudes des prévisions futures et potentiellement de l'ACV-C. Comme déjà discuté dans le paragraphe expliquant l'étape d'interprétation de l'ACV, et particulièrement pour l'ACV-P les résultats doivent être interprétés comme conditionnels aux scénarios considérés.

Ainsi l'ACV-P offre une possibilité de prospective dans l'évaluation environnementale, permettant de garder une pertinence en évoluant avec la société, malgré ses limites importantes.

1.2.2.4 Remarques complémentaires sur les trois types d'Analyse de Cycle de Vie

Les trois types d'ACV qui viennent d'être discuté ne sont pas cloisonnés dans la pratique. Il est possible de réaliser une ACV-A puis ajouter des éléments d'ACV-C ou d'ACV-P là où cela pourrait être pertinent. L'étude doit toujours suivre la première étape et en définissant clairement les différentes hypothèses et qu'elles soient cohérentes. cela est d'autant plus important, lors de la communication des résultats, en particulier pour l'aide à la décision (Plevin *et al.*, 2014; International Organization for Standardization, 2006a,b).

Dans le contexte de cette revue, et plus globalement de ce mémoire, comprendre la différence entre ces types d'ACV est important car des éléments des trois types sont présents, une partie est purement attributionnelle tandis que l'autre est un mélange de conséquentiel et prospectif. Le tableau 1.1 récapitule les différences entre ces trois types d'ACV.

Tableau 1.1 Comparaison des trois types d'ACV : attributionnelle, conséquentielle et prospective

Dimension	ACV Attributionnelle (ACV-A)	ACV Conséquentielle (ACV-C)	ACV Prospective (ACV-P)
Objectif principal	Décrire les impacts environnementaux moyens associés à un produit/service aujourd'hui.	Estimer les impacts additionnels/marginaux résultant d'un changement de demande ou d'offre.	Anticiper les impacts futurs de produits et technologies.
Question type	Quels sont les impacts actuels de 1 unité de X ?	Que se passe-t-il si la demande de X change de 1 unité ?	Quels seront les impacts de X dans un futur scénario ?
Type de données	Moyennes.	Marginales.	Scénarios futurs.
Frontières temporelles	Statique, situation actuelle.	Dynamique : changements immédiats et/ou structurels.	Horizons futurs.
Résultats	Impacts environnementaux moyens.	Conséquences environnementales d'un changement.	Impacts environnementaux dans le futur.
Avantages	Simple, Réaliste, Données accessibles.	Pertinente pour décisions politiques et stratégiques.	Pertinente pour anticiper la transition énergétique et technologique.
Limites	Trop simple pour des situations complexes	Complexe et incertaine.	Forte dépendance aux scénarios et hypothèses futures.

1.2.3 Indicateurs Midpoints vs Endpoints en Évaluation des Impacts du Cycle de Vie

L'EICV peut être réalisée à différents niveaux de détail dans la chaîne cause-effet. Deux niveaux principaux d'indicateurs sont couramment utilisés : les indicateurs de mi-parcours (aussi appelés midpoints) et les indicateurs de dommages (aussi appelés endpoints). Cette distinction est un concept central de la méthodologie EICV et concerne la distance à laquelle les impacts sont caractérisés le long de la chaîne cause-effet environnementale. (Hauschild *et al.*, 2018; Curran, 2017). La figure 1.1 est le cadre (aussi appelé *framework*) de la méthode d'impact Impact World+ (IW+), et permet de comprendre visuellement le placement dans le chaîne cause-effet des deux types d'indicateurs. Cette figure sera référencée dans les prochaines parties pour éclaircir les explications. Même si les termes « midpoint » et « endpoint » ne sont pas du français, ce sont des termes très courants dans le domaine de l'ACV francophone. Ainsi, ils seront utilisés dans le texte tels quels.

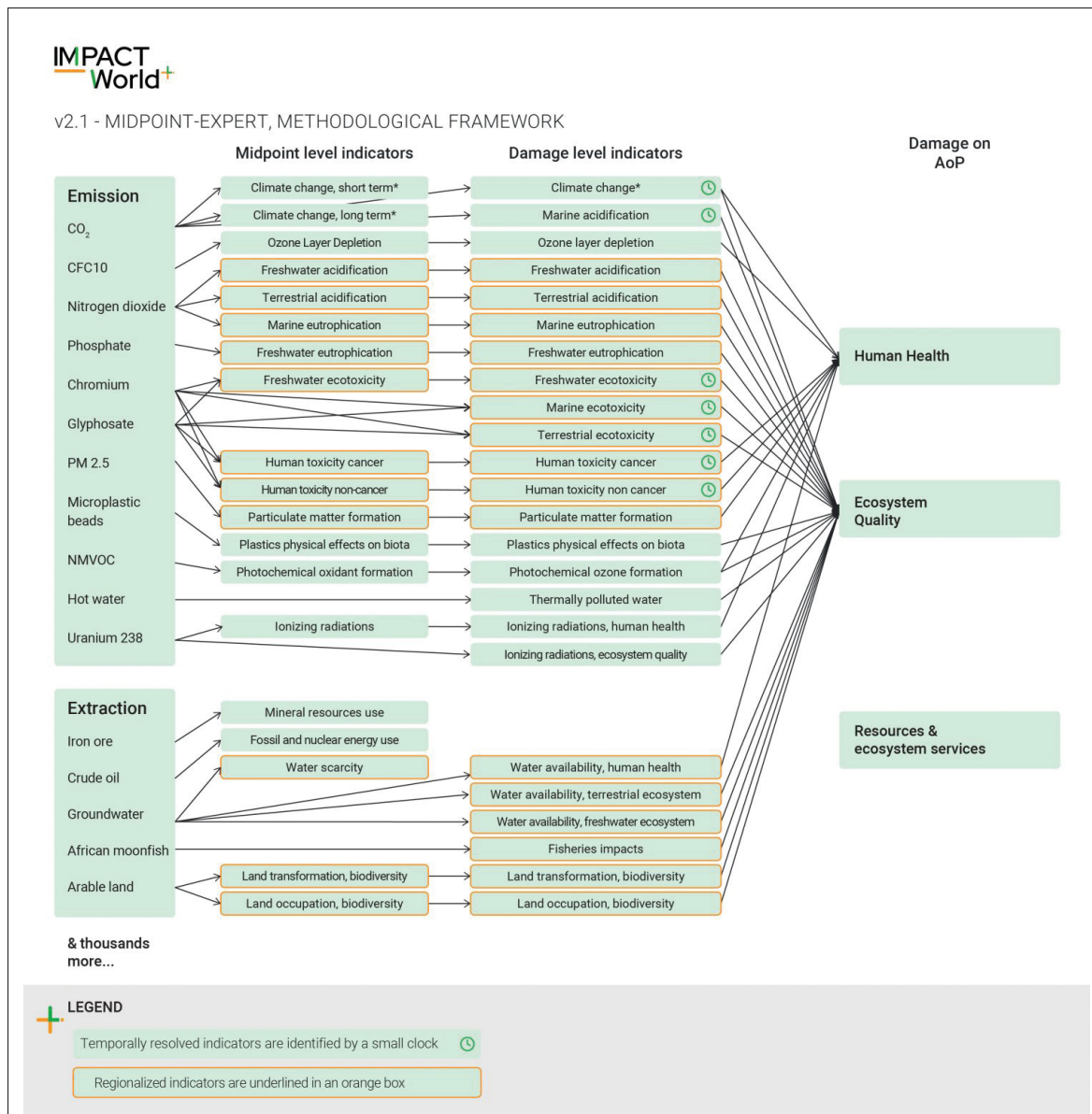


Figure 1.1 Représentation des différents indicateurs sur la chaîne cause-effet via la représentation de la méthode d'impact Impact World+. Illustration tirée de (Bulle et al, s.d.a)

1.2.3.1 Indicateurs midpoints

Les indicateurs midpoints (également appelés indicateurs « mi-parcours » « orientés problèmes », « orientés mécanismes environnementaux »), quantifient les impacts plus tôt dans la chaîne cause-effet que les endpoints. En effet, un ensemble d'émissions, de consommation de ressources

et plus généralement de flux contribuant à un même problème environnemental sont agrégés dans une catégorie de mi-parcours par rapport à l'impact d'un flux de référence. Par exemple, l'indicateur pour les dérèglements climatiques est le Potentiel de Réchauffement Global sur 100 ans (PRG100), ou Global Warming Potential over 100 years (GWP100) en anglais, est un indicateur midpoint : il agrège tous les gaz à effet de serre en fonction de leur potentiel de réchauffement de l'atmosphère par rapport au CO_2 , sur un horizon temporel de 100 ans. De plus, un même flux peut avoir des impacts sur des plusieurs méthodes d'impacts comme le protoxyde d'azote N_2O qui a des impacts sur les CC et l'eutrophisation marine.

Les indicateurs midpoints sont peu incertains car reposent sur peu d'hypothèses et la science permettant d'associer à l'émission d'une particule un impact sur différentes catégories est bien établie (même si en évolution). Par exemple le GIEC publie dans ses rapports les Potentiel de Réchauffement Global (PRG) (et les potentiels mises à jour) de tous les GES reconnus (IPCC, 2023a). Mais leur limite principal est la significativité des résultats d'un point de vue systémique. En effet, il n'est pas possible, dans l'état, de comparer l'impact global d'1 kg de CO_2eq sur les CC et celui d'1 kg de SO_2eq sur l'acidification terrestre. Pour cela, il faut ajouter une étape d'agrégation supplémentaire, mais qui augmente l'incertitude : c'est ce que sont les indicateurs endpoints (Bare, Hofstetter, Pennington & Haes, 2012).

1.2.3.2 Indicateurs endpoints

Les indicateurs endpoints (également appelés indicateurs « orientés dommages ») ajoutent une étape de modélisation supplémentaire par rapport aux indicateurs midpoints : ils modélisent les conséquences des impacts environnementaux liées aux différents indicateurs midpoints d'un point de vue plus systémique : Santé Humaine et Qualité des Ecosystèmes (ReCiPe modélise aussi un impact sur les ressources qui n'est pas modélisé dans IW+ comme montré sur la figure 1.1, mais nous ne nous concentrerons pas dessus dans ce mémoire) (Bare *et al.*, 2012; Huijbregts *et al.*, 2017; Bulle *et al.*, 2019).

Obtenir des indicateurs endpoints nécessite plusieurs étapes :

1. Identification des indicateurs endpoints à modéliser : Santé Humaine et Qualité des Ecosystèmes.
2. Identification des quantités de références des deux indicateurs endpoints. Dans ce mémoire et pour les méthodes d'impacts ReCiPe et IW+ l'unité de référence pour :
 - a. L'indicateur Santé Humaine est le Années de Vie Ajustées par l'Incapacité ou *Disability-Adjusted Life Years* (DALYs).
 - b. L'indicateur Qualité des Ecosystèmes est le *Potentially Disappeared Fraction of Species* ou Fraction potentielle de disparition d'espèces (PDF) pour IW+ ou species.year (pour ReCiPe).
3. Identification des influences entre indicateurs midpoints endpoints. Par exemple, l'occupation de terres aura un impact sur la qualité des écosystèmes mais pas sur la santé humaine.
4. Identification des facteurs permettant de convertir les quantités de référence des différents indicateurs midpoints en quantité de référence des indicateurs endpoints. Cette conversion donne une liste des indicateurs midpoints dans des unités endpoints. De plus, il est possible qu'un indicateur midpoint influence les deux indicateurs endpoints et donc qu'un même midpoint soit présent deux fois dans la liste, mais dans deux unités différentes
5. Sommation des indicateurs midpoints dans les mêmes unités endpoints pour obtenir les indicateurs Santé Humaine et Qualité des Ecosystèmes finaux.

Par exemple, l'indicateur midpoint des CC a des impacts à la fois sur le développement de maladies et des événements extrêmes qui ont un impact sur la santé humaine. Ainsi, il est interprétable en DALYs par kg de CO_2 émis. Et, il a aussi un impact à la fois sur l'augmentation de la probabilité de disparition d'espèces et sur la baisse de la productivité des écosystèmes qui ont un impact sur la qualité des écosystèmes. Ainsi, il est interprétable en PDF par kg de CO_2 émis (De Schryver, Brakkee, Goedkoop & Huijbregts, 2009).

Les endpoints sont en principe plus parlants pour les politiques publiques et le grand public. En effet, « ce produit cause 2×10^{-6} DALYs de dommages à la santé » ou « entraîne 10^{-7} PDF.m².an » est plus concret, même si encore technique et nécessitant un travail de compréhension des unités, qu'un abstrait « 5 kg de phosphate-eq ».

Cependant, comme expliqué, les endpoints impliquent davantage d'étapes de modélisation que les midpoints et donc sont plus incertains. Ces étapes de modélisation supplémentaires ont tendance à être plus spécifiques à une région. En effet, une augmentation du développement de maladies dans des régions où la prise en charge médicale est très bonne n'aura pas le même effet que dans des régions où la prise en charge médicale est importante. Pour ces raisons, les résultats en endpoints peuvent être plus controversés ou moins robustes que les résultats en midpoints (Finnveden *et al.*, 2009; Bare *et al.*, 2012; De Schryver *et al.*, 2009)

1.2.3.3 Méthodes et pratiques actuelles

Les méthodes d'impacts modernes comme ReCiPe (Huijbregts *et al.*, 2017) et IW+ (Bulle *et al.*, 2019), qui ont été déjà évoquée dans cette revue de littérature, offrent en réalité un cadre hiérarchique avec des résultats aux niveaux midpoints et endpoints, comme le montre la figure 1.1 représentant le cadre de IW+. La présence des deux niveaux d'indicateurs donnent de la flexibilité : il est possible d'utiliser les résultats midpoints, qui sont robustes et détaillés, pour maintenir la transparence par catégorie d'impact, ou utiliser les résultats endpoints pour des comparaisons globales ou l'aide à la décision. Le choix des indicateurs à utiliser est toujours un compromis entre les différents avantages et inconvénients de chaque niveau. La meilleure pratique est de calculer midpoints et endpoints, leur usage étant différents, cependant cela implique de travailler avec un volume conséquent de données (Hauschild *et al.*, 2018).

1.2.4 Principales Catégories d'Évaluation des Impacts

Il existe plus d'une centaine de catégories d'impacts qui viennent de plus d'une dizaine de méthodes d'impacts (Steinmann, Schipper, Hauck & Huijbregts, 2016). L'objectif de l'ACV étant de réduire les impacts globaux, et donc faire attention aux potentiels transferts d'impacts d'un impact vers un autre, la plupart des études évaluent un ensemble de catégories d'impacts afin d'assurer une couverture large des enjeux environnementaux.

Dans les sections suivantes, plusieurs catégories d'impact clés qui sont particulièrement pertinentes pour de nombreuses ACV de produits mais surtout pour le contenu de ce mémoire, sont explorées. Celles-ci incluent les catégories : CC, écotoxicité marine, utilisation des sols, particules fines, qualité des écosystèmes et santé humaine.

Avant d'explorer en détails chaque catégorie, présentons comment ces catégories ont été choisies. Pour l'article sur l'ACV de la méthode de micro-usinage du verre, il n'était pas raisonnable de présenter toutes les catégories existantes dans IW+ ainsi des choix ont été fait en suivant plusieurs critères : intérêt du public et des chercheurs pour la catégorie d'impact, variance dans le comportement par rapport aux autres catégories, catégorie agrégée ou non, communication publique possible autour des catégories. De cette manière, les catégories d'impacts choisies ont été : Changements Climatiques, utilisation des terres, formation de particules fines, santé humaine et qualité des écosystèmes.

Pour l'article sur l'ACV prospective du remplacement de panneaux solaires avant la fin de leur vie, le choix des catégories d'impacts à étudier s'est basé sur un article (Steinmann *et al.*, 2016). Cet article a calculé les impacts de 976 processus ecoinvent dans 135 catégories d'impacts différentes avec ecoinvent 3.1, puis en utilisant de l'analyse statistique, il a été estimé qu'un sous-ensemble de catégories d'impact pouvait représenter une grande partie de la variance des résultats. L'étude présentait quatre catégories (CC pour CML2001 ; destruction de la couche d'ozone pour CML2001 ; utilisation des sols pour Impact2002 et ecotoxicité marine pour ReCiPe 2008) comme représentant plus de 90 % de la variance. Or, aujourd'hui, la couche d'ozone se rétablie (Wang *et al.*, 2025). Ainsi, lors de la nécessité de se limiter en catégorie d'impact, la pertinence de la catégorie d'impact quantifiant les impacts la couche d'ozone est moindre. C'est pour cela qu'elle a été retiré. Cependant, les méthodes d'impacts de ces trois catégories ne sont plus à jour. Ainsi, les trois catégories choisies l'ont été parmi des méthodes d'impacts plus à jour. Elles représentent au moins 84% de la variance : Changements Climatiques venant des PRG publiés par le GIEC (ceux dans ReCiPe n'étant pas à jour), Marine Ecotoxicity Potential de ReCiPe 2016, Land Occupation Potential et ReCiPe 2016.

Pour finir, il est important de préciser que chaque méthode d'impact a ses forces et faiblesses et qu'aucune n'est parfaite. Elles utilisent toutes des facteurs de caractérisation de différentes sources. Des méthodologies différentes sont aussi utilisées en fonction des méthodes d'impacts. De plus, les méthodes sont en évolution constante car elles dépendent des avancées de la science. Il existe une initiative en cours, nommée *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators and Methods (GLAM)*, dont l'objectif est la création d'une méthode d'impact globalisée couvrant tous les aspects des meilleures méthodes d'impacts existantes aujourd'hui (Frischknecht *et al.*, 2016; Jolliet *et al.*, 2018).

1.2.4.1 Changements Climatiques

La catégorie des CC est une catégorie midpoint, qui est modélisée par l'indicateur PRG100/GWP100. Elle mesure la contribution des activités humaines aux CC, via les émissions de GES. Le CO_2 est la substance de référence (GWP100 = 1). Par exemple, le CH_4 a un GWP100 ≈ 28 , ce qui signifie qu'1 kg de CH_4 contribue 28 fois plus au réchauffement planétaire qu'1 kg de CO_2 sur 100 ans (IPCC, 2023a). Toutes les émissions de GES (CO_2 , CH_4 , N_2O , $HFCs$, etc.) sont additionnées en kg de CO_2 équivalents aussi noté CO_2eq . Les CC sont une catégorie de mi-parcours cruciale au vu de l'importance des impacts des CC sur la société humaine. Elle caractérise des impacts à long terme tels que l'élévation du niveau de la mer ou l'augmentation de la fréquence et la puissance des phénomènes météorologiques extrêmes. C'est la catégorie d'impact la plus présente dans les études, certaines études ne considèrent qu'elle. En effet, l'empreinte carbone (ISO 14067 (International Organization for Standardization, 2018)) est un outil très utilisé dans la conception durable et plus généralement dans l'industrie.

1.2.4.2 Écotoxicité marine : Impacts toxiques potentiels sur la vie aquatique marine

L'écotoxicité marine est une catégorie d'impact midpoint évaluant le potentiel de nuisance des émissions chimiques sur les organismes marins. Elle est généralement modélisée par des modèles tels que USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008), qui fournissent des facteurs de caractérisation en termes d'une substance de référence. Par exemple, les émissions de métaux lourds, de pesticides

ou d'autres produits chimiques toxiques dans l'eau (ou dans l'air/le sol qui atteignent ensuite les océans) sont caractérisées pour leur potentiel de nuisance envers la vie marine (Rosenbaum *et al.*, 2008). Les unités sont souvent des Comparative Toxic Unit for ecosystems (CTUe) (par exemple, 1 CTUe = 1 m³ d'eau océanique avec une concentration produisant un effet de 50% sur les organismes »). Un CTUe plus élevé indique un potentiel plus grand de nuisance écotoxique. Il est aussi possible que l'unité soit plus précise : pour ReCiPe 2016, l'unité de référence est le kg 1,4-dichlorobenzène-équivalents (1,4 kg DCB-eq)(Huijbregts *et al.*, 2017). Par la caractérisation d'émissions nocives dans l'océan, cette méthode d'impact permet de quantifier les impacts sur la biodiversité marine et par conséquent sur les chaînes alimentaires et la pêche, car elles dépendent de la biodiversité marine.

1.2.4.3 Utilisation des sols : Impacts de l'occupation des sols agricoles

L'utilisation des sols est une catégorie d'impact midpoint plus générale, qui mesure l'occupation ou la transformation des surfaces en fonction du temps. Elle est différente des autres catégories d'impacts car elle ne caractérise pas des émissions pour quantifier les impacts mais une utilisation de surface. L'unité la plus courante est le m².an (surface occupée multipliée par le temps), parfois distinguée par type de sol (forêt, prairie, zones agricoles, zones urbaines). Pour ReCiPe, la catégorie considérée est l'occupation des sols agricoles et l'unité est le m² * a crop – eq, i.e. l'occupation d'une surface agricole par an.

Cette méthode d'impact ne caractérise pas des effets directs sur l'environnement. Mais, elle est très importante pour la catégorie endpoint qualifiant la qualité des écosystèmes. En effet, l'occupation des sols peut conduire à des pertes d'habitats et donc à une diminution de la biodiversité (de Baan, Alkemade & Koellner, 2013; Bulle *et al.*, 2019).

1.2.4.4 Formation de particules fines – Effets des particules atmosphériques sur la santé humaine

Cette catégorie d'impact midpoint quantifie les émissions de particules fines (PM_{2,5}, PM₁₀) et de gaz précurseurs (comme SO₂, NO_x, NH₃) qui peuvent former des particules secondaires. La

méthode, ayant pour quantité de référence le kg de $PM_{2,5eq}$ (pour ReCiPe) ou le kg PM_{10eq} (pour IW+), elle caractérise l'impact des particules pertinentes sur les effets sanitaires sur les populations les ayant inhalé par rapport à la quantité de référence (Huijbregts *et al.*, 2017; Bulle *et al.*, 2019). Les particules atmosphériques sont un contributeur majeur à la morbidité et à la mortalité humaines au niveau mondial (par maladies respiratoires et cardiovasculaires), donc les intégrer dans l'ACV permet de relier des émissions à des résultats sanitaires. Cette catégorie midpoint est une des bases pour l'indicateur endpoint de santé humaine.

1.2.4.5 Qualité des écosystèmes : Dommages globaux aux écosystèmes

La qualité des écosystèmes est une catégorie endpoint caractérisant l'impact global sur les écosystèmes et la biodiversité d'un produit ou d'un processus. Elle synthétise plusieurs mécanismes environnementaux, modélisés par certains indicateurs midpoints, qui affectent les écosystèmes dont les CC, l'utilisation des sols, l'écotoxicité, l'acidification et l'eutrophisation, etc. Les dommages à la qualité des écosystèmes sont quantifiés en perte de diversité des espèces sur une certaine surface et une certaine durée. Par exemple, l'indicateur endpoint de IW+ pour la qualité des écosystèmes est mesuré en PDF dans une certaine zone ou en $PDF.m^2.an$. Dans ReCiPe, l'unité utilisée est le *especies.an* (Bulle *et al.*, 2019; Huijbregts *et al.*, 2017). Cet indicateur endpoint répond à la question de l'impact global d'un produit ou processus sur la qualité des écosystèmes. Malgré les incertitudes évoquées, il est tout de même utilisable pour comparer des produits, au même niveau d'incertitudes.

1.2.4.6 Santé humaine : Dommages globaux à la santé humaine

La santé humaine est une catégorie endpoint qui caractérise l'impact global de nuisance pour les populations humaines causé par le cycle de vie d'un produit ou d'un processus. Comme la catégorie de qualité des écosystèmes, elle additionne les contributions de plusieurs catégories midpoints ayant des impacts sur la santé humaine : CC, particules fines, appauvrissement de l'ozone, smog photochimique, toxicité humaine, rayonnements ionisants, etc.

L'unité utilisée pour caractériser les dommages sur la santé humaine en ACV est le DALYs. Il permet de caractériser morbidité et mortalité sur l'humain en un seul indicateur (Huijbregts *et al.*, 2017; Bulle *et al.*, 2019).

Cet indicateur permet de répondre à la question cruciale de l'atteinte aux personnes. Ainsi, malgré les incertitudes, il a plus d'impact sur le public et les parties prenantes.

1.2.4.7 Conclusion sur les catégories d'impacts

Dans de nombreuses ACV et autres études, le GWP100 est au centre des discussions, mais il est crucial de considérer également d'autres catégories (midpoint en endpoint) pour s'approcher d'un profil environnemental plus complet, permettant ainsi d'éviter au maximum les déplacements d'impacts entre catégories.

1.2.5 Limites de l'Analyse de Cycle de Vie

Malgré sa diffusion et sa normalisation, la méthodologie de l'ACV présente un certain nombre de limites et de défis qui ont été largement discutés dans la littérature (Finnveden *et al.*, 2009; Hellweg & Milà i Canals, 2014; Reap, Roman, Duncan & Bras, 2008a,b). Comprendre les différentes limites est crucial pour interpréter correctement les résultats d'une ACV et pour identifier les axes d'amélioration de la méthode. Certaines limites comme le choix de la méthode d'impacts ou des incertitudes des données ont déjà été évoquées mais entrons un peu plus en détails dans certaines limites pertinentes à ce mémoire. Ainsi, certains points ne seront pas traités, non pas parce qu'ils ne sont pas importants ou significatifs mais car leur pertinence est moindre dans ce mémoire.

1.2.5.1 Qualité et disponibilité des données

L'une des contraintes majeures en ACV est l'accès à des données d'inventaire fiables, à jour et représentatives du marché. Les bases de données comme *ecoinvent*, base de données sur laquelle les modélisations de ce mémoire sont quasiment entièrement basées, fournissent des

moyennes qui peuvent ne pas refléter la variabilité réelle des procédés, ni les technologies les plus récentes. De plus, certaines filières manquent de données publiques, obligeant à recourir à des proxies ou à des extrapolations (Reap *et al.*, 2008a,b). La qualité des données (précision, date, source géographique) influe directement sur la robustesse des résultats ACV, et il n'est pas toujours possible de quantifier l'impact d'une donnée incertaine sur le résultat final sans analyse statistique.

1.2.5.2 Subjectivité, la comparabilité et la dépendance aux hypothèses

L'ACV est souvent présentée comme un outil objectif, mais elle est marquée par une forte dépendance aux choix méthodologiques et aux hypothèses considérées. Cela concerne la définition des frontières, l'unité fonctionnelle, les règles d'allocation ou encore la sélection des impacts, et ils influencent directement les résultats (Heijungs & Huijbregts, 2004; Lloyd & Ries, 2007; International Organization for Standardization, 2006a,b). En pratique, deux ACV, sans erreurs, portant sur un même produit peuvent aboutir à des conclusions très différentes à cause de différences dans les hypothèses et données utilisées, ce qui limite la reproductibilité et la comparabilité des études (Finnveden *et al.*, 2009). Dans le cas particulier de l'ACV-C, l'identification des processus marginaux et la modélisation des réponses du marché constituent un défi méthodologique majeur rempli d'incertitudes (Zamagni, Guinée, Heijungs, Masoni & Raggi, 2012; Earles & Halog, 2011).

Comme déjà expliqué, c'est pour ces raisons qu'il est recommandé, voire obligatoire, de documenter les différents choix et hypothèses. Il est possible, pour réduire les incertitudes de faire appel à des experts indépendants pour faire une revue critique des choix et hypothèses réalisés. Cela permet d'augmenter la crédibilité des résultats (Hauschild *et al.*, 2018; International Organization for Standardization, 2006c,b).

1.2.5.3 Caractère statique et absence de dynamique temporelle

L'ACV standard agrège les impacts sur tout le cycle de vie sans tenir compte de la chronologie des émissions. Or, par exemple, les impacts de la production d'un panneau photovoltaïque sont répartis par kWh produits sur le cycle de vie complet : 100 kgCO_{2eq} pour 100 kWh en 10 ans donne 1kgCO_{2eq} par kWh et 10 kWh et 10 kgCO_{2eq} par an pendant 10 ans alors que 100 kgCO_{2eq} ont été émis à l'an 0, les chiffres utilisés ne sont pas représentatifs, mais ont seulement un intérêt pour l'exemple. Or, la temporalité des émissions peut avoir un impact suffisamment important sur le pic des émissions pour modifier les résultats d'une ACV (Hauschild *et al.*, 2018). Ainsi, pour pallier ce manque de dynamique temporelle, il existe l'ACV dynamique. Elle inventorie les émissions en fonction de quand elles occurrent et elle utilise des facteurs de caractérisation dépendant du temps afin d'obtenir des scores dynamiques cohérents avec l'horizon de décision. Les comparaisons montrent que l'écart entre une ACV statique (PRG fixe, p. ex. PRG100) et une ACV dynamique peut être suffisant pour changer des conclusions, notamment pour des systèmes considérant des bioénergies et des changements d'usage des sols (Levasseur, Lesage, Margni, Deschênes & Samson, 2010).

1.2.5.4 Spécificité géographique et technologique limitée

Certains impacts ne sont pas globaux mais régionaux voire locaux (acidification, eutrophisation, toxicité, particules, ...). En effet, la localisation de l'émission et les caractéristiques du milieu récepteur peuvent faire varier les résultats de plusieurs ordres de grandeur. Ainsi, pour ces catégories d'impacts, des approches fondées sur des moyennes mondiales supposant des conditions standard, masquent ces différences et peuvent rendre fausses, ou très incertaines, les quantifications (Finnveden *et al.*, 2009). La littérature recommande donc la différenciation spatiale à la fois au niveau des émissions mais aussi au niveau des facteurs. Cela n'est possible qu'à la condition de disposer de données géolocalisées (Hauschild *et al.*, 2018).

1.2.5.5 Conclusion limites

Nous avons donc vu que l'ACV possède de nombreuses limites, très souvent dues à la nécessité d'une quantité de données importantes et pas toujours disponibles. Malgré ces limites, l'ACV peut être un outil puissant pour évaluer les questions et les politiques environnementales.

1.2.6 Conclusion globale

Nous avons posé les fondamentaux de l'ACV : cadre ISO, phases, approches (attributionnelle, conséquentielle, prospective), distinction midpoint/endpoint, panorama très rapides de quelques méthodes d'impacts (ReCiPe, IW+, ...) et catégories clés (CC, écotoxicité marine, occupation des terres, particules fines, santé humaine, qualité des écosystèmes). Ces éléments constituent la boîte à outils pour comprendre les étapes et les pratiques importantes à la réalisation d'une ACV dans différents contextes.

La suite de la revue de littérature est séparée en deux sections présentant les sujets des deux articles présentés pour ce mémoire par article, qui ont pour but de montrer la diversité d'application dans l'ACV. La section suivante est dédiée à un processus de micro-usinage du verre et les potentiels sources de son impact environnemental.

1.3 Micro-usinage du verre

1.3.1 Techniques de micro-usinage du verre

Le verre étant un matériau dur et fragile, il est difficile à usiner. C'est pour cela que les processus de micro-usinage du verre sont clés dans la production de nombreux dispositifs miniatures (Microsystème électromécanique optiques et non optiques, microfluidique, etc.) (Hof, Thibaut & Wüthrich, 2016). Ainsi, plusieurs approches ont été développées pour usiner le verre à petite échelle. Des exemples de micro-usinage sont la réalisation de micro-trous ou de micro-structures dans le verre. Chaque méthode comporte des avantages et des inconvénients.

Par exemple, les procédés thermiques (par exemple le perçage laser) sont très rapide et flexible, mais provoquent souvent des défauts comme des Zones Thermiquement Altérées (HAZ) et des bourrelets de matière autour des trous (dus à la re-solidification des débris), ce qui peut compliquer un potentiel collage de plaques de verre (Hof & Abou Ziki, 2017).

Les procédés chimiques, faisant utilisation d'acide, produisent quant à eux des surfaces très lisses, mais requièrent des investissements initiaux importants, masques permettant de protéger le verre là où il ne doit pas être usiné, et des étapes de fabrication additionnelles. Un masque étant coûteux, le format d'usinage ne peut être adaptée facilement, ajoutant une contrainte supplémentaire (Hof & Abou Ziki, 2017). Les procédés mécaniques (par exemple forage ultrasonique ou micro-fraisage avec outils diamantés) sont relativement lents, en comparaison aux procédés thermiques et chimiques, et engendrent souvent des rugosités de surface élevées. Il arrive même que des micro-fissures se forment, le verre étant un matériau très facile à casser (Hof & Abou Ziki, 2017).

Ainsi, les trois types de procédés présentés ayant des avantages très intéressants, mais des limites réduisant leur potentiel, des procédés hybrides, c'est-à-dire mélangeant les méthodes, ont été développées. La méthode Usinage Assisté par Décharge Électrochimique (Spark Assisted Chemical Engraving) (SACE) en est un exemple prometteur (Hof *et al.*, 2016). Il s'agit donc d'un procédé de micro-usinage hybride mélangeant les méthodes chimique et thermique, basé sur le phénomène de décharge électrochimique, qui permet d'usiner des matériaux électriquement isolants comme le verre, la céramique ou le quartz. Ainsi, la méthode SACE permet au verre de ne pas subir d'effort mécanique direct : l'enlèvement de matière s'effectue sans contact, ce qui évite d'endommager le matériau ou d'altérer ses propriétés mécaniques (Ho & Wu, 2018).

1.3.2 Principe du procédé SACE

Le procédé SACE se déroule dans une cellule électrochimique (cellule dans laquelle il est possible de provoquer des réactions chimiques via un apport d'énergie). L'usinage de la pièce en verre à usiner se fait dans une solution électrolytique alcaline (solution concentrée en $NaOH$

et/ou KOH) en présence de deux électrodes métalliques. L'électrode-outil (cathode) de petite taille, celle qui permettra d'usiner la pièce, est placée à proximité de la surface à usiner, tandis qu'une contre-électrode (anode) de plus grande surface est placée à distance. Cela est représenté de manière différente dans les figures 1.2 et 1.3.

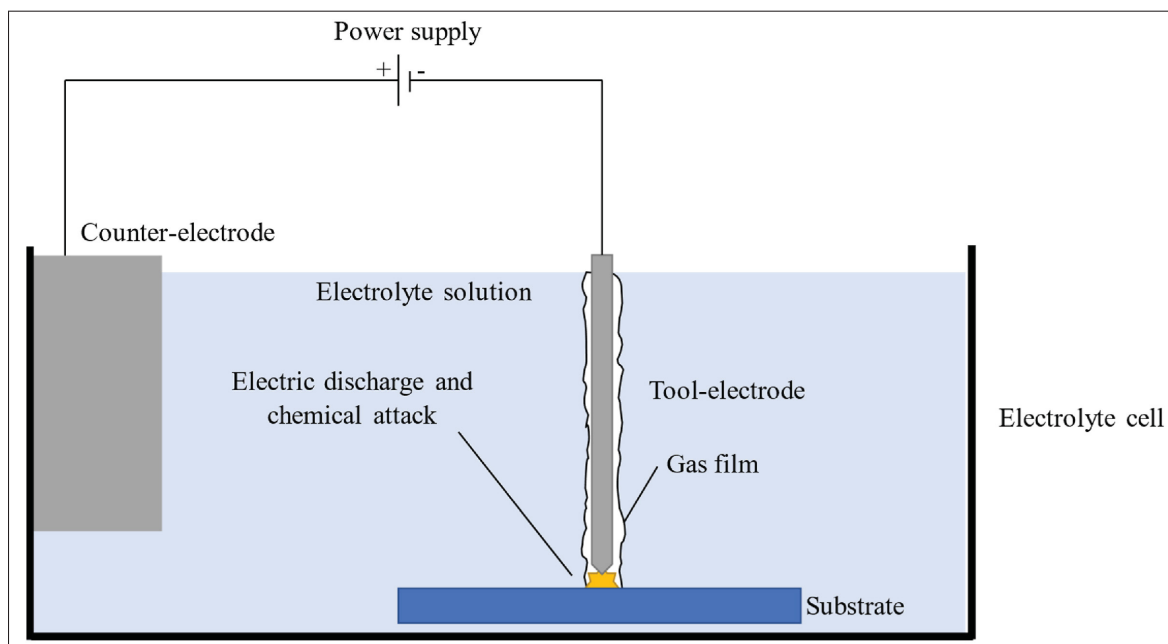


Figure 1.2 Représentation du système SACE

Le système est ainsi décrit, décrivons maintenant le processus permettant l'usinage du verre. Lorsqu'une tension continue est appliquée dans les deux électrodes, des micro-bulles de gaz d'hydrogène se dégagent à la cathode, i.e. l'électrode proche de la pièce à usiner, par électrolyse de l'eau (décomposition de H_2O en H_2 et O via de l'énergie puisée dans un courant électrique). Cependant, lorsqu'on augmente la tension au-dessus d'un seuil, environ 30 V, les bulles se transforment alors en un film de gaz, qui se maintient continuellement, contenant la cathode. Le champ électrique provoque alors des étincelles traversant le film gazeux. L'énergie contenue dans ces étincelles se concentre alors localement, au niveau de la cathode, principalement sous forme de chaleur (et de plasma mais pas particulièrement pertinent au procédé). La concentration de chaleur fait monter la température de la zone autour de la cathode, et donc au niveau de la pièce à usiner, entre $\sim 200 - 600^\circ C$. Or, sous l'effet de la chaleur, la réaction chimique

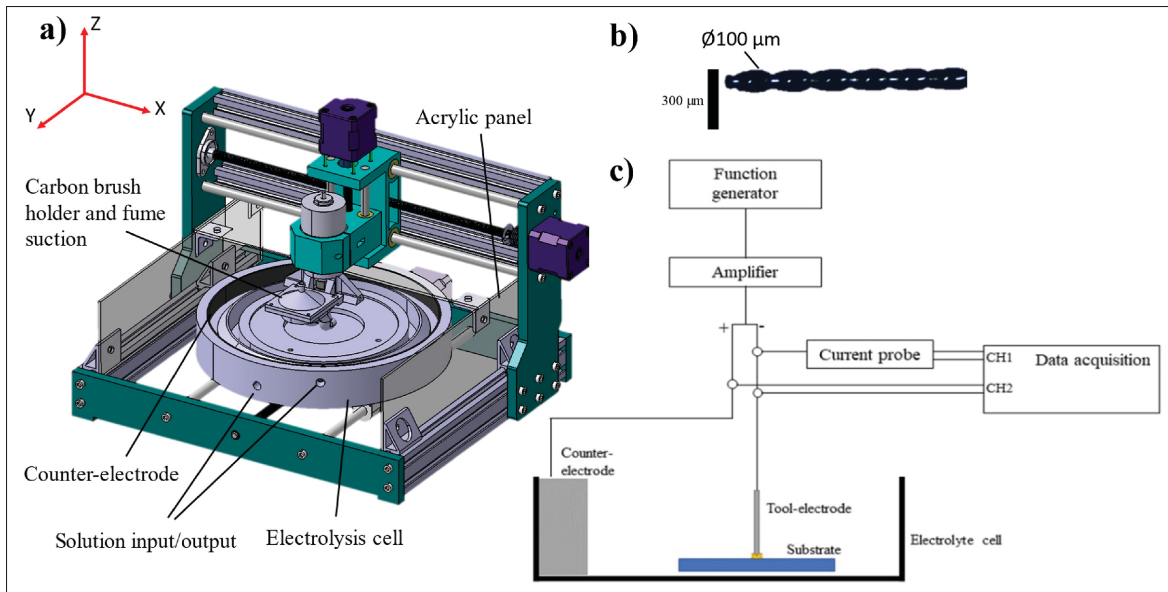


Figure 1.3 Représentation plus générale du système SACE. Image donnée par le laboratoire de Lucas Hof, LFIC

$SiO_2 + 2KOH \rightarrow K_2SiO_3 + H_2O$ est accélérée. C'est-à-dire que la pièce usinée, composée de verre et donc de SiO_2 réagit, sous l'effet de la chaleur, avec la solution électrolytique (dans la réaction chimique, l'exemple d'une solution électrolytique composée de KOH est utilisé) menant ainsi à une dégradation de la solution électrolytique et de la surface de la pièce en verre. Ainsi, en appliquant une tension continue au dessus de la tension seuil et en renouvelant suffisamment la solution électrolytique, pour qu'il y ait toujours des molécules KOH à dégrader, il est permis d'usiner la surface du verre sans arrêt, menant finalement à des micro-structures. Ce procédé hybride, utilisant un mécanisme thermo-chimique, permet de micro-usiner le verre sans le briser (Bassyouni & Abou Ziki, 2020; Hof & Abou Ziki, 2017; Villeneuve & Hof, 2023b). Le processus a lui-aussi des avantages et des inconvénients qui seront présentés dans la section suivante. Ainsi, la méthode SACE s'apparente à un usinage par décharges électrochimiques (ou Electro-Chemical Discharge Machining (ECDM) en anglais) appliqué aux matériaux isolants (Ho & Wu, 2018).

1.3.3 Capacités et avantages de SACE

Le procédé SACE est très flexible. En effet, il est possible de réaliser une grande variété d'opérations d'usinage sur le verre : perçage de micro-trous, micro-fraisage de canaux ou cavités, micro-découpe de fentes, et même usinage 2.5D (formes tridimensionnelles peu profondes) (Hof *et al.*, 2016). Un exemple d'usinage réalisé par SACE est présent figure 1.4. Un des



Figure 1.4 Exemple d'application du procédé SACE. Figure donnée par le laboratoire de Lucas Hof, LFIC

avantages du procédé est qu'il n'endommage pas la surface restante du verre en dehors des zones usinées, l'usinage étant local. En effet, aucune micro-fissures, débris fondus adhérents ou bavures importantes ne sont observés autour des zones d'usinage (Hof & Abou Ziki, 2017). Il avait été expliqué dans la section de présentation des différentes méthodes de micro-usinage que l'usinage mécanique pouvait causer des bourrelets ou rugosités importantes. Or, lors de la fabrication de dispositifs microfluidiques, il faut coller des substrats ensemble, ce qui n'est pas possible lorsque des bourrelets ou rugosités sont présentes (risque de mauvaise étanchéité). La méthode SACE peut être particulièrement intéressante dans ce cas étant donné qu'elle permet d'obtenir une surface intacte pouvant être collée sans difficulté (Hof *et al.*, 2016).

Par rapport aux méthodes plus conventionnelles, l'usinage par la méthode SACE se distingue par des équipements relativement simples et peu onéreux, tout en offrant de hautes performances (Bassyouni & Abou Ziki, 2020). En effet, un système SACE standard se compose essentiellement d'une micro-perceuse Commande Numérique par Ordinateur (ou *Computer Numerical Control*) (CNC) équipée d'une tête d'usinage spécifique, d'une source de tension continue et d'un bain d'électrolyte basique, sans nécessiter de laser de puissance ni de chambre à vide par exemple (Bassyouni & Abou Ziki, 2020). Par exemple, un étudiant de l'École de Technologie Supérieure (ETS) avec l'aide de son laboratoire de recherche, a construit une machine permettant d'appliquer le procédé SACE (Villeneuve, 2022).

De plus, la méthode SACE permet de produire des micro-structures avec des rapports d'aspect élevés (profondeur/diamètre > 10 facilement) et une précision assez fine. Bassyouni & Abou Ziki (2020) reportent une rugosité de surface finale pouvant être inférieure à $0,5\mu m$ sur le verre usiné, ce qui est comparable aux performances des meilleurs procédés par attaques chimiques.

Les vitesses de micro-usinage sont également relativement performantes : par exemple, un trou traversant de $700\mu m$ de profondeur peut être percé en à peine 2 secondes avec une machine SACE industrielle (Hof *et al.*, 2016). Cependant, lorsqu'il faut usiner des micro-structures complexes, l'usinage devient plus lent et donc moins intéressant.

De plus, le procédé étant très flexible, il est possible, en optimisant les paramètres (vitesse d'avance de l'outil, distance outil-pièce, composition de l'électrolyte, etc.), de contrôler la rugosité et la morphologie des parois usinées, et cela même pendant l'usinage du verre. Cela n'est pas réalisable facilement avec des méthodes purement mécanique ou thermique.

D'une manière générale, la littérature montre que la SACE offre un potentiel élevé pour l'usinage de microstructures en verre avec une productivité et une qualité en amélioration constante. Cela ouvre la voie à des applications industrielles (Bassyouni & Abou Ziki, 2020). Cependant, Wüthrich & Fascio (2005) notaient en 2005 que la SACE n'était encore qu'au stade de recherche en laboratoire depuis près de 40 ans. Cette technologie connaît tout de même un début de diffusion industrielle. La première machine commerciale de micro-usinage SACE a été lancée

il y a quelques années et confirme l'applicabilité du procédé SACE en production industrielle (Bassyouni & Abou Ziki, 2020; Hof *et al.*, 2016).

1.3.4 Limitations et axes d'amélioration

Cependant, comme tout procédé, SACE possède des limitations. L'une des limites les plus importantes concerne le film de gaz permettant le procédé. En effet, c'est un phénomène qu'il est très difficile de garder stable et voire de contrôler pendant l'usinage. Or, cela est important car un film gazeux instable entraîne des variations dans le processus, pouvant aller de limitations de la reproductibilité de l'usinage de micro-structures (Ho & Wu, 2018) jusqu'au bris de l'outil en cas de contact avec la pièce. Une autre limitation du processus SACE est l'apparition de HAZ à des profondeurs d'usinage importantes ($> 200 - 300\mu m$) ou pour des tensions élevées ($> 30 - 35V$). Il est possible, malgré le caractère non-mécanique de la méthode SACE, que des micro-fissures apparaissent dans le verre à cause d'une accumulation de chaleur, traduisant ainsi la difficulté à évacuer l'électrolyte se trouvant au fond du trou ou de la structure usinée (Bassyouni & Abou Ziki, 2020). Ces différentes limitations sont très étudiées : de nombreuses analyses et améliorations du procédé SACE ont été explorées dans des études comme (Wüthrich & Fascio, 2005; Zheng, Su, Huang & Yan, 2007; Goud, Sharma & Jawalkar, 2016).

1.3.5 Considérations environnementales dans les procédés de micro-usinage

Pour évaluer les impacts environnementaux des méthodes de micro-usinage, telles que le procédé SACE, l'ACV, comme déjà présentée dans les sections précédentes, est un outil adaptée. Pour l'utiliser, il faut modéliser l'ensemble du cycle de vie du procédé. La littérature n'est pas très fournie sur le sujet. En effet, à notre connaissance, aucune ACV ou étude d'impacts environnementaux n'existe à propos de la méthode SACE ou n'importe quelle autre méthode de micro-usinage du verre. Cependant, la littérature fournit quelques éléments, sur l'usinage et le micro-usinage, permettant d'orienter l'étude des impacts environnementaux de SACE.

1.3.5.1 Intensité énergétique et efficacité

Selon Gamage, DeSilva, Harrison & Harrison (2016), les procédés de micro-usinage, l'Usinage par Décharge Electrique (ou *Electrical Discharge Machining*) (EDM) ou ECDM (par exemple SACE), consomme beaucoup d'énergie par unité de matériau enlevé. En effet, par rapport à de l'usinage conventionnel, les taux d'enlèvement de matière et les vitesses sont relativement faibles. Ainsi, pour retirer un volume comparable de matériaux entre l'usinage conventionnel et le micro-usinage non conventionnel, l'énergie consommée par le micro-usinage est bien plus importante que pour l'usinage conventionnel. En effet, l'EDM peut nécessiter de l'ordre de $10^6 - 10^8 J$ pour enlever $1cm^3$ de matériau. Ce sont des centaines à des millions de fois plus d'énergie nécessaire que l'usinage conventionnel par coupe ou fraisage, pour un volume retiré équivalent (Gamage *et al.*, 2016). Dans l'analyse de Li & Kara (2015), la consommation énergétique d'une méthode EDM a été évaluée à au moins 10^3 fois moins que l'usinage traditionnel, pour une unité de volume retiré équivalent.

La littérature permet donc de montrer que les méthodes d'usinage de précision sont beaucoup plus énergivores par unité de volume que l'usinage conventionnel. Cependant, ce n'est pas nécessairement un poste important du cycle de vie du procédé. En effet, $10^6 J$ correspond à moins de $0.3kWh$, ce qui, selon l'unité fonctionnelle considérée et surtout les autres composantes du procédé de micro-usinage, pourrait n'être responsable que de quelques pourcents de l'impact.

1.3.5.2 Phase d'utilisation vs impacts de fabrication des machines

Dans de nombreuses applications d'usinage, les impacts environnementaux de la phase d'utilisation domine ceux de la phase de fabrication de la machine. Par exemple, Song, Cao & Li (2010) ont montré que les émissions de CO_{2eq} associées à l'utilisation d'une machine-outil représentaient 82% des impacts sur le cycle de vie. Duflou *et al.* (2012) estime que la conclusion de (Song *et al.*, 2010) est fréquente dans les études d'ACV traitant d'usinage conventionnel : l'utilisation, i.e., l'électricité et les consommables, pendant plusieurs années dépassent souvent l'impact ponctuel de fabrication de la machine usinant.

Cependant, cette conclusion n'est pas valide dans toutes les situations comme le montre l'étude de Duflou *et al.* (2012), qui a fait une revue systématique l'efficacité énergétique et matérielle dans l'usinage. Malgré tout, certaines études considèrent la phase d'utilisation de la machine majoritaire sans se poser la question de la généralisation, et ainsi ne considère pas l'impact de la production de la machine dans leur étude. Par exemple, Shi, Hu, Ma & Wang (2021) propose une ACV pour étudier la découpe de pièces. La consommation d'énergie et de matériaux nécessaire à la production de la pièce et à son usinage sont considérés, mais l'étude ne considère ni la production de la machine ni quelconque fin de vie, tout en qualifiant l'ACV de « berceau à la tombe » (Shi *et al.*, 2021).

Dans certains cas, la fabrication et la fin de vie peuvent égaler, voire dépasser, les impacts de l'utilisation. Par exemple, selon les données deecoinvent (Wernet *et al.*, s.d.), l'utilisation d'un laser Yttrium Aluminium Garnet (YAG) de 30 W, pendant une heure, au Québec (ainsi alimenté par hydroélectricité), représente 8,8% de l'impact sur les CC, provenant de l'électricité consommée, contre 91% dus au reste du cycle de vie du laser. Dans ce cas particulier, la faible intensité carbone de l'électricité et la faible puissance demandée font que l'empreinte carbone est dominée par la fabrication de la machine (et le reste du cycle de vie du laser). Ainsi, considérer que la phase d'utilisation dominante sans remise en question de l'hypothèse aurait mené à une sous-estimation importante des impacts sur les CC.

Les méthodes de micro-usinages ne nécessitent pas une tension très élevée et pourraient ainsi ne pas nécessiter une consommation énergétique absolue élevée. Dans ce cas, il est possible que la phase d'utilisation de la machine, SACE par exemple, ne soit pas dominante dans les impacts, pouvant ainsi nécessiter la modélisation de la machine de micro-usinage.

1.3.5.3 Consommables

Lors de la phase d'utilisation d'une machine permettant d'usiner (ou micro-usiner), l'électricité n'est le seul élément consommable qui peut être consommé. En effet, il est possible qu'il y ait un besoin de matériaux consommables (comme la solution électrolytique qui doit être

renouvelée continuellement, en raison de l'évaporation, de la contamination ou de l'épuisement, pour permettre au processus SACE de fonctionner), et ceux-ci jouent un rôle plus ou moins important dans l'empreinte environnemental. S'il s'agit d'un rinçage simple à l'eau pure pour un procédé très énergivore, il est probable que l'eau, i.e., le consommable, ne soit responsable que d'une partie minime de l'impact environnemental. Mais, il y a des situations dans lesquelles les consommables peuvent représenter une part non-négligeable des impacts. Par exemple, Duflou *et al.* (2012) présente la contribution aux impacts, sur les CC, d'1 heure d'utilisation d'un procédé d'EDM par enfonçage avec une électrode en cuivre. Le fluide diélectrique, un consommable, représente 43% de l'impact sur le cycle de vie, tandis que la consommation électrique est responsable de 37% des impacts. De plus, le remplacement de l'électrode en cuivre atteint 8% de la contribution aux impacts. Il faut cependant noter une inconsistance. Duflou *et al.* (2012) n'ont pas modélisés le processus dans leur revue, mais ils citent un article de conférence, (Kellens, Renaldi, Dewulf & Duflou, 2011), dont Duflou est dernier auteur, dont ils utilisent les résultats. Mais, les résultats présentés dans cet article sont différents de ceux présentés par Duflou *et al.* (2012) : 47.3% pour l'impact de l'électricité, 23.1% pour le fluide diélectrique et 5% pour le remplacement de l'électrode en cuivre. Elle pourrait être expliqué par une modification non publiée de la modélisation.

Mingione, Gianvincenzi, Marconi & Rubino (2025) compare deux processus de traitement pour préparer un dépôt de revêtement : un traitement de surface chimique et un traitement laser. Le traitement chimique présente un impact sur l'environnement inférieur au traitement laser.

Ainsi, l'importance de la considération des matériaux consommables dans une évaluation des impacts environnementaux est établie, mais n'est pas assurée, il est possible que les résultats aillent à l'encontre de l'intuition des personnes (Intuitivement, un produit chimique est imaginé comme ayant un impact nécessairement important sur l'environnement en comparaison à l'utilisation d'énergie ou la fabrication d'une machine)

1.3.6 Conclusion SACE

La méthode SACE apparaît comme une technique de micro-usinage du verre à fort potentiel, capable de surmonter de nombreuses limitations des méthodes traditionnelles, mais présentant certaines limitations. La recherche continue et les débuts de développement commercial pourraient mener à une utilisation à plus grande échelle de cette méthode hybride pour la production de micro-dispositifs en verre. Cependant, pour que la méthode SACE s'inscrive pleinement dans une démarche de fabrication durable, il est nécessaire d'étudier son impact environnemental sur le cycle de vie complet. L'ACV de cette méthode de micro-usinage est ainsi réalisée dans un des articles de ce mémoire et permet de présenter partiellement les capacités de l'ACV-A comme outil de réduction d'impacts environnementaux. La section suivante traite de la question de la temporalité à adopter dans le remplacement anticipé de panneaux solaires, qui est étudiée dans le deuxième article du mémoire, via la réalisation d'une ACV-P, permettant ainsi de présenter une ACV-P, moins traditionnelle.

1.4 Remplacement anticipé de panneaux solaires

1.4.1 Contexte général

Certaines villes, de toutes tailles, se fixent des objectifs ambitieux en matière de transition énergétique et environnemental, et elles ne peuvent pas compter uniquement sur les politiques nationales de décarbonation. Ainsi, les responsables et les autorités des villes sont de plus en plus appelés à agir localement pour réduire les émissions. L'installation de panneaux photovoltaïque (PV), sur des surfaces non-utilisées ou en faisant du multi-usage (panneaux sur des toits par exemple). Cependant, contrairement à des zones plus rurales où beaucoup plus d'espace est disponible, les zones urbaines atteignent rapidement leur saturation physique en termes de surfaces disponibles, ce qui limite l'expansion de la capacité photovoltaïque installée (Ardente & Mathieux, 2014; Herceg, Fischer, Weiß & Schebek, 2022).

Une fois cette saturation atteinte, s'il y a une volonté d'explorer des méthodes pour continuer d'augmenter la production d'électricité décarbonée, une méthode est le remplacement anticipé de panneaux solaires ou *repowering* en anglais. Cela consiste à remplacer des panneaux solaires avant leur fin de vie pour profiter plus rapidement des technologies plus récentes et donc plus performantes pour une même surface. C'est cette non-nécessité d'utiliser de l'espace en plus qui peut être intéressante pour des zones saturées en panneaux PV (Herceg *et al.*, 2022).

Ainsi, le remplacement anticipé pose la question suivante : Faut-il remplacer les panneaux PV en état de fonctionnement avant la fin de leur durée de vie technique afin de tirer parti des améliorations technologiques, ou faut-il les utiliser jusqu'à ce qu'ils ne soient plus en état de fonctionnement ? D'un point de vue environnemental, un remplacement anticipé ne se justifie que si l'impact environnemental de la fabrication et de l'élimination des nouveaux panneaux est largement compensé par l'électricité supplémentaire produite pendant la durée de vie du système. Ce compromis dépend non seulement de la dégradation des modules, des améliorations en termes d'efficacité, du contexte du remplacement, mais aussi de la manière dont la production d'électricité compense les émissions marginales du réseau. Un kWh marginal résulte d'une augmentation de la demande, qui a des effets différents sur le marché et les fournisseurs par rapport à un kWh moyen.

1.4.2 Définition du remplacement anticipé

La pratique du remplacement anticipé a d'abord été observée dans le domaine de l'énergie éolienne en raison de l'augmentation rapide de l'efficacité des éoliennes, rendant obsolètes celles qui fonctionnaient encore (Martínez, Latorre-Biel, Jiménez, Sanz & Blanco, 2018). Le domaine PV n'a pas connu beaucoup d'engouement pour, et n'a donc pas été aussi bien étudié, mais la tendance est à la hausse ces dernières années (Tsanakas *et al.*, 2024).

Herceg *et al.* (2022) définissent le repowering comme « le remplacement de l'ensemble d'une centrale photovoltaïque par un système nouvellement fabriqué, sans réutilisation de pièces ». Villena-Ruiz, Martín-Martínez, Honrubia-Escribano, Ramírez & Gómez-Lázaro (2024) ont

étudié le remplacement de modules et d'onduleurs, qui est défini comme une modernisation, *revamping* en anglais, car il ne remplace pas l'ensemble du système. Dans ce mémoire, et l'article conséquent, le repowering est défini comme le remplacement anticipé d'un système PV complet avant qu'il n'atteigne la fin de leur durée de vie (30 à 40 ans) par des technologies plus récentes et plus efficaces installées sur la même surface, avec la possibilité de réutiliser partiellement certains composants des panneaux remplacés.

1.4.3 Remplacement anticipé dans le contexte des panneaux PV : Considérations environnementales

Plusieurs études d'ACV ont examiné le moment et les conditions optimales pour le remplacement anticipé des panneaux PV, souvent avec des hypothèses et des limites de système différentes. Herceg *et al.* (2022) ont constaté que le moment optimal pour remplacer les panneaux se situe entre 15 et 21 ans après l'installation, en fonction des progrès technologiques, des taux de dégradation des panneaux, de l'efficacité du recyclage et des changements de capacité. Ils ont montré que le remplacement des panneaux avant environ 15 ans entraîne généralement des pertes environnementales nettes, car les coûts supplémentaires de fabrication et d'élimination l'emportent sur les gains opérationnels. Il est important de noter que leurs résultats ont mis en évidence que l'augmentation de la capacité totale du système lors du repowering peut compenser ces inconvénients, améliorant ainsi la performance environnementale de 6 à 53% par kWh par rapport à un remplacement sans changement de capacité. Dans l'article présenté dans le mémoire, il n'a pas été supposé de changement de capacité, uniquement une augmentation de l'efficacité des panneaux.

Un point important à prendre en compte est que l'impact d'un panneau solaire vient majoritairement de la production. Or, lors d'un remplacement anticipé des panneaux, tous les kWh qui auraient dû être produits ne le sont pas, ainsi une partie de l'impact de production n'est pas amortie. Ardente & Mathieux (2014) ont formalisé une approche méthodologique pour attribuer, au système remplaçant, les impacts environnementaux non amortis pour éviter de privilégier le remplacement précoce. Herceg *et al.* (2022) l'ont intégrée dans une analyse de différents

scénarios de fin de vie et d'installation de capacité. Les considérations économiques ajoutent à la complexité.

Jean, Woodhouse & Bulović (2019) ont examiné la question du raccourcissement délibéré de la durée de vie des modules et si cela pouvait être avantageux. En effet, cela pourrait permettre de rendre les panneaux moins chers, moins gourmands en matériaux et plus faciles à remplacer. Contrairement à Herceg *et al.* (2022), qui ont supposé des modules conventionnels à longue durée de vie, Jean *et al.* (2019) ont utilisé une modélisation technico-économique pour montrer qu'une durée de vie intentionnellement plus courte pourrait réduire le coût actualisé de l'électricité, défini comme le coût moyen de production d'un kWh pour une source donnée, de 4,6 à 8,9% pour les systèmes résidentiels, tout en offrant des avantages environnementaux, à condition que le recyclage et la réutilisation soient mis en œuvre efficacement.

Ainsi, contrairement aux études préconisant strictement des durées de vie longues, Jean *et al.* (2019) estiment que les modules à durée de vie plus courte ne sont pas nécessairement un inconvénient.

Ensemble, ces études montrent que les impacts environnementaux du remplacement anticipé photovoltaïque dépendent du moment du remplacement, des impacts non-amorties, de l'augmentation (ou non) de la capacité et de la conception des panneaux. Les différences de résultats entre les études proviennent souvent de la manière dont ces paramètres sont combinés.

Cependant, il est très important de noter qu'aucune de ces études n'a utilisé une logique conséquentielle pour estimer les impacts évités par la production additionnelle d'électricité. Il est donc nécessaire de réévaluer le remplacement anticipé de panneaux PV en considérant des sources marginales et non un mix moyen d'électricité. Cela est l'objectif principal d'une des parties de ce mémoire.

1.4.4 Mix électrique marginal et émissions évitées

Les ACV-A de remplacement anticipé estiment les avantages environnementaux à partir des mix électriques nationaux moyens (Ardente & Mathieux, 2014; Herceg *et al.*, 2022; Jean *et al.*, 2019). De telles approches ont tendance à sous-estimer les avantages environnementaux réels, en particulier dans les réseaux fortement dépendants des combustibles fossiles pour la production marginale (Peters, Iribarren, Juez Martel & Burguillo, 2022).

Plusieurs analyses, réalisées par Peters *et al.* (2022) et Gagnon & O'Shaughnessy (2024), ont montré que l'électricité marginale, remplacée par des installations photovoltaïques supplémentaires, génère généralement des émissions de CO_2 plus élevées que l'électricité moyenne du réseau, car le mix marginal est composée en majorité d'énergies fossiles. Peters *et al.* (2022) ont démontré, pour le réseau électrique espagnol, que l'intensité carbone des émissions marginales pouvait être jusqu'à 80% supérieure à l'intensité carbone moyenne d'un réseau. Cela est dû, en grande partie, aux sources marginales de production d'électricité qui sont souvent dominées par le charbon et le gaz naturel. Ainsi, l'utilisation de la logique des sources marginales fournit une mesure plus réaliste, dynamique et précise des avantages environnementaux du remplacement anticipé des panneaux solaires.

De plus, Peters *et al.* (2022) montrent que la modélisation marginale heure par heure du réseau mène à des impacts sur les CC de 12 à 25% supérieurs à ceux obtenus par la modélisation marginale annuelle du réseau. Cela est dû au fait qu'annuellement, il est plus compliqué de tenir compte du mix réel. Il faut tenir compte de facteurs la congestion ou la capacité maximale du réseau qui pourrait le mener à ne pas pouvoir transporter une production électrique trop importante, à midi lors d'une journée ensoleillée par exemple. Or, ces facteurs ne peuvent être complètement modélisés et donc représentés par des moyennes annuelles statiques. Cependant, malheureusement, une modélisation horaire des sources marginales reste irréalisable dans ce mémoire comme cela est expliqué dans les limitations du deuxième article. À notre connaissance, une modélisation marginale du réseau pour évaluer les émissions évitées dans les scénarios de remplacement anticipé de panneaux PV n'a jamais été réalisée dans les ACV publiées. Cette

étude est donc la première mise en œuvre explicite de cette méthodologie dans le contexte du remplacement anticipé de panneaux PV.

1.4.5 Gestion des déchets et potentiels de réutilisations de composants

Le déploiement des panneaux PV génère d'importantes quantités de déchets en fin de vie des panneaux. D'ici 2050, elles devraient atteindre entre 60 et 78 millions de tonnes de déchets cumulés mondialement (Heath, Weckend & Wade, 2016).

Les panneaux solaires sont principalement composés de verre et d'un cadre en aluminium. Ces deux éléments constituent 80 à 90% de la masse des panneaux (Heath *et al.*, 2016), mais seulement environ 20% de l'impact sur les CC(calculs dans ecoinvent). Ces matériaux sont très recyclables et, surtout, réutilisables avec un coût environnemental minimal s'ils sont récupérés de manière appropriée.

Des avancées récentes ont montré que la récupération du verre et des cadres des panneaux photovoltaïques est possible à l'aide de procédés peu technologiques et peu énergivores. Surowiak & Wahman (2024) ont démontré que le verre peut être détaché à l'aide d'un fil chauffé de 0,5 mm et nettoyé dans un four spécialisé, ce qui le rend réutilisable pour l'assemblage de nouveaux modules. Dans cette même étude, le cadre en aluminium est retiré mécaniquement.

CHAPITRE 2

OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE

L'objectif de ce chapitre est de définir le projet de recherche, ainsi que de présenter les objectifs et méthodes des deux articles présentés dans ce mémoire.

2.1 Objectifs

Comme décrit dans l'introduction et la revue de littérature, les besoins mondiaux en énergie et la nécessité de décarboner le réseau énergétique sont tous deux en augmentation. Ce mémoire se concentre sur le second de ces deux défis. L'ACV s'est révélée être un outil largement accepté pour évaluer les impacts environnementaux et peut donc fournir des informations sur la décarbonation du réseau énergétique tout en évitant le déplacement d'impacts, c'est-à-dire la réduction d'un impact (à savoir le changement climatique) tout en augmentant involontairement d'autres impacts, tels que l'écotoxicité marine ou l'utilisation des sols. Cette recherche prend comme point de départ la production d'énergie photovoltaïque et aborde la question sous deux angles distincts, mais liés. Premièrement, à l'échelle micro : les questions technologiques liées à la fabrication ou à la modification d'un composant spécifique, le verre. Deuxièmement, à l'échelle macro : les questions politiques liées aux applications de remplacement, anticipé ou non, des panneaux photovoltaïques existants. Nous arrivons ainsi à la question de recherche suivante :

Quels sont les impacts environnementaux liés d'un côté au micro-usinage du verre à l'échelle micro, et de l'autre, à l'utilisation du photovoltaïque à l'échelle macro, et quelles recommandations peuvent être formulées pour réduire ces impacts ?

Les sous-objectifs à réaliser pour répondre à la question de recherche sont les suivants :

1. Évaluer les impacts environnementaux associés au micro-usinage du verre avec la méthode SACE.
 - a. Collecter les données et créer un inventaire complet du cycle de vie du modèle du procédé SACE pour des applications typiques.

- b. Evaluer les impacts environnementaux et les points chauds.
 - c. Faire des recommandations pour réduire l'impact du procédé
- 2. Déterminer sous quelles conditions il peut être bénéfique, d'un point de vue environnemental, de remplacer par anticipation des systèmes photovoltaïques, pour des scénarios futurs.
 - a. Identifier les scénarios pertinents pour le remplacement anticipé de panneaux solaires dans un environnement où l'espace est limité.
 - b. Développer un cadre de modélisation pour estimer le compromis entre les impacts environnementaux évités, ceux déjà émis et la temporalité du remplacement, en tenant compte de la réutilisation potentielle des composants en verre et en aluminium.
 - c. Évaluer l'influence des scénarios et des paramètres sur un ensemble représentatif de catégories d'impacts, en mettant l'accent sur les CC.

Il convient de noter que, dans la poursuite de ces objectifs, la recherche couvre divers domaines de l'ACV, y compris l'ACV attributionnelle traditionnelle et l'ACV prospective et conséquentielle, moins couramment utilisée mais tout aussi importante.

Ainsi, l'objectif de ce mémoire est de présenter, partiellement, l'étendue du potentiel et des différentes capacités de l'ACV. Par l'étude de ces différents types, les différentes pratiques associées à chaque méthode seront étudiées.

2.2 Méthodologie

Le projet de recherche sera donc réalisé en deux grandes étapes.

- Au chapitre 3 sera présentée une application de l'ACV-A sur une méthode de micro-usinage du verre, SACE, qui est utilisée à la fois en recherche et en industrie. Cette étude a été publiée dans le cadre d'un article de conférence et sera soumise comme article de journal dans un futur proche.
- Au chapitre 4 sera présentée une application de l'ACV-P et partiellement de l'ACV-C par l'étude prospective du remplacement anticipé de panneaux PV. Cette étude a été soumise en tant qu'article de journal dans une édition spéciale dédiée à l'ACV-P.

La méthodologie de chacune des deux étapes sera présentée généralement. Commençons par présenter la méthodologie de l'ACV-A, même si répétitive avec les sous-objectifs, de la méthode de micro-usinage du verre.

- Identification et récupération de données auprès de personnes de l'ETS et via la base de données ecoinvent.
- Modélisation sur openLCA, un logiciel permettant de réaliser des ACV, des différents processus et éléments nécessaires à l'utilisation de la méthode SACE.
- Présentation et interprétation des différents résultats pour permettre des recommandations sur l'amélioration des performances environnementales de la méthode de micro-usinage.

Maintenant, discutons de celle du remplacement anticipé de panneaux solaires :

- Génération d'un inventaire de données prospectif, selon différents scénarios, à partir de la base de données ecoinvent en utilisant l'outil *premise*.
- Modélisation d'une approche semi-conséquentielle via la considération de sources d'électricité marginales pour calculer les émissions évitées par la génération supplémentaire d'électricité.
- Considération additionnelle de la réutilisation de composants des panneaux remplacés.

Les outils utilisés dans le mémoire sont variés. Ils sont présentés dans la liste suivante :

- openLCA est un logiciel de modélisation d'ACV.
- Ecoinvent est une base de données d'ACV. Elle figure dans les bases de données les plus complètes accessibles aujourd'hui. Elle peut être utilisée avec openLCA mais aussi via Brightway.
- Brightway est un package python permettant d'interagir avec la base de données ecoinvent. Il permet d'extraire et traiter des données beaucoup plus rapidement et efficacement qu'avec openLCA.
- premise est un package python qui ne fonctionne qu'avec Brightway. Cet outil permet de modifier certains processus présent dans ecoinvent par leur équivalent projeté dans le futur, pour une date et un scénario donné.

La modélisation de l'article traitant le micro-usinage du verre a été réalisée en utilisant openLCA et ecoinvent. La modélisation de l'article traitant du remplacement anticipé de panneaux solaires a utilisé ecoinvent, Brightway et premise. Brightway et premise ont été utilisés pour explorer la base de données et récupérer les données ecoinvent pertinentes. Après cela, le traitement des données s'est fait en utilisant python de manière appropriée.

Dans les sections suivantes, les deux articles sont présentés tels que soumis.

CHAPITRE 3

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF THE SPARK ASSISTED CHEMICAL ENGRAVING (SACE) MICRO-MACHINING METHOD

Louis Liogier¹ , Andrew D. Henderson² , Lucas A. Hof¹

¹ Département de Génie Mécanique, École de Technologie Supérieure,

² Département de Génie de la Construction, École de Technologie Supérieure,
1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3

Article publié à la conférence « Canadian Society for Mechanical Engineering (CSME), the Computational Fluid Dynamics Society of Canada (CFDSC) and the Canadian Society of Rheology (CSR) 2025 » mai 2025

3.1 Résumé

Cette étude présente une Analyse de Cycle de Vie (ACV) du procédé de micro-usinage SACE pour les matériaux fragiles, identifiant les possibilités d'améliorer son profil environnemental, en mettant l'accent sur les émissions de Gaz à Effet de Serre (GES). Les principaux facteurs contribuant à l'empreinte environnementale, tels que la consommation d'électricité, la production du système et l'utilisation de produits chimiques dans la solution électrolytique, ont été évalués. La consommation d'électricité pendant l'utilisation a un impact relativement faible. Une analyse de sensibilité a montré que les variations de la consommation d'électricité et les combinaisons énergétiques liées à l'emplacement ont une influence limitée sur le profil environnemental global. La production du système Usinage Assisté par Décharge Electrochimique (Spark Assisted Chemical Engraving) (SACE) lui-même est une source d'impact relativement importante. La production de solution électrolytique est également une source potentielle d'impact. L'étude souligne que l'amélioration de la conception du système, le choix des matériaux et l'allongement de la durée de vie du système sont essentiels pour réduire l'impact environnemental. Ces résultats fournissent des orientations pour améliorer le profil environnemental du système d'usinage SACE et des systèmes similaires, en mettant l'accent sur la réduction des impacts de la production en amont, l'optimisation du choix des électrolytes et l'amélioration de la longévité du système.

3.2 Abstract

This study presents a Life Cycle Assessment (LCA) of the Usinage Assisté par Décharge Electrochimique (Spark Assisted Chemical Engraving) (SACE) micro-machining process for brittle materials, identifying opportunities to improve its environmental profile, focusing on greenhouse gas emissions. Key contributors to the environmental footprint, such as electricity consumption, system production, and chemical usage in the electrolyte solution, were evaluated. Electricity consumption during use has relatively low impact. A sensitivity analysis showed that variations in electricity consumption and location-based energy mixes have limited influence on the overall environmental profile. Production of the SACE system itself is a relatively important source of impacts. Production of electrolyte solution is also a potential source of impact. The study highlights that improving system design, material choices, and extending the system's lifespan are critical to reducing the environmental impact. These findings provide direction for improving the environmental profile of the SACE machining system, and similar systems, with emphasis on reducing upstream production impacts, optimizing electrolyte choices, and enhancing system longevity.

3.3 Introduction

The growing demand for precision machining in micro-manufacturing has driven the development of specialized processes such as Usinage Assisté par Décharge Electrochimique (Spark Assisted Chemical Engraving) (SACE). SACE is particularly useful for machining hard, brittle materials like glass, offering a non-contact method to create intricate features without the mechanical stresses of traditional methods. The SACE process applies a voltage between a machining tool and a workpiece, which is submerged in an electrolyte flow, to create an electrical discharge to heat and machine the workpiece locally, due to reaction with the electrolyte (Hof & Wuthrich, 2021; Villeneuve & Hof, 2023a; Hof & Wüthrich, 2018).

However, as with any process, there are environmental impacts associated with SACE; analyzing these impacts and understanding their drivers can support sustainable development goals in the

manufacturing sector, as it is already happening with emerging circular economy based glass waste revalorization approaches (Delbari & Hof, 2024). Towards this goal, it is necessary for researchers and designers to understand the different elements in their systems that contribute to environmental impacts. Life Cycle Assessment (LCA) is a tool for understanding and minimizing the environmental impacts of processes (Jolliet, Saadé, Shaked, Jolliet & Crettaz, 2015). By assessing the entire life cycle of a system, from raw material extraction to disposal, LCA, enables informed decisions about where improvements can be made, and helps to avoid burden-shifting.

While there are LCA studies of machining (e.g., reviewed by (Daniyan, Mpofu, Ramatsetse & Gupta, 2021)), there are no studies applying LCA to the novel SACE system or to micro-machining of glass. In this study, we apply LCA, based on the guidelines of ISO 14040 (International Organization for Standardization, 2006a) and ISO 14044 (International Organization for Standardization, 2006b) to the SACE system to evaluate its environmental impacts and to provide insight into how system design, material choices, and the lifetime of the equipment can influence the overall sustainability of SACE micro-machining.

3.4 Methods

3.4.1 SACE system description and data collection

The SACE system under study, illustrated in Figure 3.1, is made up of a main machine, in Figure 3.2 and auxiliary systems. The main machine is composed of linear tables (moving the tool), a spindle, the tool machining and materials (metals and polymers). The auxiliary systems include a computer, a screen, an axis controller, a power supply, an oscilloscope, a function generator, and a steel table. The majority of the auxiliary systems are used for precise control of the tool which machines the glass. During the machining, there is a continuous flow (0.25 L / hour) of an electrolyte solution, as well as energy consumption by the machine and auxiliary systems.

The SACE system is a prototype; the components of the SACE and auxiliary systems and their masses were taken from design documents for the prototype. The electricity consumption of the

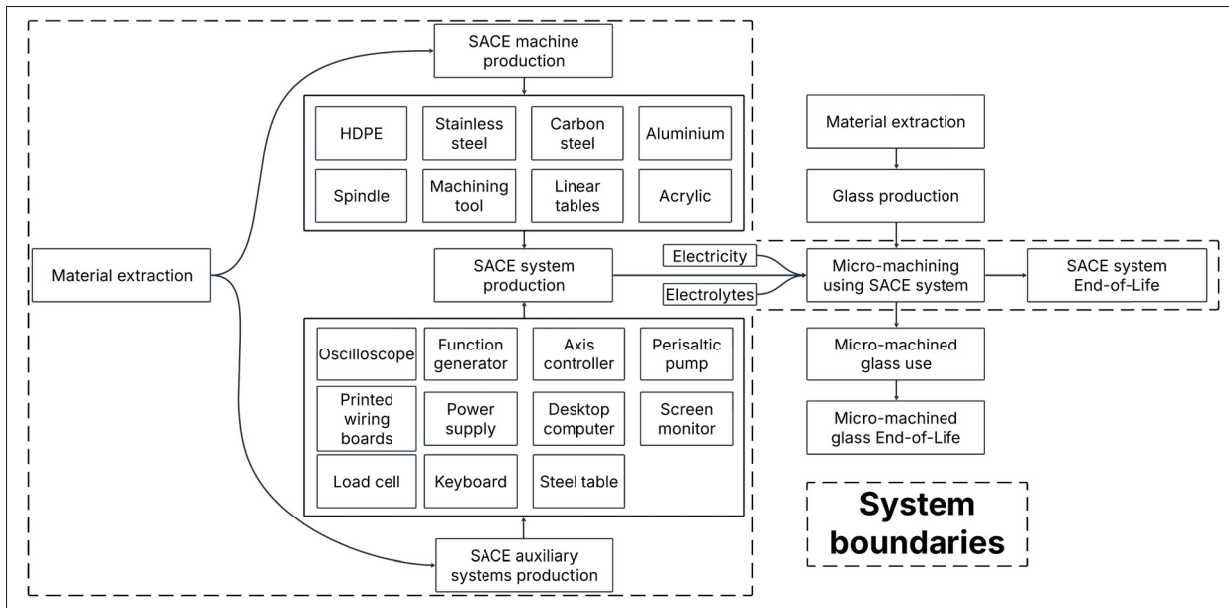


Figure 3.1 System model and boundaries

system has been measured during two machining runs, each for three hours. Power required by the system was relatively constant during sampling, regardless of cutting speed or applied voltage; therefore, constant power was assumed. The electrolyte consumption was provided by the laboratory staff.

3.4.2 Life cycle model description and data collection

The goal of the LCA model is to identify potential environmental issues and solutions associated with the SACE system. We evaluate a functional unit of one hour of SACE machining. In the system, as shown in Figure 3.1, the production of the SACE machine and components, the auxiliary systems, and electrolytes were included in the system boundaries. Consumption of electricity and electrolyte solution are also included. The production and the End-of-Life (EoL) of the workpiece are only considered in one part of the system that will be explicit, in the others, they are not taken into account.

The model has been created using the *openLCA* v2.4 (Ciroth, 2007), the database *ecoinvent* v3.7 (Wernet *et al.*, s.d.) and the method for calculation of impacts is *Impact World+* v2.1 (Bulle *et al.*,

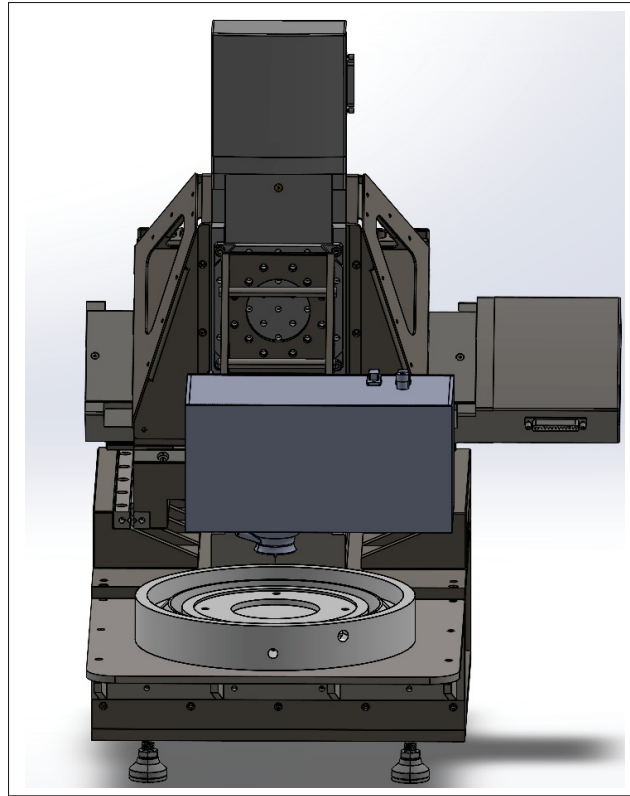


Figure 3.2 SACE machine 3D representation

s.d.b). LCA results in this method are available for individual impacts (e.g., short-term climate change category, which is commonly referred to as the carbon footprint), and aggregated to overall ecosystem quality impacts or human health impacts.

3.4.3 Modeling assumptions

As is consistent with others LCAs of machining, we found proxies for the components of the system without direct matches in the life cycle inventory. Many of the auxiliary systems are electronics without matches ; therefore, they were modelled as computers with a few differences : the axis controller was modelled as a desktop computer (i.e., without screen) without a hard disk, a CD/DVD player, or a lithium battery ; the oscilloscope and function generator were modelled the same way, with one difference : the network cables and outlets were not considered. The weights of SACE auxiliary systems were scaled relative to the weight of the model used in the

ecoinvent process, following (3.1).

$$impact_{element} = impact_{model} * \frac{weight_{element}}{weight_{model}}. \quad (3.1)$$

One exception to the above is the computer screen, for which the scaling has been done using screen size (discussed in section 3.5.3).

We were unable to find adequate proxies for the load cell, the spindle or the machining tool (which are all low mass and likely made of typical machining materials), so they were not considered. The production and the use of ventilation were not considered, nor were the emissions of particles, to water and air, produced during the SACE process, based on the professional judgment of the laboratory staff.

Given the novelty of the system, assumptions are necessary regarding EoL. The EoL of the SACE machine itself was approximated using the EoL of its constituent materials, specifically polymers and metals. Data from Montreal's residual waste streams (Community, 2023) were used to estimate recycling rates : approximately 45% of metals and 18% of plastics are recycled, while the remaining 55% of metals and 82% of plastics are sent to landfills. We have made the assumption, consistent with some LCA approaches, that recycled materials are assigned no impact nor 'credit'. The rest of the materials were assigned specific processes representing disposal in sanitary landfills (also known as engineered landfills), the predominant landfill type in Quebec, as close to 90% of wastes are disposed of in sanitary landfills (Recyc-Québec, 2018).

For auxiliary components modelled as a modified version of a computer (excluding certain elements), the EoL of a standard computer from the ecoinvent database was selected. The same approach was applied to the keyboard, monitor, and printed wiring boards. However, certain components, such as the peristaltic pump and power supply, lacked detailed EoL data, and insufficient information was available to model them accurately, so no EoL has been considered. However, the EoL of these components is unlikely to affect the overall model.

A sensitivity analysis (not shown) was conducted on the impact of wastewater treatment, which was ultimately excluded due to its negligible contribution to various impact categories.

3.5 Results

This section presents selected results from the LCA model. We include both single impacts, in order to highlight individual concerns (e.g., climate change or land use), as well as overall ecosystem quality and human health. We do not present the contributions of individual impacts to overall impacts; however, we note that climate change (both short and long term) is typically one of the largest contributors to ecosystem and human health impacts.

3.5.1 Impact of an hour of SACE use

Each hour of SACE operation emits approximately 0.4 kgCO₂eq. The largest contributions to environmental impacts, as it is shown in Figure 3.3, stem from, in order of significance, the production (and EoL) of the SACE system, followed by the production of potassium hydroxide, sodium hydroxide, and, lastly, electricity consumption. There are exceptions, e.g., for land use impacts, where electricity use is important; or for ozone layer depletion (data not shown), where sodium hydroxide production is a key contributor due to emissions of carbon tetrachloride.

Quebec's electricity mix relies predominantly on hydropower (Hydro-Quebec, 2023). While this type of energy generation has notable impacts on land use due to the areas required for dams, it remains a relatively minor contributor (5-15%) to the overall environmental impacts in this study. We nonetheless show land use because it shows different trends from other categories (water scarcity impacts have a similar profile as land use ones). For context, the electricity mix of the United States (US) has a broader mix of sources and much less hydropower; per kWh, it is 20 times more impactful for climate change and human health, 35 times for particulate matter formation and 8 times for ecosystem quality but 5 times less impactful for land use.

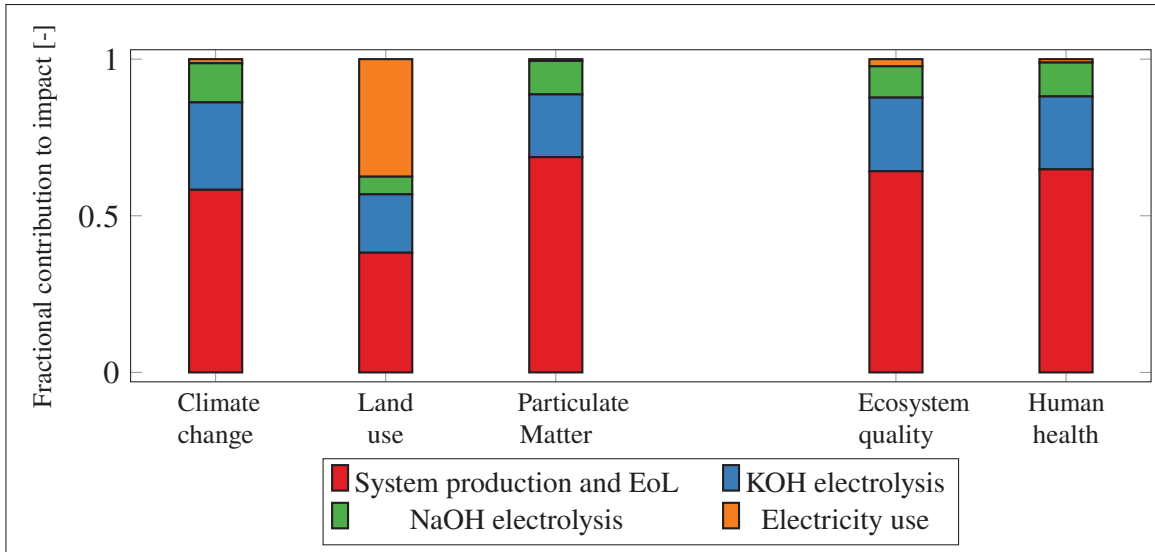


Figure 3.3 Contribution to environmental impacts from different processes, for 1 hour of SACE use

3.5.2 Comparison with glass

Although we focus on the environmental impact of one hour of SACE operation, it is important to contextualize this impact within its actual or potential applications. We thus compare the impact of SACE machining with the production and disposal of a workpiece (glass to be machined). This glass workpiece, made of borosilicate glass, was machined in the laboratory for an application to separate microplastics in a solution. The piece has dimensions of approximately $5\text{ cm} \times 7\text{ cm} \times 0.3\text{ cm}$, and a weight of 27.4 g. It was machined on the SACE system for 18 hours. For this specific workpiece, the contribution of the glass production itself is negligible : SACE machining contributes from 97.7% to 99.8% of impacts across all impact categories (data not shown).

To further evaluate the relative importance of glass production, a hypothetical scenario involving a workpiece with a mass of 1 kg, machined for 1 hour was considered. In this case, the contribution of SACE machining ranges from 6% to 41% of the impact, depending on the impact category. For categories such as climate change, human health, and ecosystem quality, the machining contributes between 16% and 19%. Therefore, even in the extreme case of a high-mass workpiece

and minimal SACE use, the machining process remains a significant contributor to overall impacts.

3.5.3 SACE production

The SACE system includes both the SACE machine and its auxiliary systems ; the production of the components with high mass and/or involving electronics is a major contributor to overall environmental impacts. Figure 3.4 shows the relative contribution of the production of the screen, aluminium, stainless steel, computer, and axis controller, as well as the processing of aluminium and stainless steel to the production (and EoL) of the SACE system. Any process contributing less than 5% has been grouped under the "Others" category.

The importance of aluminium and stainless steel production is expected, given the resource- and energy-intensive nature of metal manufacturing. However, one potentially surprising contributor among the top impacts is the production of the computer screen. This has been observed in other LCAs of computer equipment, and the carbon footprint calculated in the model aligns with public data provided by Dell(DELL, 2019-2024).

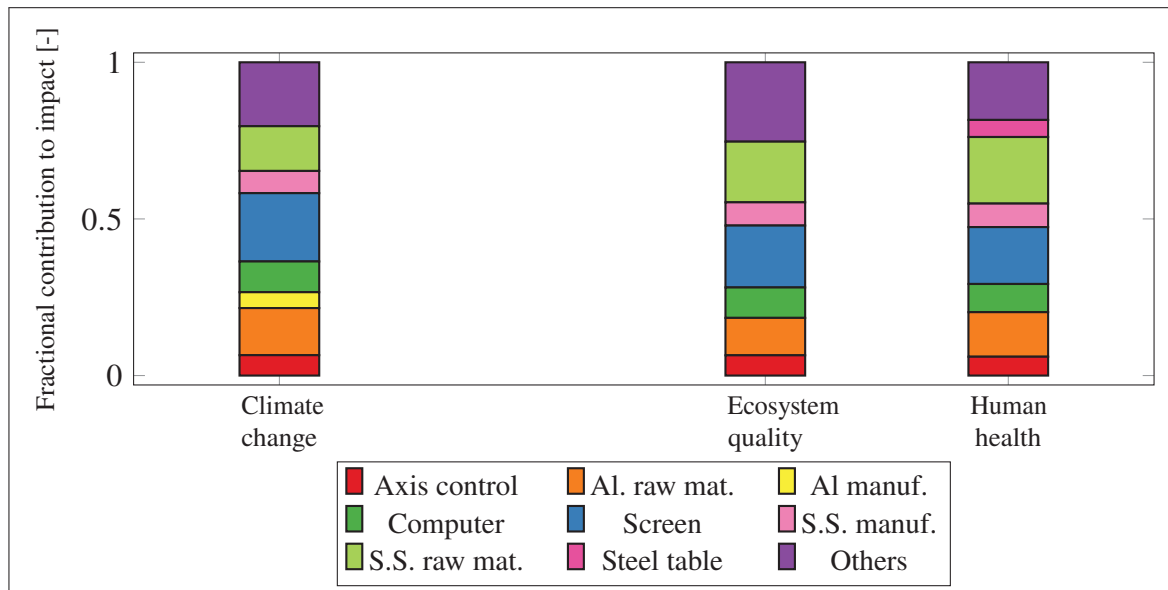


Figure 3.4 Contribution processes to SACE system production and EoL, (Al=Aluminium, S.S.=Stainless Steel)

3.5.4 Sensitivity analysis

3.5.4.1 Electricity

Although electricity consumption was measured directly, we consider the degree to which electricity could matter under different scenarios, as it is shown in Figure 3.5. This figure indicates that if the system used 100 times less electricity, the overall environmental impacts would remain almost unchanged. Similarly, if the system consumed 10 times more electricity, the final result would remain largely unaffected.

Even in the extreme case where electricity consumption was 100 times higher, the environmental impact would increase by a factor of between 1.5 to 3.5, depending on the category, except for land use, for which the factor would be 38, as a result of assuming Quebec electricity.

We also consider the impact of the electricity grid for use of the SACE system. The system is used in Montreal, Quebec, Canada, which has a low-carbon grid due to hydropower. If the location of use is considered in a more carbon-intensive electricity grid, such as the US mix, for example, then figure 3.6 shows that the total impact of an hour of SACE use has restricted sensitivity to the electricity mix : using SACE in Quebec is 20% less impactful, except for land use, than using it in the US. The contribution of electricity production to the final result, in the case of the US being the location of use, varies between 10% and 20%.

3.5.4.2 SACE Lifetime

The baseline lifetime of the SACE machine is 10000 hours. Figure 3.7 demonstrates that as the lifetime of the SACE machine increases, its environmental impact decreases (the climate change category is represented, but each category follows the same trend), following an asymptotic trend. This behavior is typical in LCAs, where the longer a machine is used, the more its initial production impact is spread over time (Kwak & Kim, 2013). As the machine's lifetime extends, its impact per hour of operation becomes progressively smaller, with the use phase coming to dominate the overall impact. The impact diminishes toward a fixed value, comprised of

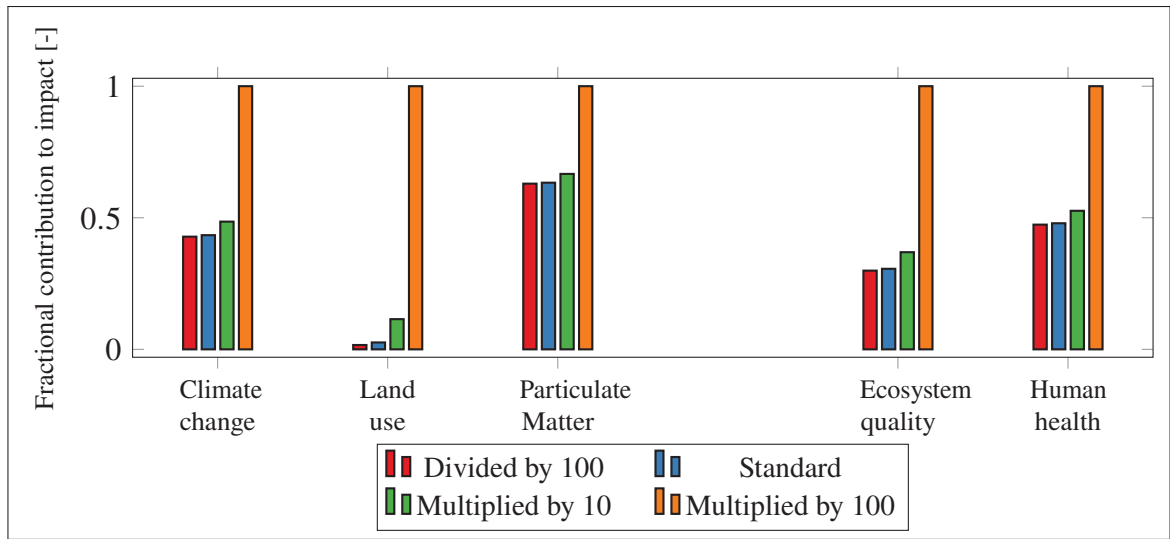


Figure 3.5 Sensitivity analysis on electricity

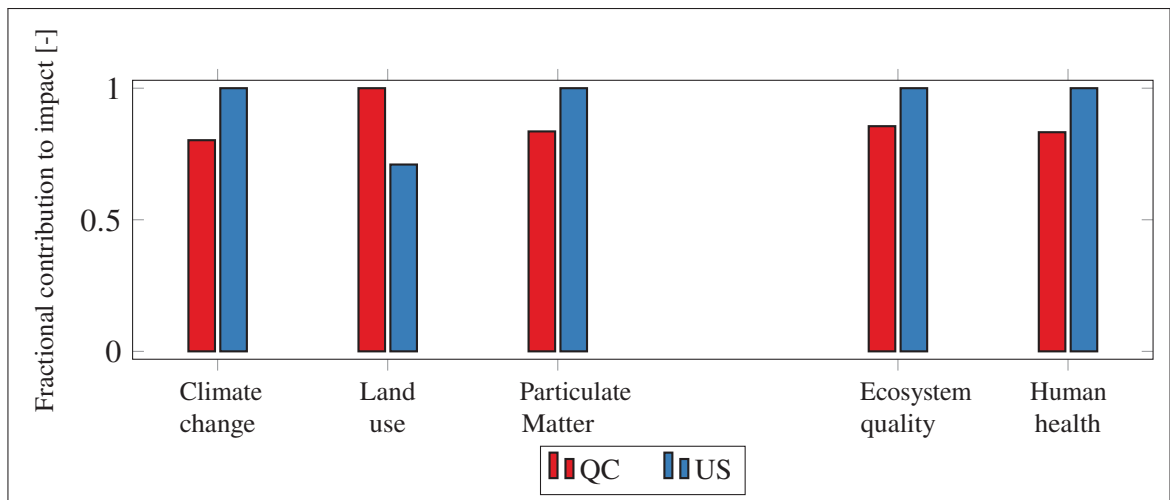


Figure 3.6 Sensitivity analysis on SACE use location

the auxiliary systems production (whose lifetimes have been assumed constant), electrolyte consumption, and electricity use.

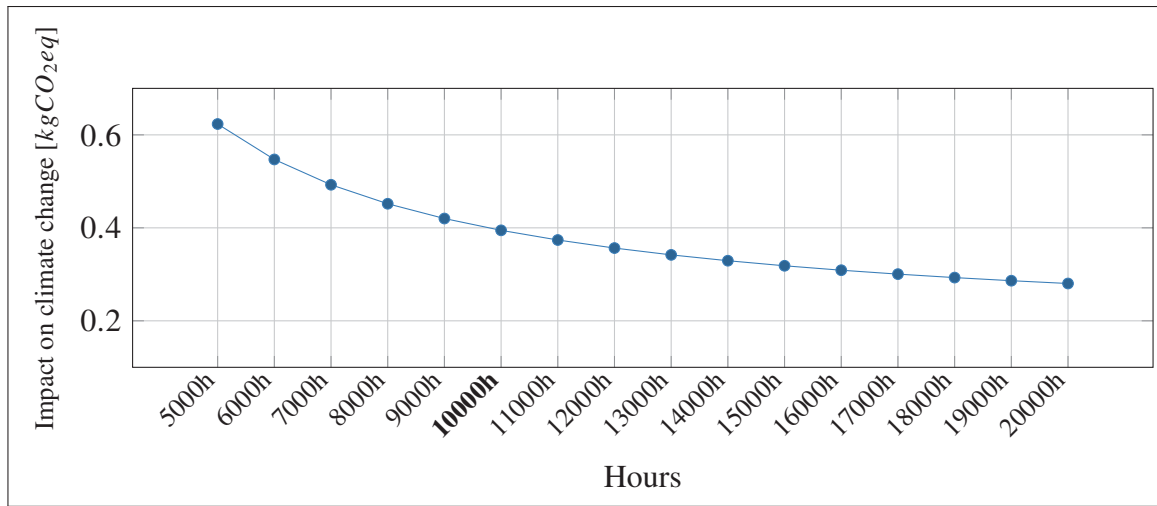


Figure 3.7 Impact of changes in SACE lifetime on the impact of an hour of SACE work on climate change

3.5.4.3 Electrolyte composition

During the preparation of the electrolyte solution, either potassium hydroxide or sodium hydroxide can be mixed with distilled water (Sabahi & Razfar, 2018). The choice of chemical affects the environmental impact. Sodium hydroxide is less impactful than potassium hydroxide, with a difference of about 15% to 25% per kg. This difference arises from the production processes : potassium hydroxide production is more energy-intensive than sodium hydroxide's and requires more potassium chloride than sodium hydroxide requires sodium chloride. Additionally, the production of potassium chloride has a greater environmental burden, in every category, from 1.5 to 3 times more than sodium chloride (data not shown), further contributing to the higher impact of potassium hydroxide.

3.5.4.4 Electrolyte use

Apart from the composition of the electrolyte, other parameters influence the environmental impact of the consumed electrolyte. Two consumption scenarios were considered : in the first, named "high-electrolyte", 2 liters of electrolytes are used every 8 hours ; in the second, named

"low-electrolyte", only 1 liter of distilled water is consumed every 8 hours, with the chemical quantities (KOH or NaOH) reduced to one fifth of the first scenario. Another important parameter is the origin of the electrolyte production. If produced in Quebec, we again see the impact of hydropower relative to the US mix.

In Figure 3.8, the blue colors represent a scenario in which the production of electrolytes took place in Quebec, green colors for the US, the dark colors represent the high-electrolyte scenario, the light colors represent the low one. The figure shows that for a given scenario regarding chemical quantities, the location of production results in approximately a 20% difference in impact, with the US having higher impacts in every category except land use. When comparing the two scenarios within the same location (either Quebec or the US), the second scenario consistently shows lower impacts across all categories. This is expected, as the second scenario involves using fewer chemicals and water without substituting with other inputs. The reduction in impacts from the second scenario compared to the first ranges between 15% and 30%.

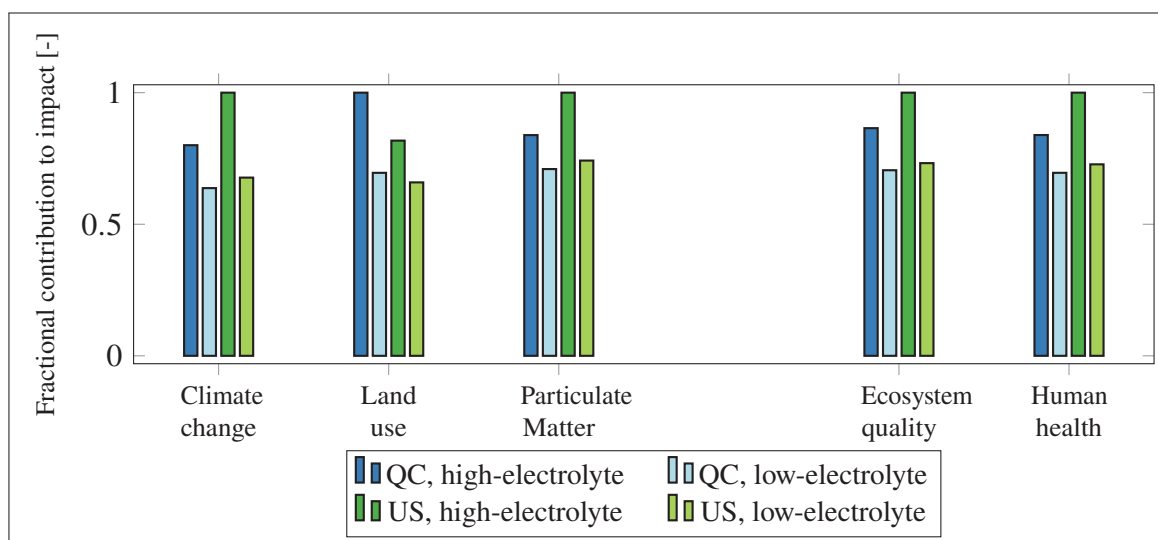


Figure 3.8 Impact of different electrolyte scenarios

3.6 Discussion

One of the key findings from the analysis is that the production of the machine plays a critical role in its overall environmental profile. While designers may have limited influence over material sourcing, extending the machine's lifespan could have a more substantial effect on reducing environmental impacts than further energy efficiency improvements.

Relative to the production of the system, the impact of electricity use is relatively low, below 1% of the contribution, except for a few impact categories, suggesting that efficiency improvements would have a limited effect on overall system performance. Even in carbon-intensive electricity mixes, the contribution of electricity use to total environmental impacts remains modest, averaging between 10% and 20%. The electricity rarely surpasses the third-largest contributor to overall impacts. This suggests that further improvements to the energy efficiency of the SACE system would yield only limited environmental benefits. Instead, focusing on other aspects—such as extending the machine's lifespan, improving system production efficiency, and minimizing electrolyte consumption—offers more potential for reducing the overall impact.

If the analysis were instead focused on the machined products, we see that machining has a significantly larger footprint than production of the workpiece in real-world applications. Even in a hypothetical scenario involving a heavier workpiece and minimal machining time, the environmental impact of the machining process remains non-negligible.

This analysis underscores the importance of adopting a life cycle perspective. While designers typically focus on improving the system they control, this study highlights that the consumption and the choice of electrolytes play a crucial role in environmental impacts due to upstream production processes. Sodium hydroxide consistently has a lower environmental burden than potassium hydroxide, with a 15% to 25% reduction in impacts across categories.

Designers should also not overlook the environmental impacts of auxiliary systems. In the case of climate change, the impacts of SACE machine production and auxiliary system production are nearly equal. For instance, the 24-inch screen used in the SACE system contributes significantly

to the overall footprint. Opting for a smaller screen may seem trivial, but given the screen's significant contribution to the environmental impact, even small reductions in screen size could lead to improvements.

Finally, we note that EoL of materials contributed very little to overall environmental impacts (accounting for between 0.0001% and 0.01% in most categories). However, if a system uses hazardous materials, EoL can become important. Also, we have assigned no credit for recycling. From a broader perspective, though, an LCA that includes downstream product, made of recycled materials, would show the importance of recycling. Indeed, designing for reuse or repurposing could improve the circularity of the system. This could reduce the system's overall environmental impact by contributing to downstream environmental benefits.

It is important to note that this paper has focused on relative impacts, investigating which systems contribute to impacts, towards the goal of prioritizing efforts to reduce absolute impacts. It would also be instructive to consider absolute impacts in future studies. As the SACE machine is novel, we have not attempted to perform a comparison of this system to other micromachining approaches, nor to other processes, e.g., for producing and distributing microfluidic products at scale.

3.7 Conclusion

The analysis of the SACE micro-machining process reveals key insights for reducing its environmental footprint. While electricity consumption is low, particularly in regions like Quebec with low-carbon grids, the production of the SACE system itself remains the biggest contributor to environmental impacts. The choice of chemicals in the electrolyte, particularly between sodium hydroxide and potassium hydroxide, also plays a significant role, with sodium hydroxide offering lower impacts.

Sensitivity analysis showed that electricity use has a limited effect on the overall results, highlighting the greater importance of optimizing system design, material sourcing, and

extending the machine's lifespan. Additionally, auxiliary components like computer screens can have a disproportionate environmental impact.

This study also emphasizes the importance of considering the full life cycle of the system and its materials. The SACE process can account for a significant part of the environmental burden in real-world applications.

In conclusion, improving the environmental performance of SACE machining requires a focus beyond energy efficiency. Efforts should target system production, chemical choices, longevity, and auxiliary components to significantly reduce impacts and contribute to sustainable manufacturing practices.

CHAPITRE 4

WHEN TO REPLACE A PV PANEL ? A PROSPECTIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PHOTOVOLTAIC PANELS REPOWERING CONSIDERING COMPONENT REUSE

Louis Liogier¹ , Andrew D. Henderson²

¹ Département de Génie Mécanique, École de Technologie Supérieure,

² Département de Génie de la Construction, École de Technologie Supérieure,
1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3

Article soumis au journal «The International Journal of Life Cycle Assessment» septembre
2025

4.1 Résumé

Objectif Ce travail explore les avantages environnementaux potentiels du remplacement anticipé des panneaux photovoltaïques (PV) à l'aide d'une Analyse de Cycle de Vie Prospective (ACV-P). Un objectif secondaire consiste à évaluer l'impact environnemental de la réutilisation du cadre en aluminium et du verre des panneaux remplacés sur les panneaux remplacés.

Méthodes Nous utilisons et modifions les données d'inventaire prospectives de premise, un outil permettant de créer des données d'inventaire du cycle de vie futur à partir des projections des Shared Socioeconomic Pathway (SSP). Afin d'étudier le moment opportun pour le remplacement anticipé des panneaux PV, une approche semi-conséquentielle a été utilisée : l'électricité supplémentaire générée par le remplacement anticipé de panneaux, grâce à un gain d'efficacité, est considérée comme entraînant une réduction de la demande en sources d'énergie marginales. Afin de prendre en compte les avantages de la réutilisation des composants, nous modifions les données PV de premise afin de définir de nouveaux processus pour l'approvisionnement en électricité PV. En nous concentrant sur les Changements Climatiques (CC) (GWP100), nous incluons également les impacts sur l'écotoxicité marine (METP) et l'occupation des sols (LOP), couvrant ainsi un large éventail de comportements dans la catégorie des impacts.

Résultats et discussion Pour maximiser les avantages du remplacement anticipé de panneaux PV, il faut trouver un équilibre entre la probabilité d'obtenir des gains d'efficacité plus importants,

la réduction de l'impact liée au remplacement des panneaux PV et les variations dans le mix électrique marginal, car l'impact par kWh des sources marginales est une variable clé. Si la majorité des scénarios montrent un bénéfice net, le remplacement anticipé n'est pas recommandable dans tous les cas. Les impacts de la réutilisation des composants peuvent éviter 10 à 20 % des impacts du cycle de vie photovoltaïque pour le METP et le GWP100, et sont proches de 0 pour le LOP.

Conclusion Les décisions de remplacer dépendent fortement du contexte. Bien qu'elle ne se veuille pas une orientation à encourager des politiques publiques, cette étude apporte des avancées méthodologiques en matière d'ACV-P, en particulier l'intégration de sources marginales et de la réutilisation des composants. Ces résultats peuvent être utilisés dans la recherche pour explorer des stratégies de remplacement anticipé dans divers contextes de transition énergétique.

4.2 Abstract

Purpose This work explores the potential environmental benefits of photovoltaic (PV) panels repowering using prospective Life Cycle Assessment (LCA). A secondary objective is to evaluate the environmental impact of reusing the aluminium frame and glass of replaced panels on repowered panels.

Methods We use and modify prospective inventory data from premise, a tool to create future life cycle inventory data using projections in the Shared Socio-economic Pathways (SSPs). To explore the timing of repowering of PV panels, a semi-consequential approach was used : additional electricity generated by PV repowering, because of an efficiency gain, is considered to lead to a reduction in demand for marginal energy sources. To consider the benefits of component reuse, we modify premise PV data to define new processes for PV supply. Focusing on climate change (GWP100), we also include impacts for marine ecotoxicity (METP) and land occupation (LOP), covering a range of impact category behavior.

Results and discussion Maximizing benefits of PV repowering requires a balance between the probability of having higher efficiency gains, reducing the burden of replaced PV panels and the variations in the marginal electricity mix, as the impact per kilowatt-hour of the marginal

sources is a key variable. While the majority of scenarios show a net benefit, repowering is not universally recommendable. The impacts of reusing components can avoid 10 to 20% of PV life cycle impacts for METP and GWP100, close to 0 for LOP.

Conclusion Repowering decisions are highly context-dependent. While not intended as prescriptive policy guidance, this study provides methodological advances in prospective LCA, particularly the integration of marginal grid displacement and component reuse. These results can be used in research to explore repowering strategies in various energy transition settings.

4.3 Introduction

Cities of all sizes, striving to meet ambitious energy transition goals, cannot rely solely on national decarbonization policies. Urban authorities are increasingly called to act locally to reduce emissions, and one option accessible to many cities is the deployment of photovoltaic (PV) panels on available urban surfaces. However, urban areas quickly reach physical saturation in terms of available surfaces, limiting further expansion of installed PV capacity (Ardente & Mathieux, 2014; Herceg *et al.*, 2022). Once this saturation is reached, the only way to further increase local solar electricity production is through repowering : the replacement of older, less efficient PV modules with newer, higher-efficiency technologies on the same surface area (Herceg *et al.*, 2022).

In this constrained urban context, the timing of repowering becomes a critical question. Should functioning PV panels be replaced before the end of their technical lifetime to take advantage of technological improvements, or should they be used until end-of-life ? From an environmental perspective, early replacement is justified only if the environmental burden of manufacturing and disposing of new panels is more than offset by the additional electricity produced over the system's lifetime. This trade-off depends not only on module degradation, efficiency improvements, and system configuration, but also on how electricity generation offsets marginal grid emissions (an additional marginal kWh is the result of an increase in demand, which result in different market effects and suppliers than an average kWh).

The practice of repowering was first explored in wind energy because of the rapid increase in efficiency of wind turbines, outdating still functioning ones (Martínez *et al.*, 2018). PV did not experience such rapid efficiency gains, and thus repowering for PV has not been as well-studied, but repowering of PV has increased in recent years (Tsanakas *et al.*, 2024). Herceg *et al.* (2022), define repowering as “the replacement of the entire PV plant with a newly manufactured system, without the reuse of parts”. Villena-Ruiz *et al.* (2024) studied the replacement of modules and inverters, which is defined as revamping, because it does not replace the entire system. In this study, repowering is defined as the early replacement of complete photovoltaic system before reaching their technical lifetime (30-40 years), with newer, higher-efficiency technology installed on the same area, with the possibility of partial reuse of certain components from the old panels.

Several life cycle assessment (LCA) studies have examined optimal repowering timing and conditions for PV panels, often with differing assumptions and system boundaries. Herceg *et al.* (2022) found that the optimal timing lies between 15 and 21 years after installation, depending on technological advancement, panel degradation rates, recycling efficiency, and capacity changes at repowering. They showed that replacing panels before 15 years generally produces net environmental losses, as additional manufacturing and disposal burdens outweigh operational gains. Importantly, their results highlighted that increasing total system capacity at repowering can offset these penalties, improving environmental performance by 6–53% per kWh compared to capacity-neutral replacement.

A key element in the Herceg *et al.* (2022) framework is the treatment of unused lifetime burden, which directly builds on the approach formalized by Ardente & Mathieux (2014). In the latter study, they introduced a correction that allocates the remaining, unamortized environmental impacts, emitted during production, of prematurely replaced modules to the new system, avoiding an artificial bias towards early replacement. While Ardente & Mathieux (2014) focused primarily on the methodological implications of this correction using a PV case study, Herceg *et al.* (2022) incorporated it into a broader LCA framework, coupling it with forward-looking efficiency gains and capacity scaling. This integration allowed Herceg *et al.* (2022) to explore not only

the penalty of unused lifetime but also how technology improvements and system expansions interact with this penalty.

Economic considerations add further complexity. Jean *et al.* (2019) examined whether deliberately shortening module lifetimes could be advantageous if panels were cheaper, less material-intensive, and easier to replace. Unlike Herceg *et al.* (2022), who assumed conventional long-lived modules, Jean *et al.* (2019) used techno-economic modeling to show that intentionally shorter lifetimes could reduce the levelized cost of electricity, which is defined as the average cost of generation of a kWh for a given source, by 4.6 to 8.9% for residential systems and still deliver environmental benefits; provided recycling and reuse are implemented effectively. In contrast to studies advocating strictly long service lives, Jean *et al.* (2019) highlights that under optimal replacement intervals and robust circular economy practices, shorter-lived modules are not necessarily a disadvantage.

Together, these studies show that the environmental outcomes of PV repowering depend not only on the timing of replacement but also on whether unallocated lifetime burdens are accounted for, how capacity scaling is modeled, and whether economic design choices enable or constrain material circularity. Differences in results between studies often arise from how these interacting factors are combined within each LCA framework. Furthermore, none of those studies used marginal grid displacement logic. Therefore, there is a need to reevaluate PV repowering taking this logic into account.

Conventional attributional LCAs in repowering typically find environmental benefits using average national electricity mixes (Ardente & Mathieux, 2014; Jean *et al.*, 2019; Herceg *et al.*, 2022). Such approaches tend to underestimate the actual environmental benefits, particularly in grids heavily reliant on fossil fuels for marginal generation (Peters *et al.*, 2022).

Several grid analyses from Peters *et al.* (2022) and Gagnon & O'Shaughnessy (2024) have shown that the marginal electricity displaced by additional PV installations typically carries higher CO₂ emissions than average grid electricity. Peters *et al.* (2022) demonstrated for the Spanish electricity grid that the marginal emission intensity could be up to 80% higher than

average, largely because marginal electricity generation is often dominated by coal and natural gas. Thus, using marginal logic provides a more realistic, dynamic, and accurate measure of the environmental benefits of early module replacement.

Peters *et al.* (2022) showed that hour-to-hour marginal grid modelling resulted in global warming potential (GWP) values 12 to 25% higher than annual marginal grid modelling. Real dispatch considers factors such as unit commitment, ramp rates, and congestion, none of which can be captured fully by static annual averages. Unfortunately, explicit hourly marginal displacement modeling remains infeasible in this study, because prospective hourly data are not available to the best of our knowledge. Nevertheless, using integrated assessment model (IAM) projections (through premise v2.1.0 (Sacchi *et al.*, 2022) and ecoinvent v3.9.1 (Wernet *et al.*, 2016) inventories, coupled with Shared Socioeconomic Pathways (SSPs) (O'Neill *et al.*, 2014, 2017) scenarios from REMIND (Baumstark *et al.*, 2021)) partially mitigates this limitation by capturing evolving marginal grid structures up to 2050.

To our knowledge, explicit marginal grid displacement modeling for assessing avoided emissions in PV repowering scenarios has not previously been integrated into published LCAs. Thus, this study represents the first explicit implementation of this methodology within the PV repowering context.

PV deployment generates substantial end-of-life (EoL) waste streams, expected to attain between 60 and 78 million tons of cumulative global waste by 2050 (Heath *et al.*, 2016). PV modules are predominantly composed of glass and aluminium frames, constituting about 80-90% of panel mass (Heath *et al.*, 2016) but only about 20% of GWP impact (as calculated in the ecoinvent database). Glass and aluminium are highly recyclable and, crucially, reusable with minimal environmental cost if recovered appropriately.

Recent advances have shown that glass and frame recovery from PV panels is feasible using low-tech, low-energy processes. Surowiak & Wahman (2024) demonstrated that glass can be delaminated using a 0.5 mm heated wire and cleaned with an oven treatment, making it reusable for new module assembly. In this same study, the aluminium frame is mechanically removed.

Objectives : Based on the context and needs described above, this study aims to quantify environmental benefits and trade-offs of PV repowering through prospective LCA, explicitly incorporating marginal grid displacement logic. Further, it assesses scenarios involving reuse of module components (glass and aluminium frames) to determine additional potential environmental improvements. To achieve this aim, the study has the following specific objectives :

1. Identify relevant scenarios for PV repowering in a space-constrained setting.
2. Develop a modeling framework to estimate tradeoffs between avoided and embedded environmental impacts, considering potential reuse of glass and aluminium components.
3. Evaluate the influence of scenarios and parameters on a representative set of impact categories, focusing on climate change.

4.4 Methods

In the discussion of the modeling methods, we focus on two important components for photovoltaic panels (PV) repowering in the future : First, consideration of the marginal mix, i.e., a method to determine marginal providers and the accounting of positive and negative emissions. Second, partial reuse of components, which requires a method to implement a reuse scenario within prospective LCA frameworks. Given the focus of the study on future scenarios, we use a restricted set of impact categories to illustrate potential environmental impact trends. The impact assessment methods considered in this paper, shown in Table 4.1, were chosen based on an evaluation across impact categories that showed that these three impact categories capture >85% of the variance across impact categories (Steinmann *et al.*, 2016). The goal of this analysis is to focus on GWP; by including the others, we illustrate trends that diverge from GWP.

Note that the impact methods used are based on current modeling approaches. Very few future-oriented impact models for LCIA have been developed; exceptions include marine eutrophication (Cosme & Niero, 2017), freshwater eutrophication (Vasilakou, Nimmegeers, Yao, Billen & Van Passel, 2025) and water use (Baustert *et al.*, 2022). None of these is available in

Tableau 4.1 Description of Chosen Impact Methods in the Study

Abbreviation	Unit	Name	Impact Category	Impact Method
GWP100	kgCO ₂ eq	Global Warming Potential over 100 years	Climate Change	IPCC 2021 (IPCC 2021)
METP	kg1,4-DCB-eq	Marine Ecotoxicity Potential	Marine Ecotoxicity	ReCiPe 2016 (Huijbregts et al. 2017)
LOP	$m^2 * a\ crop - eq$	Land Occupation Potential	Land use	ReCiPe 2016 (Huijbregts et al. 2017)

distributed impact modeling packages (e.g., Impact World+ or ReCiPe), and thus we focus in this work on the development of prospective inventory.

4.4.1 Scope : Functional unit, system boundaries and temporal framing

This study assesses the life cycle impacts of photovoltaic panels (with or without repowering and component reuse) from cradle to grave. The overall functional unit is “1 kWh of electricity consumed in year t.” Although 1 kWh does not reflect the total electricity consumption of a real city, it allows for straightforward scaling of results to certain levels of electricity demand. This facilitates the application of varying parameters and simplifies comparisons across years and SSP scenarios.

In this study, we focus on a temporal horizon from 2015 to 2050, meaning that the comparison between two scenarios will start in 2015 and stop in 2050. This choice to focus on the next 25 years is made to strike a balance between model utility and uncertainty. Although not quantitatively assessed, the underlying uncertainty in PV panel efficiency, grid mix, etc. increases with longer time horizons. Although we focus on results until 2050, we include a short discussion of model behavior past this date in order to illustrate the effect of grid decarbonization : differences

between scenarios diminish with time, underscoring the need for action over shorter time horizons.

We consider two locations, Europe and India, noted EUR and IND in figures and tables. These locations are chosen to demonstrate model behavior, given that they represent different future energy mix projections, which in some aspects represent fast and slow decarbonization pathways. The use of only two locations is not exhaustive, but serves the purpose of facilitating discussion of key drivers in model behavior.

This study uses a partly consequential LCA approach, where the marginal providers of electricity are considered, but feedback effects or system changes that emerge at larger scales are excluded. Thus, the model would become unsuitable for cities that represent a significant share of their supply grid. To define this threshold, a parameter called the scaling factor is introduced. This factor represents the ratio of the city's electricity consumption to that of the supply grid (which could be a country or a regional grid). For example, a scaling factor of 0.5 means the city consumes 50% of the supply grid; in this case, any change to the city's electricity mix will also significantly impact the national mix. In this work, we restrict the scaling factor to smaller values, such that supply mixes are not affected by modeled changes in demand. For example, a small city in a large country would have a scaling factor of, e.g., 0.001; a large city in a smaller supply grid might have a scaling factor of 0.1 or higher. To respect the modeling limitations noted above, scaling factors greater than 0.1 are excluded from the analysis.

4.4.2 Data framework and shared scenario pathways (SSPs)

The data used in this study come from ecoinvent v3.9.1 (Wernet *et al.*, 2016) and premise v2.1.0 (Sacchi *et al.*, 2022), using the Brightway2 framework (Mutel, 2017), version 2.4.6. The main process considered from ecoinvent is “market for electricity, high voltage,” with a particular focus on sub-processes related to electricity generation from photovoltaic (PV) panels.

premise is a Python package that operates within the Brightway2 LCA framework. It projects ecoinvent inventories into future years by modifying technology efficiencies, energy mixes, and

other parameters. These projections are based on SSPs (O'Neill *et al.*, 2014, 2017), modeled through Integrated Assessment Models (IAMs). In this study, we use the REMIND model (Baumstark *et al.*, 2021), as it provides the most comprehensive SSP coverage available in premise. premise also integrates detailed PV supply chain inventories, which are critical for the present study.

Two SSP scenarios were selected (table 4.2) for analysis. They were chosen because they represent a large variety of intervals of the others SSPs.

Tableau 4.2 Description of studied Shared Socio-Economic Pathways. *GMST (global mean surface temperature) increase compared to pre-industrial levels

Canonical label	premise REMIND label	SSP	Radiative Forcing class	GMST* increase by 2100(deg C)	Brief Description
SSP1-2.6	PkBudg1150	SSP1	$\simeq 2.6 \text{ W.m}^{-2}$	1.7	Sustainable World
SSP5-8.5	Base	SSP5	$\simeq 8.5 \text{ W.m}^{-2}$	4.5	Fossil energy development

4.4.3 Electricity dispatch heuristics

This section summarizes the approaches that were considered to decide which electricity sources would be brought online or taken offline because of the increase in electricity production from more efficient PV panels. In this study, we focus on annual changes, as higher temporal resolution data are not readily available and imply a degree of precision that is not warranted.

4.4.3.1 Average-mix proportional displacement

The annual average-mix approach consists in reducing each national electricity source proportionally to its share in the annual average mix for every additional kWh generated by city-level PV. While

simple, this assumption is operationally unrealistic : dispatch agents do not aim to maintain a constant mix but rather minimize cost. Because an average mix does not prioritize the reduction of expensive or marginal sources, we have used two other dispatch heuristics, here referred to as energy orders.

The environmental order dispatch approach ranks electricity generation sources by their CO₂ emissions per kilowatt-hour (kWh) and curtails the most carbon-intensive source (or plant) first, until the surplus is absorbed (see Table I-4). While this strategy is not operationally realistic today, as dispatch decisions are typically driven by economic factors rather than environmental priorities, it provides a useful upper bound on the potential for avoided impacts. To the extent that carbon taxes increase, the environmental order becomes more realistic. In this study, as environmental order is based on ecoinvent and premise data, it is time and region-specific.

The merit order dispatch approach ranks electricity generation sources by their marginal cost of producing one additional kilowatt-hour (kWh). These marginal costs account for factors such as fuel consumption, variable operation, maintenance costs and carbon pricing. Though idealized for this study, this method provides a more realistic reflection of actual dispatch behavior compared to purely environmental criteria. The merit order is available in Table I-5. The most relevant sources, for example the last 5, of the merit order, are shown in Figure 4.1. This illustrates the differences between the share of each relevant source in the merit order, and in comparison, to the total mix, depending on the locations and SSPs (other sources are not shown, in order to improve clarity).

The scaling factor, the share of PV in the mix and the efficiency gain (without accounting for differences due to degradation of panels) constrain the total limit of kWh displaced or demanded. With the scaling factors chosen, this total is between approximately 0.2% and 2%, depending on assumed efficiency gain respectively. In 2050, if we consider the last five elements of the merit order, their combined share does not represent less than 2 or 3% of the total mix. Hence, for most cases, when using the merit order, no source beyond these five sources is displaced (for the other cases, see Table I-5 and Table I-6). In this study, due to a lack of region-specific

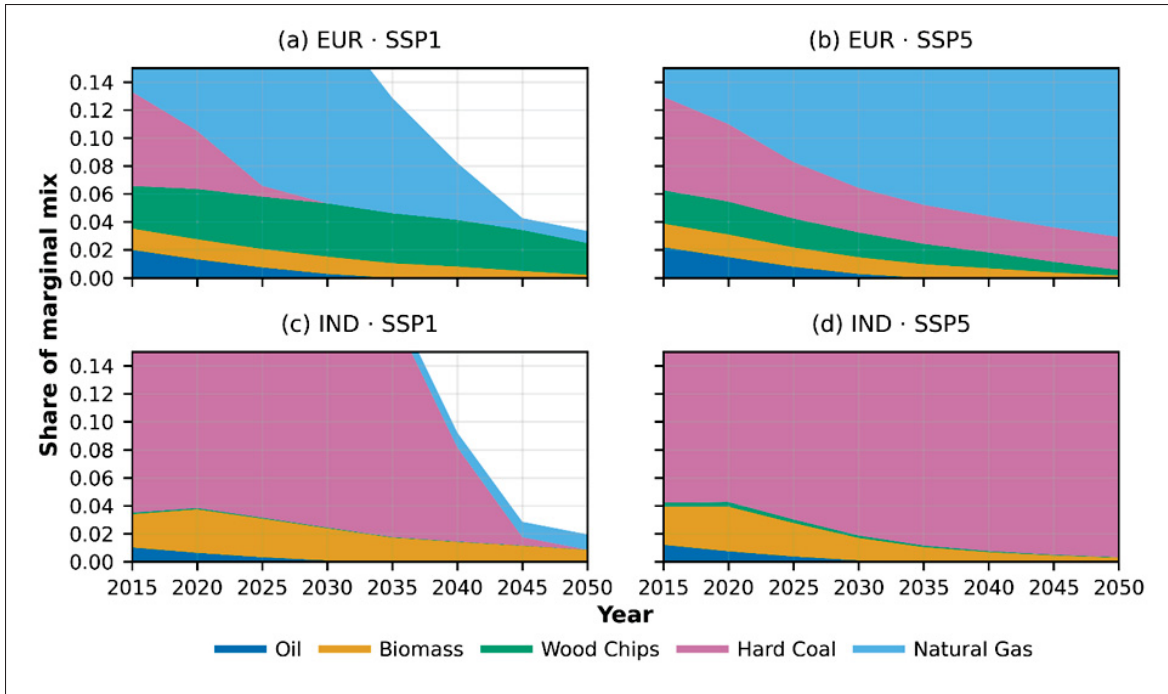


Figure 4.1 Share of marginal sources in marginal mix for Location (EUR, Europe or IND, India) and SSPs (SSP1 or SSP5) for GWP100

and prospective merit order data, the merit order is considered static over time. The static merit order used here is based on European market data, for 2025, from the Energy Transition Model (Intelligence, 2025).

4.4.3.2 Curtailment

One of the known challenges of large-scale PV deployment arises when PV production exceeds grid absorption capacity. In the absence of sufficient storage solutions, surplus electricity must be curtailed, i.e., production is forcibly reduced (Denholm, O'Connell, Brinkman & Jorgenson, 2015; Duflou *et al.*, 2012). However, Denholm *et al.* (2015) show that in California, solar penetration levels up to 15–16% of annual electricity production result in only minor (<2%) or no curtailment. Assuming these findings are transferable to the context of this study and considering that the scaling factor for modeled cities does not exceed 0.1, curtailment would

remain minimal. Therefore, curtailment is accounted for, at 2%, being applied as an annual value.

4.4.4 PV panel performance and replacement logic

We consider three modeling scenarios in the study, as defined in Table 4.3. Calculation of avoided impacts represents differences between the base case and the alternative.

Tableau 4.3 Definition of modeling scenarios

Name	What is considered ?
Base case	Installation of PV panels in 2015. Replacement at the EoL.
Repowering cases	Installation of PV panels in 2015. Early Replacement between 2025 and 2035.
Repowering + Reuse case	Same as Repowering Case. Reuse on the replacing panel of glass and aluminium frame of the replaced panel.

4.4.4.1 PV panels technologies and performances

The different PV technologies available inecoinvent (including those added by premise) are single-Si (silicon), multi-Si, micro-Si (which represents a minor share of the PV market), CIS (copper indium selenide ; thin-film), and CdTe (cadmium telluride ; thin-film). In premise, each has a temporal market share and conversion efficiency. This study takes as a point of departure the increase in PV conversion efficiency as a motivator for repowering. In the model, efficiency is left as a variable to allow exploration of multiple scenarios. premise includes increases in PV conversion efficiency. In this work, we explore relative increases in efficiency (i.e., potentially higher than those in premise). By focusing on relative increases over a baseline, this simplifies the interpretation of how efficiency gains influence electricity generation. The definition of the scenarios is available in Table 4.3.

For all of the technologies, the degradation rate of PV panel electricity production decreases linearly between points gathered from the literature : 0.7% per year for those produced in 2015 (Jean *et al.* 2019 ; Malvoni *et al.* 2020) ; 0.5% for those produced in 2025 (Heath *et al.*, 2016) ; and 0.3% per year in 2041 onwards (VDMA, 2025). A panel is typically considered non-functional either due to component failure or because its output falls below 80% of its nominal capacity, primarily due to degradation. At a degradation rate of 0.3%, this threshold would theoretically be reached after approximately 75 years. However, other components of PV panels tend to fail before this degradation limit is reached (Heath *et al.*, 2016), which explains why real-world panel lifetimes are shorter. In this study, the considered PV lifetimes range between 30 and 40 years (Heath *et al.*, 2016; Herceg *et al.*, 2022), and we leave the increase in conversion efficiency as a variable to allow exploration of multiple scenarios.

4.4.4.2 Replacement logic and impact

In this study, we consider the case of a city that installed its entire PV capacity in a given year (between 2015 and 2025) and is now considering replacing those existing panels (the base case) with more efficient ones. The replacement process is modeled to take 12 days, during which the PV electricity generation is temporarily interrupted (Villena-Ruiz *et al.*, 2024). During this period, the city's electricity demand is covered by the national grid, which is considered to rely on marginal providers, which can be high-emission sources such as lignite in the environmental case and oil in the merit order case.

In the model, the repowering scenarios assume that the old panels are removed and sent for recycling, using the existing ecoinvent processes. In the repowering + reuse scenario, selected components (e.g., aluminium frames and glass) are recovered and reused. New PV panels are installed in the same location as the previous panels. Because of technological improvements, the new panels produce more electricity per square meter than the older ones. As a result, for the same urban area, the city becomes less dependent on the national grid. Due to the need to balance electricity production and consumption on the broader grid, this reduction in demand reduces generation. Using a merit order dispatch logic, the grid will preferentially reduce the output

from the most marginally expensive sources, such as fossil fuel plants, while keeping cheaper or must-run sources online (using the environmental order, the most CO₂-intensive sources are reduced in priority). Therefore, the difference in carbon intensity between the displaced source(s) and the PV electricity (kgCO₂eq/kWh), multiplied by the avoided kWh, is the avoided CO₂. For other impact methods than climate change, the merit order is the climate change one, but the carbon intensity is replaced by the particular impact method intensity (e.g., $m^2 * a_{crop - eq/kWh}$). In this study, we report avoided impacts as positive values.

In the base case (i.e., without repowering), the panels that were installed can possibly arrive to their end-of-life (EoL) in the time horizon of the study (e.g., installation in 2015 and lifetime of 30 years). At EoL, we assume they are replaced. At this point, there are two possibilities : first, that the repowered panels (installed, for example, in 2030) still produce more electricity than the new panels for the base case ; second, that the new base case PV panels produce more electricity than the repowered panels. In the former, calculation proceeds as described above (with avoided kWh in the broader grid and sources being turned off). In the latter situation, the repowered PV panels produce less electricity than the base case, and thus additional electricity sources must come online in the broader grid.

To model the production of additional sources when repowered PV panels are less efficient than the base case, we apply an order, based on annual averages. In practice, the sources that would meet additional demands depend on many context-specific details, such as hour of the day, the day of the year, and the demanded quantity. As the model operates at a coarser time scale and is not based on a specific location, we consider two conservative options, intended to represent the merit and the environmental order. For the former, we use oil, which is the last source of the merit order ; for the latter, we use lignite, which is the most CO₂-intense energy source. In both approaches, the additional energy demand is attributed to the repowered PV scenario, as the repowered PV is less efficient than the newly installed base case.

When comparing the base case and a repowering scenario, the electricity avoided by repowering at year t is given by equation (4.1) :

$$E_{avoided}(t) = (PVproduction(t_{replace}) \times (1 - Dr(t_{replace}))^{(t-t_{replace})} - (PVproduction(t_{install}) \times (1 - Dr(t_{install}))^{(t-t_{install})}) \times (1 - C) \quad (4.1)$$

Where :

- $t_{install}$ is the installation year of the first panels,
- $t_{replace}$ is the installation year of the new panels,
- $Dr(t)$ is the function giving the degradation rate [annual fractional loss of efficiency] as a function of the year of installation of the PV panels,
- C is the curtailment factor [dimensionless],
- $PVproduction$ is defined as the base share of PV multiplied by the demand of kWh (but demand of 1kWh) so they are equal [kWh],
- $E_{avoided}(t)$ is the avoided generation of electricity [kWh] at year t between the repowering case and the base case.

Once the avoided electricity is known, impact is calculated based on the marginal electricity source, as noted above. If avoided electricity is positive (i.e., the base case supplies less electricity than the repowered case), then the source avoided is based on the merit (or environmental) order. The sources in the merit order are displaced until the required amount of electricity is reached. For example, if 100 kWh are avoided, and the lowest merit-order source produces 80 kWh, then it is also necessary to displace 20 kWh of the second-lower merit order source. The avoided impact is calculated as shown in equation (4.2) :

$$I_{avoided}(t) = \sum_s E_{avoided,s} \times I_s \quad (4.2)$$

Where :

- I_s is the impact intensity of source s , e.g., kgCO₂eq/kWh,
- $I_{avoided}$ is the total avoided impact in year t .

If avoided electricity is negative, then the source brought online is either oil or lignite, and the calculation proceeds as in equation (4.2) (note that the summation only has one element in this case). In addition to those avoided impacts, we account for the embodied impact (e.g., carbon) of the removed panels. These impacts are usually amortized over the expected lifetime of the panel through allocation per kWh. However, when a panel is removed prematurely (to be replaced by a more efficient panel), the share of its life cycle impact associated with unproduced electricity must be transferred to the new replacement system, to avoid underestimating the environmental burden of early replacement. This residual burden is calculated as shown in equations (4.3), (4.4), and (4.5). This residual burden is calculated as :

$$\text{Unused kWh Removed Panels} = \sum_{t=t_{replace}}^{t_{install}+Lifetime} (PVproduction(t_{install}) \times (1 - Dr(t_{install}))^{(t-t_{install})}) \quad (4.3)$$

$$\text{Lifetime kWh Repowered Panels} = \sum_{t=t_{replace}}^{t_{replace}+Lifetime} (PVproduction(t_{replace}) \times (1 - Dr(t_{replace}))^{(t-t_{replace})}) \quad (4.4)$$

$$\text{Residual Impact Fraction per kWh} = \frac{\text{Unused kWh Removed Panels}}{\text{Lifetime kWh Repowered Panels}} \times \text{Life Cycle Impact of Removed Panels per kWh} \quad (4.5)$$

This calculation is valid only if the demand of electricity is constant over the years as to calculate the burden the hypothesis of 1kWh per year is considered. If the demand were not held constant, a weight would need be added in equation (4.3), but note that the influence on the residual burden would be small relative to avoided impacts for CO₂eq emissions. This leads to equation (4.6).

$$\begin{aligned} \text{Impact of Repowered PV per kWh} &= \text{Life Cycle Impact of Repowered PV Panels per kWh} \\ &+ \text{Residual Impact Fraction per kWh} \end{aligned} \quad (4.6)$$

This leads us to the final equation (4.7) :

$$\begin{aligned} \text{Total Impact Avoided per kWh} &= \text{Avoided Impact from Elec per kWh} \\ &- \text{Impact of Repowered PV per kWh} \\ &- \text{Impact from Missing kWh per kWh} \end{aligned} \quad (4.7)$$

4.4.5 Modelling of PV repowering with component reuse

The mass of a PV panel is dominated by its glass and aluminium frame, which together account for approximately 80–90% of the total weight. However, these components account for a much smaller share of the GWP, typically less than or equal to 20%. While reusing the glass and aluminium frame yields only modest climate benefits, the exercise is methodologically valuable : it demonstrates how to propagate component reuse through a complex, multi-layer supply chain. This section describes the modeling of replacement of old PV panels by new ones, while reusing the glass and aluminium frame from the former. This assumes general compatibility in size and design among generations of panels.

To represent the removal and cleaning of the aluminium frame and glass in the life cycle model, we build on the work of Surowiak & Wahman (2024), who describe a manual disassembly process. The aluminium frame is removed mechanically, without requiring energy input beyond manpower. No cleaning is necessary for its reuse. Glass removal is performed using a wire and a heat gun. The cleaning is done using an oven, a 0.5 mm diameter metal wire dipped in oil, which

is inserted between the glass sheet and the encapsulant (EVA) while heating the panel to 200°C with a heat gun. The detachment takes around one minute. To remove residual adhesives, the glass is placed in an oven at 400°C for five minutes. After this, the glass is considered reusable. Note that the adhesive tape used in the study to stabilize broken glass sheets is not modeled here, as it was only relevant due to the panel being damaged. A full process inventory is available in the Table I-11.

Next, we modify the relevant "market for electricity, high voltage" processes to account for the reuse of components. Given the large number of scenarios and parameter combinations explored in this study, manual modification of individual processes is not feasible. Instead, the modeling has been automated using Brightway2 (Mutel, 2017). We identify all subprocesses contributing to "market for electricity, high voltage" that are relevant to PV by including only those processes that include the term "photovoltaic". This filtering condition is tailored depending on the specific structure of each inventory as described in Table I-2. Once relevant processes are identified, they are assigned to layers. Layer 0 includes the top-level market : "market for electricity". More deeply embedded processes, such as the production of glass fiber reinforced in with plastic used in the process of production of the aluminium frame of a CIS panel that is then used in a PV panel, will appear at layer 4 (PV / laminate production at plant). These nested levels represent the cascading structure of the supply chain (see Table I-2). Once all layers have been identified, the next step is to determine what modifications are needed in each process across those layers to model the reuse of glass and aluminium frames, and how these modifications should be applied.

The original processes in ecoinvent and premise must remain intact, as they are still needed elsewhere in the database. Therefore, for every process that requires modification, a duplicate process is created, incorporating the adjustments necessary to account for component reuse. However, creating modified processes at individual layers is not sufficient. To fully propagate the reuse logic across the supply chain, we also create new linking processes that connect the modified processes at different layers.

In the implementation of these modifications, we note the following modifications and considerations.

1. The first and most significant modifications involve technosphere flows. Flows containing the terms “flat glass”, “solar glass”, “tempering”, and “AlMg3” are set to zero, as they represent the key material inputs for the glass and aluminium frame of a PV panel.
 - a. When setting the relevant technosphere flows to zero, neither the energy nor the materials used to attach the glass and aluminium to the panel are removed. This is due to insufficient process-level detail in the database. Although this is a simplification, it does not significantly bias results. If these energy and material inputs were known, they would still be needed to assemble the reused glass and aluminium, just at a different location. Thus, their exclusion mainly shifts the burden geographically, not quantitatively.
2. The second type of modification concerns transport flows. Since approximately 80% of a PV panel’s weight (the glass and aluminium frame) is eliminated in this scenario, the associated transport emissions are greatly overestimated. To correct this, the transport amounts are scaled by a weight ratio : the mass of an unframed panel without glass divided by that of a panel with glass (framed or unframed), with values dependent on the PV technology.
3. The third modification is the addition of the glass recovery process, which occurs at the local storage site.
4. The final modification addresses the location mismatch. In Layer 1 (L1), PV-related processes are often fixed to Switzerland or Europe, regardless of the country modeled in the electricity mix. To correct this, the locations of Layer 2 (L2) processes are changed to match the location of the Layer 0 (L0) market for electricity process. For example, PV installations in India should not be modeled using European electricity for assembly.
5. The EoL impacts of the glass and aluminium are double counted. Due to uncertainty in how these are handled in the database, it was not possible to adjust the EoL process to exclude them in the repowered system (See Limitations).

Once these updates are applied, we compute the reuse ratio as the ratio between the process "electricity production, photovoltaic, commercial" with repowered and reused components and its original, unmodified counterpart. This ratio quantifies the relative environmental benefit of reuse and can be applied across scenarios.

In some cases, there are multiple "electricity production, photovoltaic, commercial" processes due to regionalized production. To avoid having multiple reuse ratios, we compute a weighted average, where each local ratio is weighted by its contribution to total PV electricity production, as shown in equation (4.8).

$$\frac{\sum_{loc} RR_{loc} \times SharePV_{loc}}{\sum_{loc} SharePV_{loc}} \quad (4.8)$$

Where :

- "loc" is a location in the studied region that has PV electricity.
- RR_{loc} is the reuse ratio of a given location.
- $SharePV_{loc}$ is the market share, out of the studied region, of PV electricity of the location.

4.4.6 Values of the parameters and variables

Table I-1 summarizes the main modeling parameters and variables used in the study. I-1

4.5 Results

The results of the interaction between repowering and the two main components of the study will be shown separately. First, we present the impacts avoided because of repowering; second, we present the impacts of reusing PV panels glass and aluminium frame on new PV panels. A Sobol analysis (Figure I-3) shows that several parameters, specifically installation year (until 2045), lifetime (until 2045) and replacement year (after 2035), have limited effect on the variation of the results. Therefore, this discussion focuses on parameters such as location, scenario, and scaling factor.

4.5.1 Repowering and marginal mixes

4.5.1.1 GWP100

Figure 4.2 represents the avoided impacts (kgCO₂eq/kWh) for two locations (Europe and India, in rows) and two marginal electricity supply orders (environmental and merit, in columns) for a set of balanced parameters in the study : efficiency gain at 1.2, lifetime at 30 years, repowered panels installed in 2015, representing 20% of the city's energy demand, and replaced in 2030.

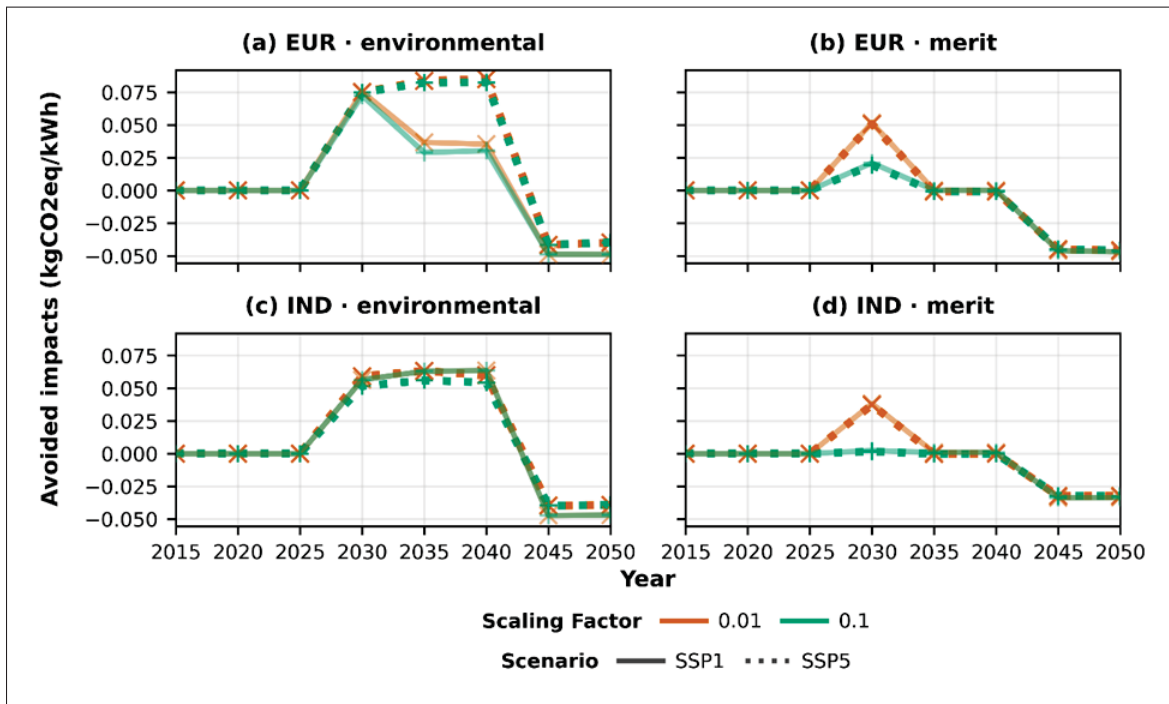


Figure 4.2 Avoided impacts for Location (EUR, Europe or IND, India) and Order (environmental or merit) on GWP100 from PV repowering compared to base case. (Parameters : efficiency gain=1.2, lifetime=30, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines

For the environmental order (left panels), there are differences with respect to location, but not with scaling factor. When panels are repowered in 2030, the avoided impact increases to 0.07 kg CO₂eq/kWh and decreases in 2045, when the original (base case) panels are replaced, to

0.05 kg CO₂eq/kWh (i.e., there is a net increase of CO₂eq emissions). In Europe, for SSP1, the avoided impacts decrease to 0.25 kg CO₂eq/kWh in 2035. This decrease is driven by the relative fraction of the last source in the environmental order : in the SSP1 electricity mixes, the share of hard coal co-generation and lignite co-generation in the mix decreases substantially (Table I-6 for mix, Table I-4 for environmental order list). Thus, while PV displaces quite a bit of hard coal co-generation and lignite in 2030, by 2035 there is no more to displace, and the next electricity sources to be displaced are lower impact, as they are lower in the environmental order. In India, for both SSP1 and SSP5, the displaced energy sources are lignite co-generation and hard coal, so the repowering benefit is similar in both SSPs.

For the merit order, there are differences with respect to scaling factor, but not with location. When panels are repowered in 2030, for scaling factor 0.01 there is an avoided impact of 0.05 kgCO₂eq/kWh which decreases immediately to 0 in 2035. Scaling factor of 0.1 shows little avoided impact, as the displaced energy is both oil (which was displaced with scaling factor = 0.01) but also biomass, which has a carbon intensity similar to PV. Both show a decrease of avoided impact in 2045, to 0.03 kg CO₂eq/kWh for India and to 0.05 for Europe, as base case panels are replaced. In both locations, SSP1 and SSP5 behave equivalently. The restricted avoided impact in 2030, compared to the environmental order, is caused by a displacement of oil, which has a lowest impact than last environmental orders sources (Table I-7).

For the merit order, the only difference between the two locations is for the 0.1 scaling factor. There is three times less oil in the marginal mix of India than the one of Europe (Figure 4.1 and Table I-6) leading to higher avoided impacts in Europe as the next displaced sources are bioenergy ones.

While Figure 4.2 uses an efficiency gain of 1,2 (i.e., 20% higher efficiency at the time of repowering than the installed panels), Figure I-1 uses an efficiency gain of 1.1, which is the premise projected efficiency, but is otherwise the same. I-1 Figure 4.3 represents the avoided impacts (kgCO₂eq/kWh) for two locations (Europe and India) and two PV lifetimes (30 and 40

years). Additional modeling parameters are chosen to illustrate model behavior ; these include an efficiency gain of 2, which is an upper bound and exploratory case.

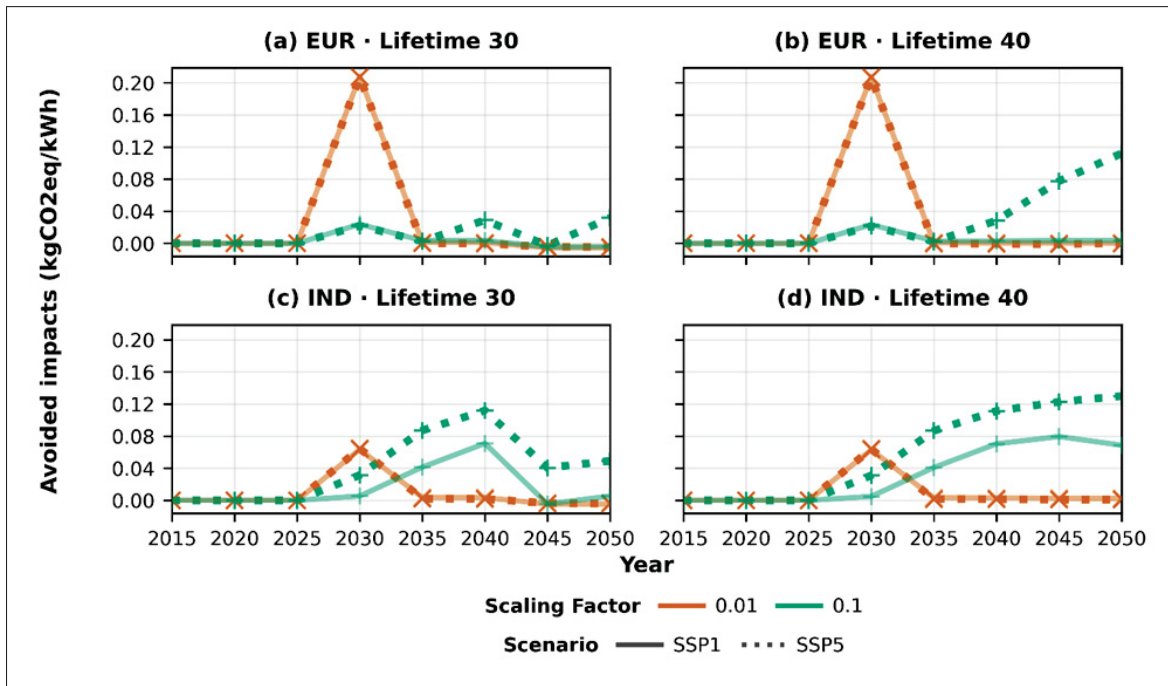


Figure 4.3 Avoided impacts for Location (EUR, Europe or IND, India) and Lifetime (30 or 40 years) on GWP100 from PV repowering compared to base case. (Additional endogenous variables : order=merit order, efficiency gain=2, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines

Longer lifetimes are shown in panels b and d, where the behavior diverges from the shorter lifetimes (30 years). This behavior comes from the replacement of panels in the base case at the end of their lifetime. In Figure 4.2, this replacement of base case panels occurs in 2045 (when the lifetime is 30 years and the installation year of panels is 2015). This increases efficiency of base case panels thus decreases the avoided impacts. However, when the lifetime changes to 40 years, the base case panels are replaced in 2055, shifting the decrease of avoided impacts to 2055. When there is the shift (panels b and d), for a scaling factor of 0.1, there is a global increase of avoided impacts, except for SSP1 in Europe, which behaves the same way as the 0.01 scaling factor. This behavior is due to the presence of bioenergy sources ; as they have a

CO₂ intensity close to that of PV, their displacement decreases avoided impacts. For the 0.1 scaling factor, all of the bioenergy sources are displaced, as well as a portion of hard coal (see Figure 4.1, Table I-5, Table I-6). The displacement of the latter leads to high avoided impacts. The other described cases, such as SSP1 with 0.01 scaling factor in all panels, which do not lead to avoided impacts, do not displace enough electricity to displace the entirety of bioenergy.

Otherwise, the largest differences in Figure 4.3 are observed for locations (Europe, first row ; India, second row), for which the behaviors are similar but the avoided impacts vary. In 2030, for a 0.01 scaling factor, there is a variation from 0.06 to 0.21 kg CO₂eq/kWh and for a 0.1 scaling factor, there is a variation from 0.01 to 0.03 kg CO₂eq/kWh. Those differences are primarily attributable to the share of oil in the European mix, which is 3 times higher than the share of oil in India in 2030. In 2040, in Europe, no impacts are avoided for SSP1, while 0.03 kg CO₂eq/kWh are avoided for SSP5. However, in India, the avoided impacts for SSP1 and SSP5 are respectively 0.07 and 0.11 kg CO₂eq/kWh. The larger values in India are not explained by the share of oil in the mix, as it is almost non-existent in 2040, but rather by a faster decrease of bioenergy in India than in Europe, leading to a more rapid displacement of hard coal in India.

The decrease in 2045 in panels (a) and (c) is explained by the replacement of the base case panel. In Figure 4.2, the avoided impacts were negative at the time replacement. In contrast, they are positive (or very close to 0) in (a) and (c) panels of Figure 4.3. This behavior comes from the exploratory choice of an efficiency gain of 2.

Figure 4.4 represents the avoided impacts (kgCO₂eq/kWh), in Europe, for three replacement years (2025, 2030 and 2035) and two orders (environmental and merit). Each replacement year is a row and each order is a column.

The behaviors of panels (c) and (d) are similar to panels (a) and (b) in Figure 4.2. In this figure, we emphasize the difference in behavior due to the replacement year, hence differences between orders are not discussed. For both environmental and merit order, the replacement year (RY) of 2025 describes an envelope of potential avoided impact. As the replacement year increases, sections of the curve are brought to 0, as there is no difference between the base case and the

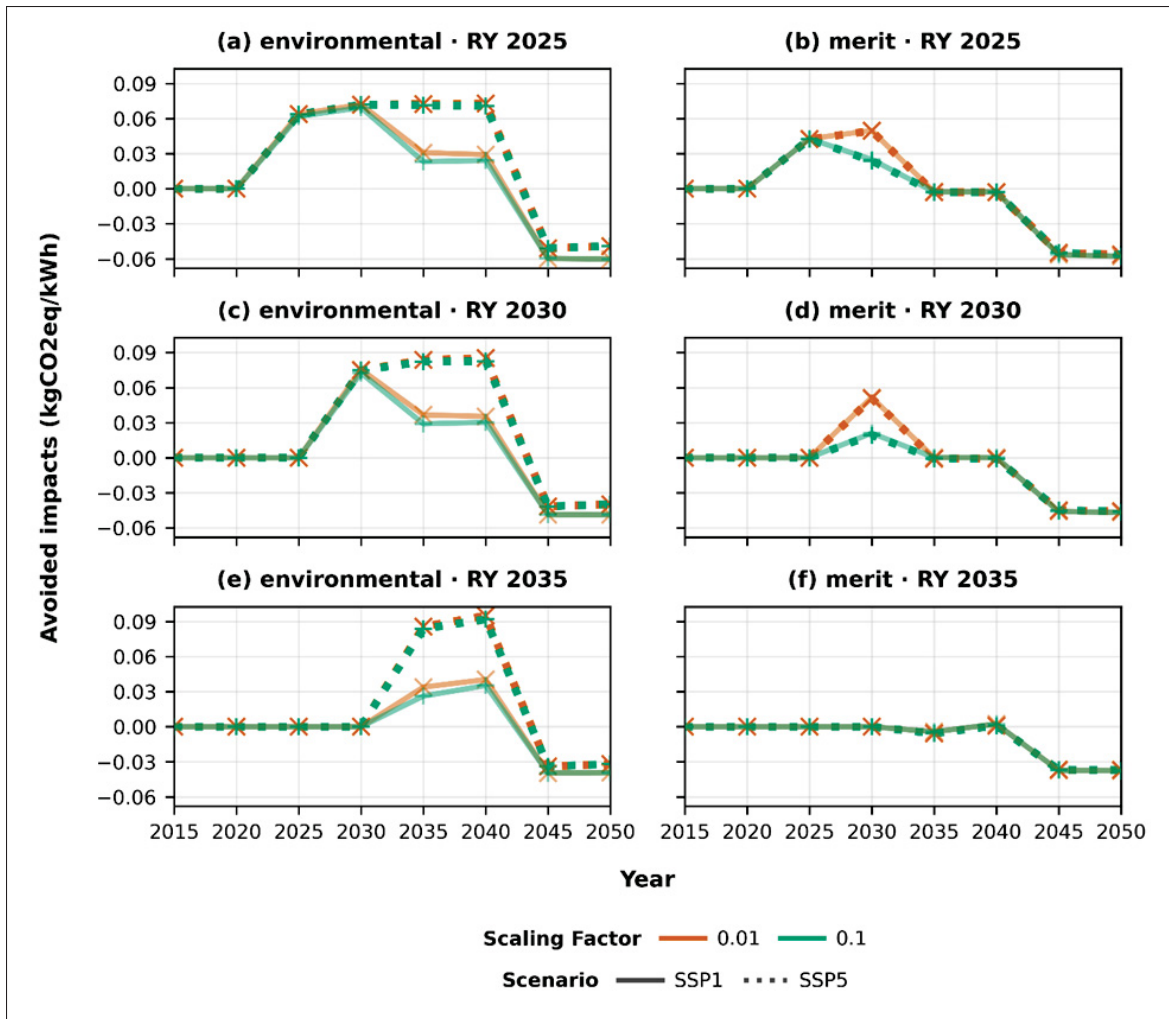


Figure 4.4 Avoided impacts for Replacement Year (RY : 2025, 2030 or 2035) and Order (environmental or merit) on GWP100 from PV repowering in Europe compared to base case. (Parameters : efficiency gain=1.2, lifetime=30, installation year=2015, PV_share_orig=0.2).

SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines

repowering scenario. Hence, when we compare 2035 to 2025, 10 years of potential avoided impacts do not occur.

Figure 4.5 represents the same panels as (a) and (b) in Figure 4.2, with the two differences. First, the modeling temporal horizon has been extended to 2100, the maximal year of projection in premise (again for the purpose of showing model behavior). Second, the efficiency gain is

the projected efficiency gain of premise. Those general PV efficiencies do not exist directly in premise. They were calculated as a weighted average of efficiencies by different PV technologies multiplied by the share of each technology in PV market.

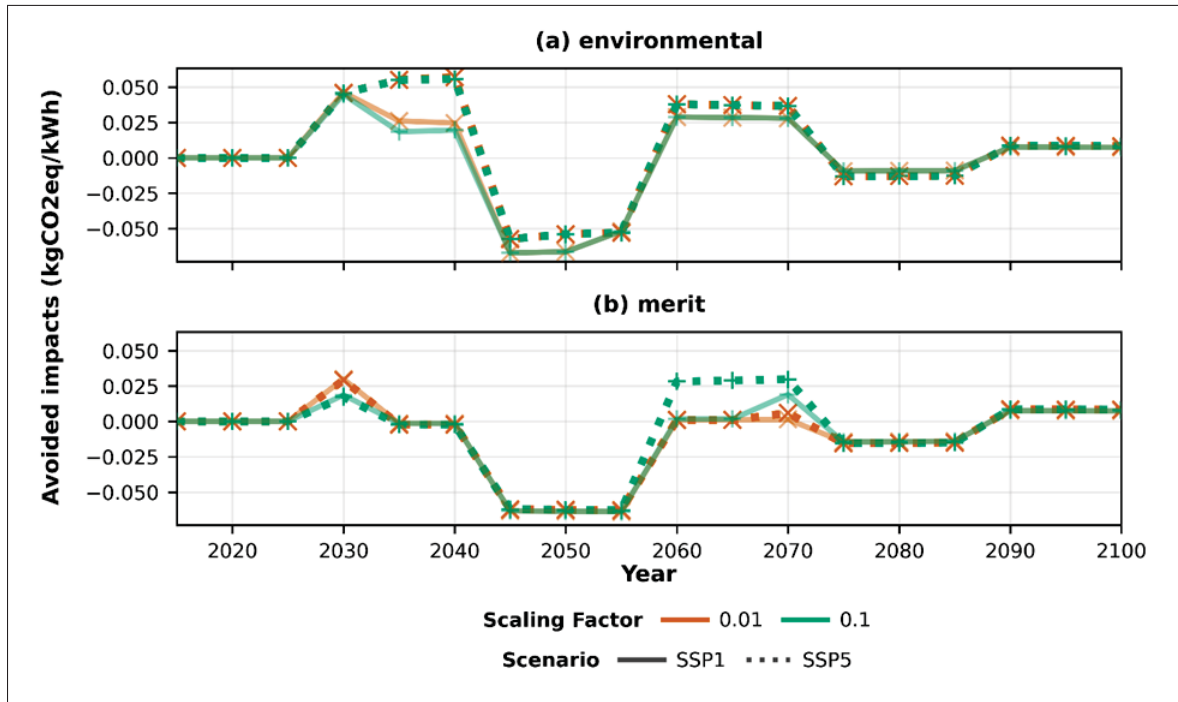


Figure 4.5 Avoided impacts, in Europe, by order (environmental or merit) on GWP100 from PV repowering compared to base case between 2015 and 2100. (Parameters : efficiency gain=1.1 (premise efficiency), lifetime=30, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines

For both orders, scaling factor has little effect on the curves, and the scenario has restricted impact. Across both orders, we observe the primary behaviors driven by model setup : an increase in avoided impacts in 2030 (with PV repowering), a decrease in 2045 (year of replacement of base case panels), an increase in 2060 (year of replacement of repowered panels after their EoL), a decrease in 2075 (year of replacement of base case panels, and an increase in 2090 (second replacement of repowered panels at EoL). The only time there are negative avoided emissions is between 2045 and 2055. Note that the most recently installed panel (whether it is base case or repowering case) is the most efficient one.

The sum of the area below the lines between 2075 and 2100 is approximately 0. This means the repowering has no effect on the overall emissions between 2075 and 2100. There are two reasons explaining this behavior : the marginal mix has lower CO₂-intensity and there is a decrease of difference in efficiency between the scenarios, as efficiency approaches the theoretical efficiency limit input in premise (0.27).

Overall, the degree to which the area under the curve is positive (there are avoided emissions) determines whether the repowering has a net beneficial effect. Note that the diminishing efficiency differences, decarbonizing grid, and the alternating efficiencies of Figure 4.5 confirm that considering an horizon until 2100 is not necessary : The magnitude of avoided impact during the first cycle determines whether the repowering is beneficial or not.

4.5.1.2 METP

Figure 4.6 represents the avoided impacts on marine ecotoxicity potential (METP) (kg 1,4-DCB-eq/kWh) for two locations (Europe and India, in rows) and two electricity source orders (environmental and merit, in columns) for the set of parameters used in Figure 4.2, but with the avoided impact being METP, rather than GWP100. As observed previously, the decrease of avoided impacts in 2045 is due to the replacement of base case panels ; however, the analysis differs from GWP in meaningful ways, described below.

The orders have very distinct behavior, driven by the differences in impacts for the displaced marginal energy sources. For the merit order, no parameter among the location, the SSP or the scaling factor has an impact on behavior and avoided impacts which varies between 0 and -0.001 kg 1,4-DCB-eq/kWh. This is explained by the higher impact of PV on METP than oil, biomass and wood chips, which have impact between 1.5 and 2 times less important (see Table I-8). Hence, displacing oil and then bioenergy to replace them by PV yields negative avoided impacts. In contrast, for the environmental order, the location is an important parameter. In India, the different set of scaling factors and SSPs do not have an important influence on avoided impacts as they vary between 0.0025 and 0.005 kg 1,4-DCB-eq/kWh between 2030 and 2040, and they

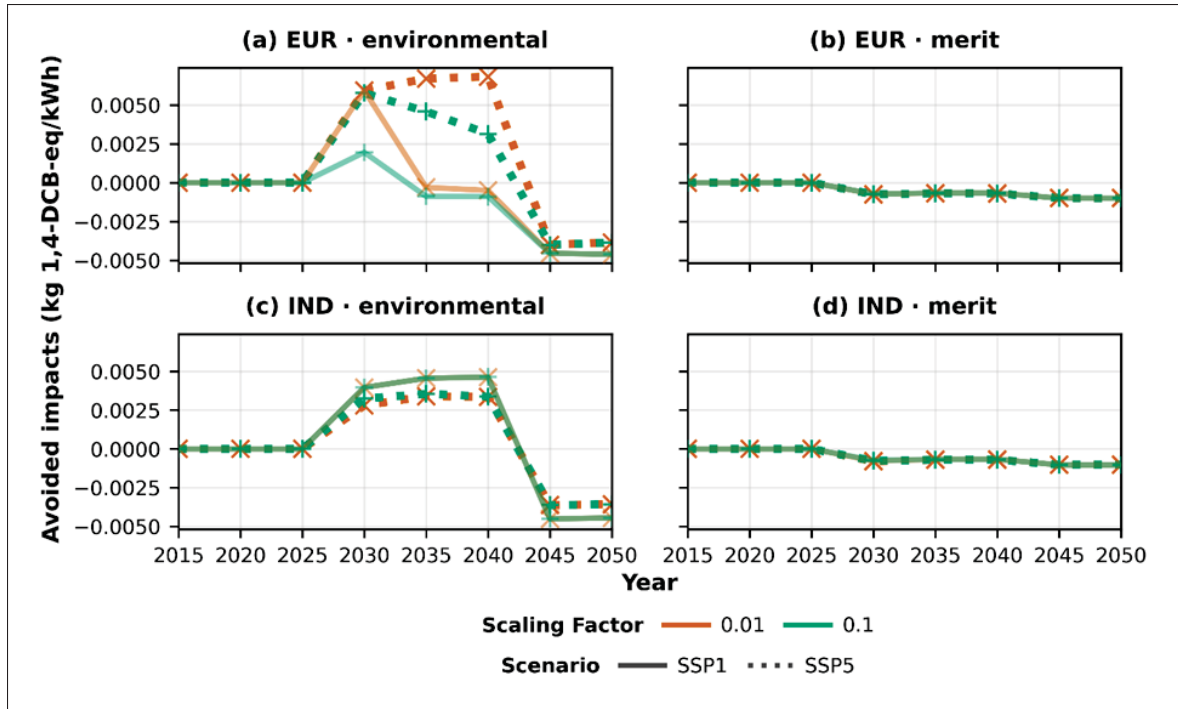


Figure 4.6 Avoided impacts for Location (EUR, Europe or IND, India) and Order (environmental or merit) on METP from PV repowering compared to base case. (Parameters : efficiency gain=1.2, lifetime=30, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines

all decrease to values between -0.003 and -0.0045 kg 1,4-DCB-eq/kWh. The positive avoided impacts are explained by the displacement of lignite co-generation (Table I-4) which is close to 10 times more impactful on METP than PV (Table I-8).

The behavior between Europe and India is very different because of the behavior of the marginal mix for environmental order. In India, there is almost no co-generation for hard coal or lignite, but hard coal and lignite represent a large share of the mix (no matter the SSP). In Europe, SSP5 has a similar behavior. However, for SSP1, between 2025 and 2030, lignite and hard coal shares decrease by 2 orders of magnitude; between 2030 and 2035 the co-generation variants of lignite and hard coal also decrease by 2 orders of magnitude (Table I-6). Hence, in Europe, the last two components of the environmental order are lignite co-generation and hard coal co-generation;

as shown in Table I-8, those two sources have higher METP intensities than PV by a factor of 3 to 13. The large decrease of avoided impacts for SSP1 in 2035, no matter the scaling factor, is explained by the decreased displacement of lignite co-generation and hard coal co-generation, as their share in the marginal mix decreases. In the case of SSP5, the slight increase for a 0.01 scaling factor is explained by the fact that only lignite co-generation is displaced. The slight decrease for 0.1 scaling factor is explained by the decrease of lignite co-generation share, increasing the share of hard coal co-generation (which is only 3 times more impacting on METP than PV) in displaced sources.

4.5.1.3 LOP

Figure 4.7 represents the avoided impacts on land occupation potential (LOP) ($m^2 * a\ crop - eq/kWh$) for two locations (Europe and India, in rows) and two orders (environmental and merit, in columns) for the set of parameters used in Figure 4.2, but with the avoided impact being LOP, rather than GWP100.

Figure 4.7 indicates that for land occupation, the most important parameter is the order, i.e., the marginal electricity sources. For the environmental order, the avoided impacts are positive for India and negative for Europe but very close to zero, especially in comparison to the scale of avoided impacts for the merit order (panels c and d). For the merit order, the overall behavior of both locations is similar, with some slight differences for scaling factor and the SSP, with an increase in 2025 or 2030, followed by a decrease when the base case panels are replaced, in 2045.

However, in Europe and India, the amounts of avoided impacts vary between 0.12 and $0.23m^2 * a\ crop - eq/kWh$ in 2035. Those behaviors are explained by the impact of bioenergy on LOP. Biomass and wood chips have an impact on LOP higher by 1 to 3 orders of magnitude than most sources, 30 times more impactful than PV and 100 times more than oil (those figures are European, in India, they are higher, see Table I-9). Hence, when PV displaces bioenergy, the avoided impacts are significant, dominating avoided impacts from other sources (which have

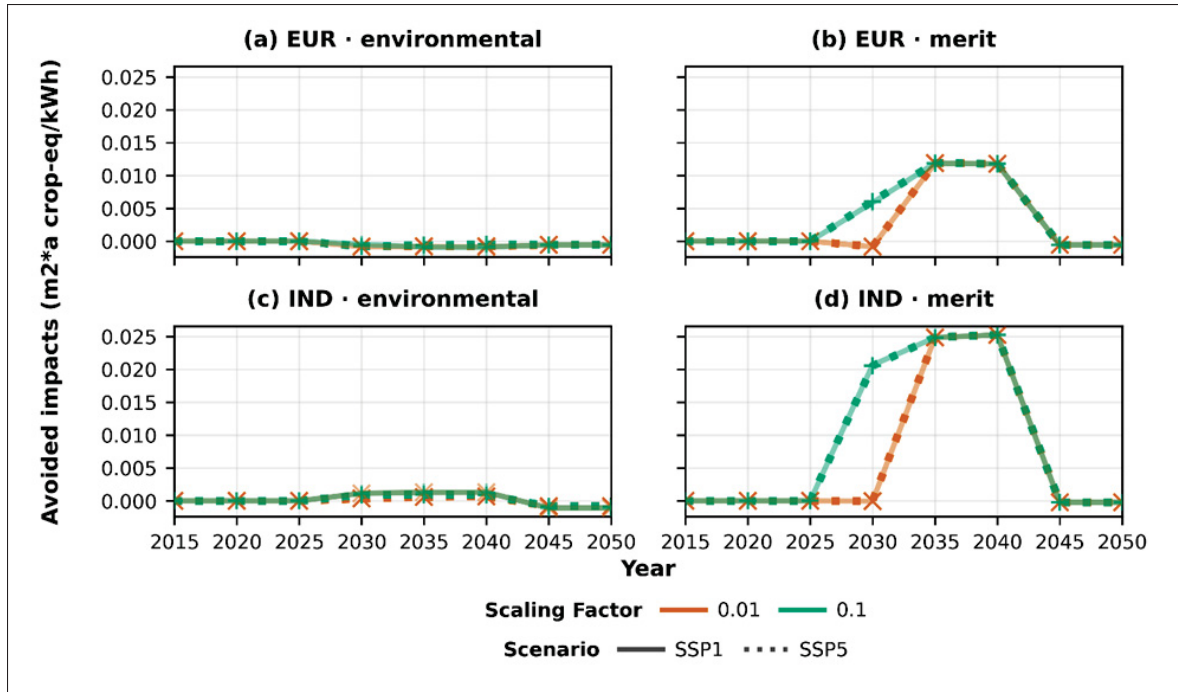


Figure 4.7 Avoided impacts for Location (EUR, Europe or IND, India) and Order (environmental or merit) on LOP from PV repowering compared to base case. (Parameters : efficiency gain=1.2, lifetime=30, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig=0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines

LOP similar to PV, as shown in Table I-9). The significantly higher LOP impacts of biomass explain the shift in time between the two scaling factors : in 2030, for the 0.01 scaling factor scenario, only oil is displaced by PV. As oil is slightly less impactful than PV, there are small negative avoided impacts in panel (b) for scaling factor = 0.01 in 2030. In 2035, however, the share of oil in the mix, both in India and Europe drops, leaving place for PV to displace bioenergy, leading to high avoided impacts. The difference in avoided impacts amounts between the two locations is due to location-specific differences in biomass and wood chips, as impacts in India on LOP ($m^2 * a \text{ crop} - eq/kWh$) are twice as high as in Europe.

4.5.1.4 Other statistics on carbon

Finally, we consider the interaction of variables. Figure 4.8 shows, for a fixed efficiency gain, for both orders, the 90% confidence interval of GWP100 avoided impacts value. The parameters values considered are summarized in Table I-1.

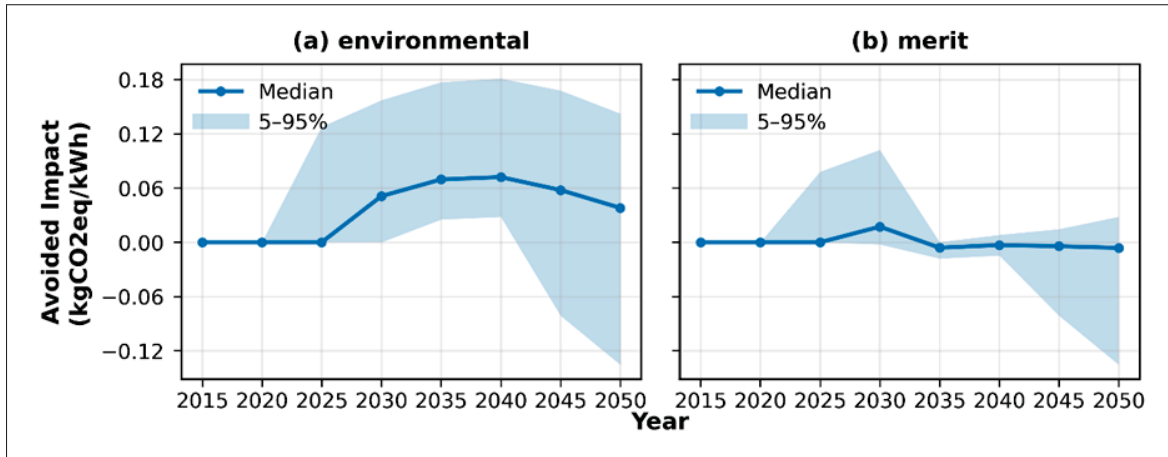


Figure 4.8 Range of results for GWP100 for fixed efficiency gain (=1.2) and rest of parameters varying in already shown ranges

For the environmental order, the avoided impacts vary between 0 and 0.18 kgCO₂eq/kWh, up to 2040. After 2045, the avoided impacts vary between -0.13 kgCO₂eq/kWh and 0.15 kgCO₂eq/kWh. Although the median is always positive, there are sets of parameters that result in negative avoided impacts for a given year. Note that all combinations with a lifetime of 40 years result in net positive avoided impacts ; for a lifetime of 30 years, results are mixed.

For the merit order, the range of outcomes has more particular behavior. Between 2020 and 2035, the values are mainly positive. However, the median is at 0 until 2030 when it increases to 0.02 kgCO₂eq/kWh and then decreases in 2035 to a value slightly negative but very close to 0, to only stay constant until 2050. However, the dispersion of the values is higher as the year are closer to 2050.

While the time-integrated impact (area under the curve) of a scenario is clearly an important value in determining its overall utility, we suggest that this research is better-suited to highlight

the interplay of variables. As shown in Figure 4.5, the evolution of impacts past 2050 shows an oscillation as panels are replaced and differences between the repowered and base case efficiencies decrease. Thus, in general, the time-integrated impact through 2100 is typically positive. More importantly, the model shows the possibility of meaningful avoided impacts in the short-term, where climate action may be most meaningful, because warming scales with cumulative CO₂ emissions (Matthews, Gillett, Stott & Zickfeld, 2009).

4.5.2 Impacts of glass and aluminium frame reuse

Having investigated the effect of repowering panels, we now consider the effect of reusing components (scenarios Repowering+Reuse in Table 4.3). As noted in Section about the reuse of components, we model the reuse of the aluminium frames and glass next to the site of installation. Figure 4.9 represents the reuse ratio, presented in the methods, values depending on location, SSP and impact method. This figure represents the relative impact of reusing the glass and aluminium frame when replacing a PV panel, as the impact of replacing a PV panel is set to 1 for each impact category.

The impact of a PV panel with reused parts is never superior to the impact of a completely new PV panel, because the reuse ratio is always inferior to 1. The LOP impact method is the one for which reusing part has the least benefit. In Europe, the avoided impacts on LOP vary between 1 and 3% (reuse ratio between 0.97 and 0.99) of the impact of a new PV panel. The avoided impacts are more important in India : between 6 and 8% depending on the year. The SSPs do not have a meaningful effect on the behavior of LOP avoided impacts.

Like LOP, for METP, the SSPs do not seem to have an influence either. The location, however has an influence on avoided impacts. In Europe, the avoided impacts vary between 12.5 and 16% in comparison to new PV panel impact ; whereas in India, they vary between 10.5 and 13%. The behavior is the same in the two locations, there is a slight slide of 2 to 3%.

In contrast, for GWP100 impact method, location has little effect on the reuse ratio, whereas variations in behaviors are visible between the two SSPs. For all GWP cases presented, the

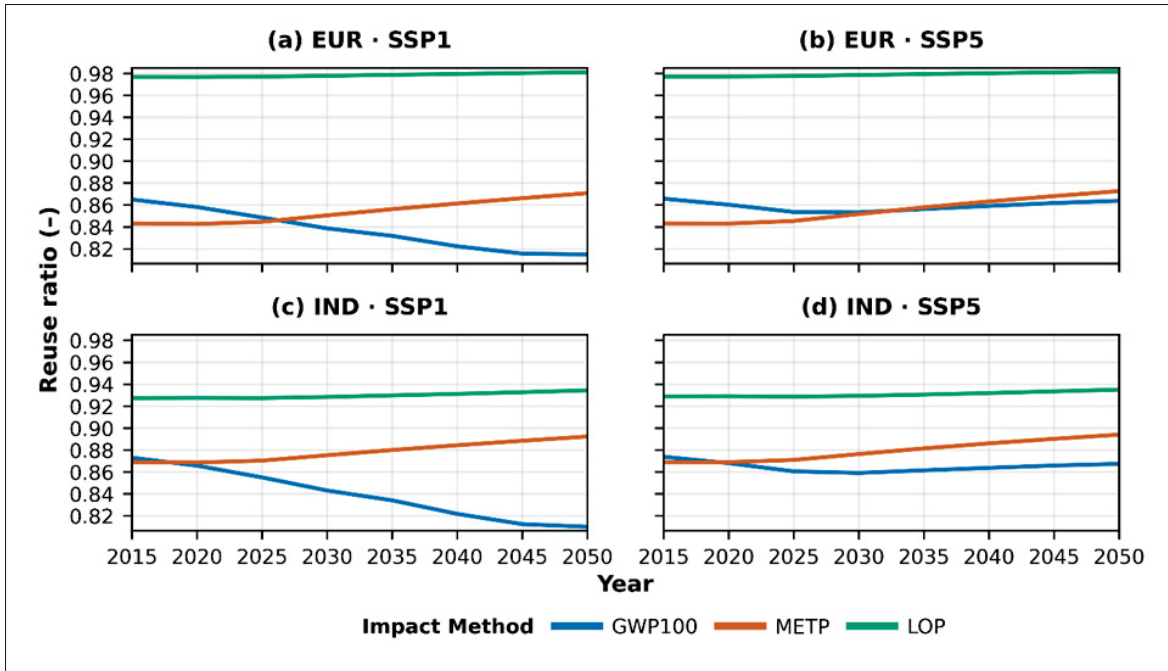


Figure 4.9 Reuse ratio for Location (EUR, Europe or IND, India) and SSPs (SSP1 or SSP5), for three impact methods : GWP100 in blue, METP in orange and LOP in green

avoided impact of reusing parts compared to new PV impact is around 13% (reuse ratio at 0.87). Then, for SSP1, the reuse ratio decreases until 0.81, approximately, in 2050, meaning there is an avoided impact of 19%. For SSP5, the reuse ratio decreases about 1% annually between 2015 and 2025, and then it increases approximately 1% to reach the same level in 2050 as the one in 2015 (there are slight differences, but non-significant). Hence, it is equivalent to an almost stagnation between 2015 and 2050.

4.6 Discussion

The moment chosen to repower PV panels must be a balance of technological (efficiency) improvement and timing, in order to take advantage of CO₂-intense marginal electricity grids. (The marginal grid could have high CO₂ intensities over a long period of time, despite the majority of the grid decarbonizing.) The sooner the repowering happens, the greater the embedded burden is from the removed panels, and thus the lower the probability is to see an increase in efficiency of PV important enough. The later the replacement, the less burden, the most probability for a

higher efficiency gain but less potential for avoided impacts. Thus, this study qualitatively finds most benefit of replacement in the middle of the expected lifetime, in keeping with other work (Herceg *et al.*, 2022).

We explore two scenarios in this study : SSP1 and SSP5, as they bracket the pathways typically considered by IAMs ones. Although the electricity mixes are very different for the SSPs, the marginal mixes can have many similarities, as shown in Figure 4.1. In India and Europe, SSP1 fossil fuels shares decrease sooner than in SSP5. There are slight differences, such as the share of biomass in Europe decreasing at a lower rate in SSP5 (as compared to SSP1), or the share of wood chips which is very slightly smaller in SSP1 than SSP5. In the results, the differences between SSP1 and SSP5 are typically small, viz. compare within the merit or environmental order of Figure 4.2 – 4, or Figure 4.7.

As carbon pricing increases over time, it is expected that carbon-intensive sources will become less economically favorable, causing the merit order to gradually converge toward the environmental order, or close. In addition to carbon pricing mechanics, it is possible that, to meet climate target, states could apply climate policies that could also participate in convergence of merit order to environmental order.

The environmental order is the order that is the most beneficial for CO₂eq emissions. For METP emissions, it is not the best order but it still is a very beneficial one (Table I-8). It is also visible in panels (a) and (c) of Figure 4.6, with high avoided emissions, in comparison to merit order. However, this order is not the most beneficial order for LOP. As seen in Figure 4.7, the merit order yields very high avoided impacts, whereas, in comparison, the environmental order avoids close to no emissions, as bioenergy, low-CO₂eq emitters are very demanding in land occupation.

4.6.1 Bioenergy wall

The merit order is not as advantageous for CO₂ emissions as the environmental order because the last three sources of the former are oil, biomass and wood chips. Biomass and wood chips

have a slightly higher impact than PV (Table I-7), however, as explained in 2.4.2, repowered PV has a higher impact than non-repowered PV.

Biomass has a carbon intensity between 40 and 42g CO₂eq/kWh in 2015 that decreases to between 26 and 40 in 2050, and wood chips impacts varies between 56 and 61g CO₂eq/kWh in 2015 then decreases between 47 and 59g CO₂eq/kWh in 2050 (Table I-7). PV carbon intensity is between 29g CO₂eq/kWh and 39g CO₂eq/kWh depending on SSP and location in 2030. The PV carbon intensity was around 45gCO₂eq/kWh in 2015 no matter the location nor the SSP. When adding the burden of the replaced panel that has been replaced sooner to the repowered PV, it gives the repowered PV impact. The lifetime of panels being 30, and the replacement considered after 15 years, it is possible to calculate the unallocated impacts, due to repowering, using equations (4.2) - (4.4), to be around 44% of the total impact of a PV panel in 2015. Hence, repowered PV has an impact varying approximately between 50 and 60g CO₂eq/kWh. Hence displacing bioenergy electricity with PV yields close to no avoided impacts in comparison to displacing other sources, with greater CO₂-intensity.

Hence, when all of the oil has been displaced by PV, the avoided impacts are close to zero, as long as PV is displacing bioenergy. Once the avoided electricity exceeds the supply of bioenergy, the next merit order source to be displaced is hard coal (Table I-5), with a carbon intensity varying between 0.78 and 1.23 kgCO₂eq/kWh depending on year, SSP and location. Once this source is displaced, the avoided impacts increase again. We refer to this phenomenon as the bioenergy wall.

The bioenergy wall explains a large part of the different behavior of merit orders scenarios shown in the different figures. For example, in Figure 4.2, the subplot (b) has a slight increase in 2030 for all scaling factors. There is an increase in 2030 in avoided impacts because the base case panels are replaced in 2030 by more efficient PV panels. However, in 2035, the share of oil in both SSP1 and SSP5 decreases by orders of magnitude. Thus, while PV electricity displaced a large fraction of carbon-intense oil in 2030, by 2035 PV is displacing sources from the bioenergy

wall. Hence, as long as PV does not produce enough electricity to displace all of the sources in the bioenergy wall, the avoided climate impacts are close to zero.

Note that the bioenergy wall is applicable to climate change and other impact categories, but not all. METP impacts are affected by bioenergy, (panels (b) and (d) of Figure 4.6; Table I-8). However, LOP impacts are not influenced by the bioenergy wall phenomenon because displacing biomass and wood chips significantly reduces LOP impacts, as bioenergy is the most land-intense source.

On the scale of this study model, with the chosen scaling factors, and with no other consideration of other actors (e.g., other cities), the repowering of PV panel is not beneficial for the studied merit order in most cases. However, considering a larger scaling factor and energy displacement by other actors, would facilitate breaking the bioenergy wall. In this case, the avoided impact per kWh would increase markedly. This is observed in Figure 4.3, with scaling factor at 0.1, in India for SSP1 and SSP5 for both lifetimes and in Europe, if lifetime is 40 years for SSP5. It is to be noted, as referenced in the limitations, that such a situation does not account for market effects.

The locations and SSPs have an impact on the size of the bioenergy wall as shown in Figure 4.1. Examples of influence are in (b), (c) and (d) panels of Figure 4.3. With a 0.1 scaling factor, there are increases of avoided impacts after 2030, meaning it is not explained by any new efficiency gain. The increases can only be explained by the overcoming of the bioenergy wall leading to hard coal displacing. However, depending on the location and the SSP, the timing and amounts of displacement are different.

4.6.2 Horizon 2050

It is considered that after the lifetime of a panel, it is replaced. For example, in the base case, 30-year panels are replaced in 2045. At this replacement in 2045, the new panels (in base case) see their efficiency increase. With this replacement, the base case is now higher than the efficiency of repowered panels (which were installed earlier, e.g., 2030 and which have been degrading for 15 years). If the base cases produce more than the repowered panels, the

repowered case thus has an additional demand from the supply grid, as explained. In these cases, the avoided impacts may be zero, as in Figure 4.3(c), or negative (i.e., a net increase in e.g., CO₂ emissions) as seen in Figure 4.2. Furthermore, if the panel lifetime is assumed to be 40 years, then the replacement of base panels is in 2055, i.e., outside of the 2050 horizon chosen. As discussed, the choice of the 2050 horizon is driven by increasing uncertainty, decreasing carbon intensity of marginal electricity mixes and the balance between negative and positive avoided impacts as explained in Figure 4.5 description. It shows that with a longer time horizon, there is a ‘leap-frog’ effect, as repowered panels are replaced in the 2060s, base case panels are replaced in the 2070s, etc. As the most efficient scenario alternates, the differences between them diminish.

4.6.3 Scaling factors

The scaling factors are proportional to the amount of avoided energy. However, because the merit and environmental orders represent discrete blocks of energy that can be displaced, the avoided CO₂eq is likewise discrete. If different scaling factors displace only 1 source, their behaviors will be exactly the same, as it can be seen in the (b) and (d) panels of Figure 4.2 and Figure 4.6. However, if they displace more than 1 source; the share of each source will be different for each scaling factor, making their behavior different. For example, consider a supply mix of 100 kWh, with the first marginal sources to be taken offline being 5 kWh oil and 10 kWh biomass. If the model demands 1 kWh, only 1 kWh will be displaced, whereas if the model demands 10 kWh, then 5 kWh each of oil and biomass are displaced, i.e., 50% oil and 50% biomass. Hence, the averaged displaced kWh will have less avoided impact for the larger demand (a larger scaling factor). As noted in the methods, the model has a maximum scaling factor in order to limit potential market effects.

However, a large scaling factor will not always lead to lower impacts than a small one. For example, in Figure 4.3, in panels (b) or (d), in 2050, the highest scaling factor displaces more impacts than a lowest one. As seen in a previous section of the discussion, if not enough electricity is displaced by repowered PV, the avoided impacts are close to 0. Hence, a higher

scaling factor will displace more electricity than a smaller one, and more probably displace a source beyond the bioenergy wall, leading to higher avoided impacts.

4.6.4 Location Impact

There are important differences in the marginal energy mix between the two locations, both with respect to the bioenergy wall and the overall mix. The share of bioenergy in the overall mix is lower in India than Europe in the later years. This has the consequence of it being easier to break the biomass wall in India than in Europe, hence leading to higher avoided emissions, as can be observed, for example in 2045 and 2050, in panels (b) and (d) from Figure 4.3. Beyond bioenergy, there are differences in the rate of decrease of CO₂-intense sources. The share of the last sources of the environmental order (hard coal co-generation, lignite co-generation, hard coal and lignite) all decreasing with time. However, in Europe, for SSP1, there is a large decrease, in 2030 and 2035, of several orders of magnitude, that does not happen in India. This explains the highest avoided impacts for SSP1 in panel (b) compared to (a) in Figure 4.2. Another example of a difference in the marginal mix between India and Europe is the avoided impacts amount, for a scaling factor of 0.1, no matter the SSP, in Figure 4.3, which is three times higher for Europe than India. Because, in Europe, for both SSPs, the share of oil in the mix is three times higher than in India.

One last example, is the impacts of bioenergy on LOP : biomass and wood chips are two times more LOP intensive in India than in Europe.

4.6.5 Components Reuse

As it was shown in Figure 4.9, reusing aluminium frames and glass on repowered panels can avoid 1% of LOP impacts and between 10% and 20% of GWP100 and METP impacts per PV kWh generated. However, as discussed, the impact of a PV panel in 2030 is between 0.029 and 0.039 kgCO₂eq/kWh and 0.009 and 0.011 kg 1,4-DCB-eq/kWh, meaning that reusing the components of the replaced PV panels could yield between 0.006 and 0.008 kgCO₂eq/kWh

and 0.002 and 0.003 kg 1,4-DCB-eq/kWh in the best case. The order of magnitude of avoided impacts in 2030 by avoided electricity generation, for GWP100 is around 0.05 kgCO₂eq/kWh (Figure 4.2), hence approximately 6 to 8 times more than saved emissions from components reused. For METP, the avoided impacts by avoided electricity generation, are around 0.0025 kg 1,4-DCB-eq/kWh for the environmental order and less than -0.001 kg 1,4-DCB-eq/kWh for merit order (Figure 4.6), hence approximately the same order of magnitude as saved emissions from components reuse. Therefore, reusing the components makes a lot of sense for METP impacts as reuse can double avoided impacts from avoided electricity or compensate negative avoided impacts. For GWP100, the benefits of reuse are small but non-negligible : reuse could help to increase (or compensate) the avoided emissions from avoided electricity by 1/10 to 1/20.

4.6.6 Limitations and future work

All of the models and results presented are dependent on the ecoinvent database and the premise tool. The premise tool does not yet provide any uncertainties with the projected ecoinvent data ; clearly, these data form the foundation for this work. Modeling choices and their significance are discussed below.

The merit order in the study, available in Table I-5, is static. It is based on an energy transition model for Europe in 2025 (Intelligence, 2025). Without a region specific and time dependent order, we acknowledge that the work is not fully prospective. However, based on the carbon intensities of most sources at the bottom of the merit (most costly), if current energy projections hold, then specific source is not as important as its carbon intensity. Thus, the behavior of the bioenergy wall is still relevant and provides useful insight for decision making.

The electricity mix and merit order are considered annually. However, as explained in the introduction, annual data, instead of hourly, underestimated the GWP100 of the marginal mix by 12 to 25% (Peters *et al.*, 2022). Hence, to capture the temporal and operational complexity of real-world grid behavior, a more accurate approach would require considering hourly electricity mixes and merit orders, especially for electricity deficits that bring additional sources online. At

present, we find that the quality of future projections for hourly data are rather uncertain and do not warrant inclusion. However, a heuristic model could provide additional insight.

Another limitation of the model is the handling of EoL data when considering the reuse of glass and aluminium frame. As explained in 2.5, the EoL impacts of the reused parts are double-counted; however, the magnitude of these impacts is negligible relative to embedded and avoided impacts.

This study is partly consequential, as it does not account for marginal market effects that could arise. Thus, an improvement to the study would be to model those marginal market effects such as network congestion or impacts on ancillary services.

There exists a consequential version ofecoinvent that is compatible with premise. However, we note that the maximum marginal electricity demand in this model is 0.2-2%, and that within this window, we see important variations in marginal energy sources. Thus, the model is sensitive to the marginal electricity sources and their capacities, and we have based our calculations on a fully transparent marginal energy order. Nonetheless, presenting a comparison of results using the method used in this article and of the results using the marginal electricity from projected consequential version ofecoinvent with premise, would provide additional insight into the model behavior. As we have focused on developing time-differentiated emissions as function of replacement and repowering scenarios, the temporal aspect of GWP has not been considered. Including dynamic impact methods and the effect of emissions timing on emissions spike could have a significant impact on the result, especially in this study where timing of emissions is particularly important (Levasseur *et al.*, 2010).

4.7 Conclusion

This study applied a prospective life cycle assessment (LCA) framework to examine the potential avoided emissions by repowering PV panels, accounting for component reuse, using a marginal provider logic and how those avoided emissions were affected by model parameters such as SSP, location, efficiency increase, marginal electricity order, scaling factor, repowering year and

time horizon. Although we have framed the discussion in terms of a city, any application of this concept to a space constrained repowering situation would be appropriate – e.g., a factory, municipal building, or residence – as long as the change in demand would not affect the supply grid.

We find that repowering can deliver meaningful avoided greenhouse gas emissions where marginal mixes remain fossil-intensive, but it can also yield negative outcomes when displacing lower-impact sources such as bioenergy. The balance is highly dependent on efficiency improvements and the marginal grid mix. The study suggests that mid-lifetime replacement may balance technological improvements with the transfer of burdens from panels that were replaced before end-of-life.

The study is one of the first integrated marginal provider logic in PV repowering, filling a need in the literature, and yielding results from conventional attributional LCAs. This methodological choice highlights both the potential for greater climate benefits and the risk of overestimating avoided emissions when relying solely on average mixes. The study also introduces a systematic framework for modeling component reuse within the premise–ecoinvent environment, illustrating how reuse can be propagated across supply chain inventories.

Reusing aluminium frames and glass reduces life cycle impacts by 10–20% for climate change (GWP100) and marine ecotoxicity (METP), but provides negligible benefits for land occupation (LOP). Although modest compared with the avoided impacts of additional electricity generation, these reuse strategies can be important for ecotoxicity reduction and provide quantification for the value of reuse practices in PV strategies.

For the majority of combinations of variables considered, there is a net avoided impact, but the potential for net negative change means that any repowering decision must be made with context-specific information. Thus, the results caution against blanket recommendations for PV repowering. Instead, potential repowering should be evaluated in light of potential efficiency gain relative to displaced marginal energy sources (i.e., specific implementation of grid decarbonization). These parameters, are critical in determining whether a repowering project

would yield net positive changes for climate change or other impacts. In rapidly decarbonizing contexts, early replacement may deliver diminishing returns, whereas in regions with persistent fossil-based marginal generation, mid-life repowering could bring climate benefits. At the same time, even modest reuse of glass and aluminium can partially mitigate additional impacts.

This work does not offer prescriptive guidance for policymakers ; however, the analytical tools and insights presented here are a step towards more policy-relevant LCA practice and can provide a methodological foundation for future studies towards policy-relevant LCA.

Supplementary Materials

See Supporting Information, below.

Funding

This work was financially supported by École de Technologie Supérieure.

Data Availability Statement

The data supporting the findings of this study are provided in this paper, the Supporting Information, and at : https://zenodo.org/records/17215655?token=eyJhbGciOiJIUzUxMiJ9.eyJpZCI6Ijg5YjAzN2RlLTRkZjEtNGZiZS04MzM3LWNhODRlNzg1ZmZlYiIsImRhdGEiOnt9LCJyYW5kb20iOiI4MDQxY2Y0YjcxNDRiNjM2NjRlNDZmODI4OTUwNGU3ZCJ9.N_l-lamnCaoL5XaZwe9g2_aS0N4rWj7SdwRuR7z0-WXAckeEzsrWiLisM7ziiB6yVo72C48_4ht0ataBdxnyVg.

Acknowledgments

We thank Annie Levasseur for her insights during the model conceptualization.

Conflicts of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

CHAPITRE 5

RÉSULTATS

Dans cette section nous allons évoquer ce qui a été appris des deux études, sans nécessairement entrer dans les détails de chacune d'elles.

Nous avons vu que les résultats, quels qu'ils soient, étaient plus certains, et avaient moins de limites en échelle micro, via l'Analyse de Cycle de Vie Attributionnelle (ACV-A), qu'en échelle macro, Analyse de Cycle de Vie Prospective (ACV-P) et Analyse de Cycle de Vie Conséquentielle (ACV-C). Cependant, il faut dire que l'étude sur l'impact de la méthode Usinage Assisté par Décharge Electrochimique (Spark Assisted Chemical Engraving) (SACE) a profité de données récupérées directement sur la machine, que ce soit sa consommation d'électricité, les systèmes auxiliaires ou les composants de la machine elle-même qui a été construite sur place. Il ne faut donc pas interpréter la quantité importante de données relativement précise comme quelque chose d'habituel en ACV-A, mais cela l'est déjà plus que dans les autres types d'Analyse de Cycle de Vie (ACV).

Nous avons vu, que contrairement à l'article traitant de micro-usinage du verre, dans lequel l'électricité en elle-même n'avait que très peu d'impact, que des données moyennes étaient suffisantes et assez précises pour ce qu'on voulait étudier. Cependant, ces données moyennes, assez précises et en soi peu incertaines, n'étaient pas utilisables pour l'étude du *repowering* de panneaux photovoltaïque (PV). Il a été nécessaire d'ajouter une couche importante de modélisation (et donc d'incertitudes liées aux choix et données disponibles pour la modélisation).

Cela n'est pas particulièrement clair dans l'article, car ce n'est pas le but, mais le temps de modélisation est aussi une variable très différente entre les deux études. Dans la première, il fallait récupérer quelques données, trouver des équivalents (ou proxy) dansecoinvent, créer quelques processus pour modéliser le système et lancer quelques calculs. La difficulté et le temps nécessaire pour modéliser n'était pas très grande. Or, dans la deuxième étude, le temps de modélisation est bien plus important. En effet, en ne considérant pas l'apprentissage de l'environnement dans lequel l'ACV a été réalisé, il a fallu écrire des dizaines de fonctions et des

milliers de lignes de code pour obtenir les données prospectives à partir d'ecoinvent, les traiter, via un modèle plutôt difficile, et les utiliser correctement et pour en obtenir des résultats. Ainsi, l'ACV-P et partiellement ACV-C, car modélisant une échelle macro, permettent d'obtenir des résultats beaucoup plus intéressants d'un point de vue prise de décision et plus systémique, mais elles demandent des temps de modélisation et calculs beaucoup plus importants qu'une ACV traditionnelle.

En comparant les résultats des deux études, on peut dire que les résultats de l'étude étudiant l'impact de la méthode SACE sont relativement simples et accessibles, ils permettent ainsi de faire des recommandations claires aux parties intéressées par la réduction de l'empreinte environnementale de la méthode, surtout que les résultats sortaient de ce qui aurait pu être attendu : consommation électrique n'ayant pas d'impact mais écran d'ordinateur ayant le plus d'impacts. Cependant, dans l'étude de la temporalité du remplacement anticipé de panneaux solaires, les recommandations sont moins claires. En effet, les résultats étant plus incertains et surtout dépendants d'énormément de paramètres, il est compliqué de faire une recommandation générale, mais en prenant certains cas particuliers, par exemple si on regarde l'impact sur les Changements Climatiques (CC), et qu'on considère un ordre dépendant du coût marginal, avec un gain d'efficacité peu élevé (1.2) en 20 ans, un remplacement en 2035, alors les intérêts de réaliser un remplacement anticipé sont minimes voire négatifs. Mais la conclusion sera différente si on change un des paramètres. C'est aussi pour cette raison que j'ai rendu accessible, via un répertoire Zenodo, toutes les données pour pouvoir reproduire mes résultats, mais surtout un Jupyter Notebook permettant avec un environnement Python simple et un fichier de données à télécharger de reproduire les résultats en fonction des paramètres voulus.

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif de ce projet de recherche était d'explorer différents systèmes à différentes échelles via les différentes méthodes d'ACV : ACV-A, ACV-C et ACV-P. Pour ce faire, deux études, une publiée en tant qu'article de conférence et une soumise en tant qu'article de journal, ont permis d'étudier l'étendue des capacités par l'application des différentes méthodes d'ACV pour des systèmes à échelles différentes, et ayant des contextes différents. Cela nous a permis de comprendre les différences importantes pour chaque étape de l'ACV. Nous avons donc vu que la collecte de données a été relativement simple pour l'échelle micro, via l'ACV-A, mais beaucoup plus longue et technique pour l'échelle macro, via l'ACV-P et partiellement ACV-C. De même la modélisation s'est faite sur des outils différents et avec des niveaux de difficultés plus bas pour l'évaluation environnementale de la méthode de micro-usinage.

Chaque étude a permis d'obtenir des résultats très intéressants. Nous avons appris qu'un système auxiliaire aussi simple qu'un écran d'ordinateur pouvait participer substantiellement aux impacts tandis qu'une optimisation de la consommation énergétique pouvait ne changer pratiquement rien aux impacts finaux pour une heure de micro-usinage de la méthode SACE. Cependant, une analyse de sensibilité a montré que le fait d'avoir un approvisionnement en électricité québécoise, dont l'impact carbone est faible, par rapport à celui des États-Unis, avait un impact important sur les émissions globales de CO_2 . De plus, dans l'étude sur le remplacement anticipé, un point clé a été l'utilisation de fournisseurs d'électricité marginaux pour déterminer les sources générant l'électricité déplacée ou supplémentaire. Selon le scénario climatique, l'intensité carbone de ces réseaux (en particulier le mur bioénergétique) s'est avérée être un facteur clé pour rendre un scénario de remplacement anticipé avantageux ou non. Ainsi, la consommation d'énergie, et donc l'approvisionnement, est souvent un facteur déterminant de l'impact environnemental. Cela nous montre l'importance de l'ACV comme outil, car elle permet une évaluation systémique, et que se fier uniquement à ce qui paraît être logique, ce qui peut particulièrement arriver dans le

domaine des impacts environnementaux, ne suffit pas à réellement comprendre comment les impacts d'un processus pourrait être inattendus.

Nous avons aussi étudié l'influence de la durée de vie : dans le système SACE, une durée de vie plus longue signifie un impact moins important, assez significativement. Dans le système photovoltaïque, nous abordons cette question sous un autre angle et, dans certains cas, nous encourageons à raccourcir artificiellement la durée de vie afin d'obtenir un bénéfice net. Pour le système PV, lorsque la durée de vie des panneaux est plus longue, cela ne change absolument rien de la perspective des impacts évités, mais cela a des impacts importants sur la considération de l'horizon temporel, qui peut ainsi changer les conclusions de l'étude.

Les études ont aussi montré qu'il convient de prendre en considération toute une série d'impacts environnementaux comme indiqué dans l'introduction. Même si les deux études présentées dans le mémoire ont été présentées sous un prisme plus orienté vers les CC en tant qu'impact environnemental urgent, d'autres impacts sont également importants, et certains sont présentés dans les articles, mais les discussions ne sont pas concentrées dessus. Dans le système SACE, il a été démontré que malgré les impacts de l'électricité hydroélectrique sur les CC, la contribution sur l'utilisation des terres était assez importante. Dans l'étude sur les systèmes PV, il a été montré que la réduction des impacts climatiques pouvait également entraîner, dans certains cas, une augmentation de l'impact sur l'occupation des sols. Ainsi, quelle que soit l'échelle d'application, il est important de prendre en compte un large éventail de catégories d'impacts environnementaux et de les évaluer en fonction des conditions locales et des priorités des parties prenantes.

L'ACV-P est ainsi un outil puissant permettant d'avoir des résultats, pour des scénarios futurs dans des centaines de cas différents et fonction de la valeur de chaque paramètre. L'ACV-A plus simple, est aussi un outil puissant. Cependant, ces outils ont des limites. En effet, la validité des résultats est limitée par un ensemble d'incertitudes sur les données utilisées, les méthodes

d'impacts, les modélisations de processus, les hypothèses considérées. Cependant, cela ne rend pas les résultats invalides. Il faut seulement les interpréter en considérant le contexte de l'étude et ses limites. Il faut noter que les résultats obtenus lors de l'ACV-P réalisée dans ce mémoire sont valides, dans le contexte des limites et incertitudes, mais, en l'état, ne sont pas utilisables pour faire des recommandations aux politiciens, politiciennes et autres parties prenantes.

Ainsi, nous pouvons dire que l'ACV, sous toutes ses formes, malgré des niveaux de difficulté variables à la réalisation, des incertitudes et des limitations, est un outil extrêmement utile pour étudier des systèmes à échelles très différentes, rendant compte des impacts cachés des aspects systémiques dans l'estimation des impacts environnementaux.

De futurs travaux pourraient traiter d'un probable lien entre le micro-usinage et le gain d'efficacité des panneaux solaires, sans nécessairement parler de la méthode SACE. Ils pourraient aussi améliorer l'étude sur le remplacement anticipé de panneaux solaires. Cependant, cela n'est peut-être pas prioritaire car l'étude est réalisée dans un contexte particulier d'une municipalité qui est déjà engagée dans la production d'électricité bas-carbone, qui est au maximum de sa capacité photovoltaïque et qui souhaite en faire plus pour ce domaine. Dans ce contexte particulier, le remplacement anticipé est une question qui se pose. Cependant, il sera toujours plus bénéfique, et prioritaire, d'installer des panneaux solaires plus efficaces ailleurs sans remplacer les anciens, car l'équivalent en gain d'efficacité dans le contexte de l'article, se situerait aux alentours de 2. Cependant, cela demande un choix politique : donner plus d'espace aux énergies bas-carbone. Je crois qu'aujourd'hui, avec les mix électriques existants dans le monde, il vaut mieux pousser le plus d'installation, sans se concentrer sur un remplacement anticipé. Une question intéressante pour une future étude pourrait être celle de la pertinence du déplacement des panneaux solaires moins efficaces vers les zones avec une irradiation solaire moins élevée, pour laisser les zones les plus irradiées, et donc fournissant le plus d'énergie, aux panneaux les plus efficaces.

ANNEXE I

SUPPORTING INFORMATION FOR "WHEN TO REPLACE A PV PANEL ? A PROSPECTIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PHOTOVOLTAIC PANELS REPOWERING CONSIDERING COMPONENT REUSE."

1. Additional information about modelling

Tableau-A I-1 Summary of all parameters in the model

Name	Value(s)	Explanation	Justification
SSP	SSP1- Pkbudg1150; SSP5-Base	SSPs are the scenarios that world society could follow	Those three are representing three different increases in temperature from 1.7 °C to 4.5 °C
IAM	REMIND	Model implementing SSPs	Only one implementing enough scenarios available
Updates	[Electricity]; [Electricity and Emissions]	Which fields of the economy are projected into the future	Electricity and emissions are the ones that are relevant to the subject. Updating trucks would complicate the interpretation of the results.
<i>Continued on next page</i>			

Name	Value(s)	Explanation	Justification
Location	Europe ; India	Country in which the hypothetical city is	Chose those two different ones because they are complementary pertaining to their electricity mix comportment
Degradation rates $Dr(t)$	Between 0.007 and 0.003	The annual degradation rates of panels that lead to decreasing electricity production	2015 : 0.007 ; 2020 : 0.006 ; 2025 : 0.005 ; 2030 : 0.00433 ; 2035 : 0.00366 ; 2040 : 0.003
Years	2015 to 2050 (in jumps of 5 years)	The temporal horizon which is mainly looked at	
Lifetime	30 ; 40 (years)	The lifetime of PV panels	
Efficiency Gain Multiplier	Majority : 1.2 ; 0.8 to 2 in jumps of 0.1	Scales electricity production of new panels relative to old panels on the same area footprint.	To be able to see the extent of the realistic and unrealistic possibilities.
<i>Continued on next page</i>			

Name	Value(s)	Explanation	Justification
Year of installation of the first panels	2015 ; 2020 ; 2025	Year of installation of the first panels in the city	It is supposed that initially the PV panels in the city were all installed at the same time.
Year of repowering	2025 ; 2030 ; 2035	Year of repowering	None
Share of PV before repowering (PV_share_orig or Old_PV_share)	0.2 ; 0.5	Share of PV generated in the city in the mix when every first panels were installed.	
Scaling factor (f_{scale} or sf)	(0.001) ; 0.01 ; 0.1	Factor representing the share of the city mix in the national mix	3 orders of magnitude to represent the different city sizes
Curtailment	0.02	Share of PV electricity that must be curtailed annually	Because scaling factor < 0.1

Tableau-A I-2 Description of projected ecoinvent PV supply chain nested structure

Layer	Representative process name	Description	Tech scope	Filtering condition(s) to create Lx
L0	market group for electricity, high voltage	All generation types	n/a	
L1	electricity production, photovoltaic, commercial	Installs water + PV ; parent of PV chain	all	“photovoltaic” in name
L2	photovoltaic installation, flat/slanted/open ; 93/156/570 kWp ;	Installation BOM (panels, inverters, mount, energy, transport, EoL)	all	“Wp” in name
L3	photovoltaic panel/laminate, at regional storage	Transport consolidation to region storage (mix of mfg locations)	all	(“laminate” OR “panel” in name) AND “installation” not in name
L4	photovoltaic panel/laminate production, at plant	Manufacturing + framing	all but CIS	“production” in name OR (“plant” in name AND “electric” not in name)
L4b	photovoltaic panel, CIS, at plant	CIS composite stage (laminate + framing)	CIS	
L5	photovoltaic laminate, CIS, at plant	Deep material stage	CIS	“photovoltaic laminate, CIS, at plant” in name

Tableau-A I-3 Changes applied to processes to model the reuse of glass and aluminium frame

Layer	Modification	Rationale	PV Technology Scope
L1	Set activity location & electricity inputs to match city region	Premise defaults often RER/CH ; regionalize	All
L3	Scale transport amounts by ratio_W (panel travels light)	Glass/frame reused locally ; less mass	All
L3	Adding of the Glass Recovering Activity	Glass recovering	All
L4	Technosphere flows : flat glass, solar glass, AlMg3, tempering, to 0	Glass/frame burden removed (reuse)	All but CIS
L4	Scale transport (non-CIS) by ratio_W	Mass reduction	All but CIS
L4	Scale transport and Technosphere flow : AlMg3 to 0.	Frame burden removed (reuse)	CIS
L5	Scale transport by ratio_W and technosphere flows : flat glass, solar glass, tempering to 0.	Mass reduction deeper stage	CIS

Tableau-A I-4 Ranking of electricity generation sources by impact (CO₂eq/kWh) by SSPs, location and years

Rank	SSP	Location	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
1	SSP1	EUR	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear
1	SSP1	IND	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear
1	SSP5	EUR	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear
1	SSP5	IND	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear	Nuclear
2	SSP1	EUR	Hydro	Hydro	Hydro	Hydro	Hydro	Hydro	Hydro	Hydro
2	SSP1	IND	Wind onshore	Wind onshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore
2	SSP5	EUR	Hydro	Hydro	Hydro	Hydro	Wind offshore	Hydro	Hydro	Hydro
2	SSP5	IND	Wind onshore	Wind onshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore
3	SSP1	EUR	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore
3	SSP1	IND	Hydro	Hydro	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore
3	SSP5	EUR	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore	Hydro	Wind offshore	Wind offshore	Wind offshore
3	SSP5	IND	Hydro	Hydro	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore
4	SSP1	EUR	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore
4	SSP1	IND	Biomass	Photovoltaic	Hydro	Hydro	Hydro	Hydro	Photovoltaic	Geothermal
4	SSP5	EUR	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore	Wind onshore
4	SSP5	IND	Biomass	Biomass	Hydro	Hydro	Hydro	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic
5	SSP1	EUR	Biomass	Biomass	Biomass	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic	Geothermal	Geothermal
5	SSP1	IND	Photovoltaic	Biomass	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic	Geothermal	Photovoltaic
5	SSP5	EUR	Biomass	Biomass	Biomass	Biomass	Biomass	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic
5	SSP5	IND	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic	Hydro	Hydro	Hydro
6	SSP1	EUR	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic	Biomass	Biomass	Geothermal	Geothermal	Photovoltaic
6	SSP1	IND	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Biomass	Geothermal	Geothermal	Geothermal	Hydro	Hydro
6	SSP5	EUR	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic	Photovoltaic	Biomass	Biomass	Biomass
6	SSP5	IND	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Biomass	Biomass	Biomass	Biomass	Biomass	Biomass
7	SSP1	EUR	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Geothermal	Geothermal	Biomass	Biomass	Biomass
7	SSP1	IND	Wood chips	Wood chips	Solar non-Photovoltaic	Biomass	Biomass	Biomass	Biomass	Biomass
7	SSP5	EUR	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Geothermal
7	SSP5	IND	Wood chips	Wood chips	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic
8	SSP1	EUR	Wood chips	Wood chips	Geothermal	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic
8	SSP1	IND	Geothermal	Geothermal	Geothermal	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic	Solar non-Photovoltaic
8	SSP5	EUR	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Geothermal	Geothermal	Geothermal	Solar non-Photovoltaic
8	SSP5	IND	Natural gas	Co-generation natural gas	Geothermal	Geothermal	Geothermal	Geothermal	Geothermal	Geothermal
9	SSP1	EUR	Geothermal	Geothermal	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips

Continued on next page

Rank	SSP	Location	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
9	SSP1	IND	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips
9	SSP5	EUR	Geothermal	Geothermal	Geothermal	Geothermal	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips
9	SSP5	IND	Oil	Natural gas	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips	Wood chips
10	SSP1	EUR	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas
10	SSP1	IND	Natural gas	Natural gas	Co-generation natural gas	Natural gas	Natural gas	Co-generation natural gas	Natural gas	Co-generation natural gas
10	SSP5	EUR	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas
10	SSP5	IND	Hard Coal co-gen	Oil	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas
11	SSP1	EUR	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Natural gas	Natural gas
11	SSP1	IND	Oil	Oil	Natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Natural gas	Co-generation natural gas	Natural gas
11	SSP5	EUR	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas	Co-generation natural gas
11	SSP5	IND	Hard Coal	Hard Coal	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas
12	SSP1	EUR	Oil	Oil	Oil	Oil	Oil	Oil	Oil	Hard Coal
12	SSP1	IND	Hard Coal	Hard Coal	Oil	Oil	Oil	Oil	Oil	Oil
12	SSP5	EUR	Oil	Oil	Oil	Oil	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal
12	SSP5	IND	Lignite Co-gen	Hard Coal co-gen	Oil	Oil	Oil	Oil	Oil	Oil
13	SSP1	EUR	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal
13	SSP1	IND	Lignite	Lignite	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal
13	SSP5	EUR	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Oil	Lignite	Lignite	Lignite
13	SSP5	IND	Lignite	Lignite	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal	Hard Coal
14	SSP1	EUR	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite
14	SSP1	IND	–	–	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite
14	SSP5	EUR	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite	Oil	Oil	Oil
14	SSP5	IND	–	Lignite Co-gen	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite	Lignite
15	SSP1	EUR	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen
15	SSP1	IND	–	–	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen
15	SSP5	EUR	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen
15	SSP5	IND	–	–	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen	Hard Coal co-gen
16	SSP1	EUR	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen
16	SSP1	IND	–	–	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen
16	SSP5	EUR	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen
16	SSP5	IND	–	–	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen	Lignite Co-gen

Tableau-A I-5 Merit order

Rank	Sources	Rank	Sources
0	Onshore Wind, Offshore Wind, Photovoltaic, Geothermal, Non-Photovoltaic Solar	7	Natural Gas Co-Generation
1	Geothermal	8	Natural Gas
2	Hydro	9	Hard Coal
3	Nuclear	10	Wood Chips
4	Lignite Co-Generation	11	Biomass
5	Hard Coal Co-Generation	12	Oil
6	Lignite		

It is to be noted that the merit order extracted from (Intelligence, 2025) was more complicated than the one presented in Table SI 5. There are several ways to generate electricity with gas, hard coal and even biomass and those different technologies were listed separately in the extracted merit order. To make it simpler, the technology that had the higher installed capacity was chosen for each source. For example, considered gas technologies (without co-generation) are : gas turbine, gas conventional, gas CCGT. The CCGT technology has the most installed capacity and was chosen as an approximation of gas as an electricity generation source.

Tableau-A I-6 Table SI 6 : Fractional shares of energy sources by year, location, and SSP

Source	SSPs	Locat-ion	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Biomass	SSP1	EUR	1,53e-02	1,44e-02	1,32e-02	1,24e-02	1,05e-02	8,12e-03	4,91e-03	2,13e-03
Biomass	SSP1	IND	2,38e-02	3,12e-02	2,77e-02	2,30e-02	1,72e-02	1,41e-02	1,13e-02	8,35e-03
Biomass	SSP5	EUR	1,69e-02	1,62e-02	1,39e-02	1,21e-02	9,80e-03	6,90e-03	3,83e-03	1,60e-03
Biomass	SSP5	IND	2,71e-02	3,19e-02	2,40e-02	1,60e-02	1,04e-02	6,83e-03	4,51e-03	2,87e-03
Hard Coal	SSP1	EUR	6,74e-02	4,16e-02	7,81e-03	3,20e-05	2,38e-05	1,62e-05	8,93e-06	2,78e-06
Hard Coal	SSP1	IND	4,64e-01	4,36e-01	3,45e-01	2,44e-01	1,60e-01	6,74e-02	5,98e-03	3,73e-05
Hard Coal	SSP5	EUR	6,69e-02	5,54e-02	4,04e-02	3,19e-02	2,79e-02	2,59e-02	2,47e-02	2,36e-02
Hard Coal	SSP5	IND	4,72e-01	4,88e-01	4,44e-01	3,99e-01	3,70e-01	3,56e-01	3,46e-01	3,39e-01
Hard Coal co-generation	SSP1	EUR	4,75e-02	2,56e-02	8,86e-03	7,01e-03	4,31e-05	2,99e-05	1,69e-05	5,76e-06
Hard Coal co-generation	SSP1	IND	Na	Na	7,26e-08	5,58e-08	4,28e-08	3,67e-08	3,21e-08	2,73e-08
Hard Coal co-generation	SSP5	EUR	4,93e-02	4,04e-02	2,95e-02	2,13e-02	1,43e-02	8,88e-03	4,44e-03	1,23e-03
Hard Coal co-generation	SSP5	IND	8,22e-05	6,80e-05	1,05e-04	1,22e-04	9,03e-05	6,25e-05	4,50e-05	3,31e-05
Lignite	SSP1	EUR	9,61e-02	5,93e-02	1,11e-02	4,56e-05	3,39e-05	2,31e-05	1,27e-05	3,90e-06
Lignite	SSP1	IND	2,47e-01	2,33e-01	1,84e-01	1,30e-01	8,55e-02	3,59e-02	3,20e-03	2,11e-05
Lignite	SSP5	EUR	9,54e-02	7,90e-02	5,69e-02	4,33e-02	3,57e-02	3,07e-02	2,71e-02	2,43e-02
Lignite	SSP5	IND	2,55e-01	2,71e-01	2,66e-01	2,68e-01	2,77e-01	2,90e-01	3,00e-01	3,06e-01
Lignite Co-generation	SSP1	EUR	1,28e-02	6,89e-03	2,38e-03	1,88e-03	1,16e-05	8,03e-06	4,54e-06	1,55e-06
Lignite Co-generation	SSP1	IND	Na	Na	1,74e-07	1,34e-07	1,03e-07	8,81e-08	7,71e-08	6,56e-08
Lignite Co-generation	SSP5	EUR	1,33e-02	1,08e-02	7,94e-03	5,72e-03	3,85e-03	2,39e-03	1,19e-03	3,31e-04
Lignite Co-generation	SSP5	IND	1,97e-04	1,63e-04	2,52e-04	2,92e-04	2,17e-04	1,50e-04	1,08e-04	7,95e-05
Natural Gas	SSP1	EUR	1,74e-01	2,09e-01	2,12e-01	1,35e-01	8,25e-02	4,08e-02	8,55e-03	8,70e-03
Natural Gas	SSP1	IND	1,34e-01	1,84e-01	2,52e-01	3,30e-01	4,01e-01	4,60e-01	4,86e-01	4,79e-01
Natural Gas	SSP5	EUR	6,50e-02	3,73e-02	3,60e-02	2,26e-02	1,09e-02	1,06e-02	1,10e-02	1,10e-02
Natural Gas	SSP5	IND	5,60e-02	1,92e-02	6,00e-03	7,23e-03	8,20e-03	8,18e-03	8,55e-03	8,54e-03
Natural Gas co-generation	SSP1	EUR	2,64e-02	2,66e-02	1,15e-02	3,91e-03	2,96e-05	1,58e-05	5,25e-06	7,51e-07
Natural Gas co-generation	SSP1	IND	3,48e-02	6,07e-05	4,75e-05	3,17e-05	1,85e-05	8,34e-06	1,97e-06	9,41e-08
Natural Gas co-generation	SSP5	EUR	1,80e-03	4,30e-03	6,87e-03	5,26e-03	3,98e-03	3,30e-03	2,69e-03	1,98e-03
Natural Gas co-generation	SSP5	IND	Na	3,46e-04	3,46e-03	9,13e-03	1,36e-02	1,54e-02	1,57e-02	1,45e-02
Oil	SSP1	EUR	1,99e-02	1,32e-02	7,46e-03	2,79e-03	6,09e-08	6,23e-08	6,39e-08	6,25e-08
Oil	SSP1	IND	1,02e-02	6,28e-03	3,14e-03	8,98e-04	6,13e-08	5,26e-08	4,60e-08	3,91e-08
Oil	SSP5	EUR	2,19e-02	1,48e-02	7,88e-03	2,71e-03	5,04e-08	4,73e-08	4,54e-08	4,43e-08
Oil	SSP5	IND	1,20e-02	7,38e-03	3,67e-03	9,33e-04	4,89e-08	3,47e-08	2,63e-08	2,11e-08
Photovoltaic -aic	SSP1	EUR	3,10e-02	6,46e-02	1,40e-01	2,26e-01	2,83e-01	3,23e-01	3,39e-01	3,31e-01
Photovoltaic -aic	SSP1	IND	4,89e-03	3,77e-02	1,44e-01	2,71e-01	3,71e-01	4,81e-01	5,57e-01	5,78e-01
Photovoltaic -aic	SSP5	EUR	3,13e-02	6,07e-02	7,21e-02	8,95e-02	1,03e-01	1,14e-01	1,21e-01	1,21e-01
Photovoltaic -aic	SSP5	IND	5,18e-03	2,55e-02	8,14e-02	1,25e-01	1,53e-01	1,65e-01	1,72e-01	1,77e-01
Wood chips	SSP1	EUR	3,03e-02	3,59e-02	3,73e-02	3,80e-02	3,56e-02	3,33e-02	2,92e-02	2,27e-02
Wood chips	SSP1	IND	1,04e-03	8,51e-04	6,42e-04	5,06e-04	3,72e-04	2,95e-04	2,23e-04	1,45e-04
Wood chips	SSP5	EUR	2,37e-02	2,34e-02	2,05e-02	1,76e-02	1,45e-02	1,12e-02	7,54e-03	3,98e-03

Continued on next page

Source	SSPs	Locat-ion	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Wood chips	SSP5	IND	2,98e-03	3,27e-03	2,46e-03	1,66e-03	1,08e-03	7,20e-04	4,83e-04	3,10e-04

There are several technology types of the different generation sources in ecoinvent. To have more manageable data, they were averaged, by share weight of each technology among their source type, into one source category. All of the different hydroelectricity technology, from run-of-river to large dam, were aggregated into one “Hydroelectricity” category.

Tableau-A I-7 Table SI 7 : GWP100 Impacts per kWh of energy sources by year, location, and SSP

Source	SSPs	Locat-ion	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Biomass	SSP1	EUR	3,99e-02	3,67e-02	3,33e-02	3,06e-02	2,92e-02	2,82e-02	2,72e-02	2,66e-02
Biomass	SSP1	IND	4,24e-02	4,19e-02	4,10e-02	4,03e-02	3,98e-02	3,93e-02	3,82e-02	3,72e-02
Biomass	SSP5	EUR	3,98e-02	3,72e-02	3,47e-02	3,28e-02	3,20e-02	3,13e-02	3,05e-02	2,97e-02
Biomass	SSP5	IND	4,25e-02	4,21e-02	4,15e-02	4,13e-02	4,12e-02	4,12e-02	4,05e-02	3,95e-02
Hard Coal	SSP1	EUR	1,15e+00	1,14e+00	1,11e+00	1,10e+00	1,07e+00	1,07e+00	1,04e+00	1,01e+00
Hard Coal	SSP1	IND	1,23e+00	1,18e+00	1,11e+00	1,07e+00	1,04e+00	1,04e+00	1,01e+00	9,93e-01
Hard Coal	SSP5	EUR	1,15e+00	1,14e+00	1,10e+00	1,06e+00	9,92e-01	9,20e-01	8,39e-01	7,76e-01
Hard Coal	SSP5	IND	1,22e+00	1,17e+00	1,07e+00	9,77e-01	9,05e-01	8,52e-01	8,06e-01	7,80e-01
Hard Coal co-generation	SSP1	EUR	1,38e+00	1,37e+00	1,37e+00	1,36e+00	1,36e+00	1,36e+00	1,36e+00	1,35e+00
Hard Coal co-generation	SSP1	IND	Na	Na	1,19e+00	1,18e+00	1,18e+00	1,18e+00	1,18e+00	1,17e+00
Hard Coal co-generation	SSP5	EUR	1,38e+00	1,38e+00	1,37e+00	1,37e+00	1,37e+00	1,37e+00	1,37e+00	1,37e+00
Hard Coal co-generation	SSP5	IND	1,19e+00	1,19e+00	1,19e+00	1,19e+00	1,19e+00	1,19e+00	1,19e+00	1,19e+00
Lignite	SSP1	EUR	1,19e+00	1,18e+00	1,15e+00	1,14e+00	1,11e+00	1,11e+00	1,08e+00	1,06e+00
Lignite	SSP1	IND	1,29e+00	1,24e+00	1,16e+00	1,11e+00	1,08e+00	1,07e+00	1,04e+00	1,01e+00
Lignite	SSP5	EUR	1,19e+00	1,18e+00	1,15e+00	1,12e+00	1,07e+00	1,01e+00	9,40e-01	8,77e-01
Lignite	SSP5	IND	1,28e+00	1,22e+00	1,11e+00	1,02e+00	9,66e-01	9,27e-01	8,88e-01	8,60e-01
Lignite Co-generation	SSP1	EUR	1,45e+00	1,45e+00	1,44e+00	1,44e+00	1,44e+00	1,43e+00	1,43e+00	1,43e+00
Lignite Co-generation	SSP1	IND	Na	Na	1,24e+00	1,24e+00	1,23e+00	1,23e+00	1,23e+00	1,23e+00
Lignite Co-generation	SSP5	EUR	1,45e+00	1,45e+00	1,45e+00	1,45e+00	1,45e+00	1,45e+00	1,45e+00	1,44e+00
Lignite Co-generation	SSP5	IND	1,25e+00	1,25e+00	1,24e+00	1,24e+00	1,24e+00	1,24e+00	1,24e+00	1,24e+00
Natural Gas	SSP1	EUR	4,89e-01	4,88e-01	4,85e-01	4,89e-01	4,97e-01	5,16e-01	6,50e-01	6,51e-01
Natural Gas	SSP1	IND	6,90e-01	6,60e-01	6,37e-01	6,12e-01	6,04e-01	6,02e-01	5,86e-01	5,85e-01
Natural Gas	SSP5	EUR	4,95e-01	4,91e-01	4,86e-01	4,83e-01	4,82e-01	4,81e-01	4,81e-01	4,80e-01
Natural Gas	SSP5	IND	6,91e-01	6,67e-01	6,48e-01	6,26e-01	6,10e-01	6,10e-01	5,95e-01	5,95e-01
Natural Gas co-generation	SSP1	EUR	5,84e-01	5,83e-01	5,81e-01	5,79e-01	5,78e-01	5,77e-01	5,76e-01	5,76e-01
Natural Gas co-generation	SSP1	IND	6,42e-01	6,41e-01	6,28e-01	6,16e-01	6,07e-01	6,01e-01	5,94e-01	5,65e-01
Natural Gas co-generation	SSP5	EUR	5,85e-01	5,84e-01	5,82e-01	5,82e-01	5,82e-01	5,82e-01	5,81e-01	5,81e-01
Natural Gas co-generation	SSP5	IND	Na	6,41e-01	5,93e-01	5,43e-01	5,11e-01	4,92e-01	4,72e-01	4,52e-01
Oil	SSP1	EUR	1,03e+00	1,03e+00	1,02e+00	1,02e+00	1,02e+00	1,02e+00	1,01e+00	1,01e+00
Oil	SSP1	IND	8,31e-01	8,07e-01	7,82e-01	7,59e-01	7,38e-01	7,19e-01	7,00e-01	6,84e-01

Continued on next page

Source	SSPs	Locat-ion	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Oil	SSP5	EUR	1,03e+00	1,03e+00	1,02e+00	1,02e+00	1,02e+00	1,02e+00	1,02e+00	1,02e+00
Oil	SSP5	IND	8,31e-01	8,07e-01	7,84e-01	7,63e-01	7,45e-01	7,27e-01	7,10e-01	6,93e-01
Photovoltaic -aic	SSP1	EUR	4,37e-02	4,01e-02	3,46e-02	2,92e-02	2,56e-02	2,24e-02	1,99e-02	1,87e-02
Photovoltaic -aic	SSP1	IND	4,50e-02	4,12e-02	3,53e-02	2,94e-02	2,55e-02	2,20e-02	1,94e-02	1,80e-02
Photovoltaic -aic	SSP5	EUR	4,39e-02	4,11e-02	3,70e-02	3,39e-02	3,23e-02	3,10e-02	2,96e-02	2,84e-02
Photovoltaic -aic	SSP5	IND	4,53e-02	4,23e-02	3,78e-02	3,44e-02	3,27e-02	3,13e-02	2,98e-02	2,85e-02
Wood chips	SSP1	EUR	5,59e-02	5,41e-02	5,14e-02	4,95e-02	4,83e-02	4,75e-02	4,70e-02	4,68e-02
Wood chips	SSP1	IND	6,11e-02	6,03e-02	5,90e-02	5,80e-02	5,80e-02	5,65e-02	5,59e-02	5,57e-02
Wood chips	SSP5	EUR	5,58e-02	5,48e-02	5,36e-02	5,32e-02	5,31e-02	5,31e-02	5,30e-02	5,27e-02
Wood chips	SSP5	IND	6,12e-02	6,05e-02	5,98e-02	5,93e-02	5,93e-02	5,92e-02	5,91e-02	5,90e-02

Tableau-A I-8 Table SI 8 : METP Impacts per kWh of energy sources by year, location, and SSP

Source	SSPs	Locat-ion	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Biomass	SSP1	EUR	8,17e-03	7,71e-03	7,27e-03	6,91e-03	6,74e-03	6,59e-03	6,45e-03	6,31e-03
Biomass	SSP1	IND	7,70e-03	7,69e-03	7,67e-03	7,66e-03	7,66e-03	7,66e-03	7,52e-03	7,36e-03
Biomass	SSP5	EUR	8,17e-03	7,75e-03	7,34e-03	6,97e-03	6,79e-03	6,62e-03	6,47e-03	6,32e-03
Biomass	SSP5	IND	7,70e-03	7,70e-03	7,69e-03	7,69e-03	7,69e-03	7,69e-03	7,57e-03	7,40e-03
Hard Coal	SSP1	EUR	2,52e-02	2,50e-02	2,42e-02	2,41e-02	2,35e-02	2,35e-02	2,30e-02	2,28e-02
Hard Coal	SSP1	IND	2,31e-02	2,22e-02	2,08e-02	2,00e-02	1,95e-02	1,94e-02	1,89e-02	1,84e-02
Hard Coal	SSP5	EUR	2,53e-02	2,52e-02	2,43e-02	2,35e-02	2,20e-02	2,05e-02	1,88e-02	1,75e-02
Hard Coal	SSP5	IND	2,30e-02	2,19e-02	1,99e-02	1,81e-02	1,66e-02	1,55e-02	1,45e-02	1,40e-02
Hard Coal co-generation	SSP1	EUR	3,10e-02	3,09e-02	3,07e-02	3,06e-02	3,06e-02	3,06e-02	3,06e-02	3,06e-02
Hard Coal co-generation	SSP1	IND	Na	Na	2,25e-02	2,25e-02	2,24e-02	2,24e-02	2,24e-02	2,24e-02
Hard Coal co-generation	SSP5	EUR	3,12e-02	3,12e-02	3,11e-02	3,10e-02	3,09e-02	3,08e-02	3,08e-02	3,07e-02
Hard Coal co-generation	SSP5	IND	2,27e-02	2,26e-02	2,26e-02	2,26e-02	2,26e-02	2,26e-02	2,26e-02	2,26e-02
Lignite	SSP1	EUR	1,02e-01	1,02e-01	9,93e-02	9,89e-02	9,67e-02	9,67e-02	9,45e-02	9,40e-02
Lignite	SSP1	IND	1,12e-01	1,08e-01	1,01e-01	9,75e-02	9,51e-02	9,48e-02	9,25e-02	8,91e-02
Lignite	SSP5	EUR	1,02e-01	1,02e-01	9,89e-02	9,69e-02	9,21e-02	8,76e-02	8,12e-02	7,58e-02
Lignite	SSP5	IND	1,11e-01	1,05e-01	9,48e-02	8,53e-02	7,91e-02	7,48e-02	7,09e-02	6,81e-02
Lignite Co-generation	SSP1	EUR	1,31e-01	1,31e-01	1,30e-01	1,30e-01	1,30e-01	1,30e-01	1,30e-01	1,31e-01
Lignite Co-generation	SSP1	IND	Na	Na	9,47e-02	9,46e-02	9,46e-02	9,46e-02	9,45e-02	9,45e-02
Lignite Co-generation	SSP5	EUR	1,31e-01	1,31e-01	1,31e-01	1,31e-01	1,31e-01	1,30e-01	1,30e-01	1,30e-01
Lignite Co-generation	SSP5	IND	9,48e-02	9,48e-02	9,48e-02	9,47e-02	9,48e-02	9,48e-02	9,48e-02	9,48e-02
Natural Gas	SSP1	EUR	1,98e-03	1,94e-03	1,88e-03	1,92e-03	2,01e-03	2,24e-03	3,87e-03	3,88e-03
Natural Gas	SSP1	IND	3,13e-03	3,04e-03	2,90e-03	3,07e-03	3,82e-03	3,97e-03	3,87e-03	3,87e-03
Natural Gas	SSP5	EUR	2,05e-03	2,00e-03	1,94e-03	1,89e-03	1,87e-03	1,86e-03	1,85e-03	1,84e-03
Natural Gas	SSP5	IND	3,21e-03	3,40e-03	4,31e-03	4,17e-03	4,06e-03	4,07e-03	3,97e-03	3,97e-03
Natural Gas co-generation	SSP1	EUR	3,18e-03	3,14e-03	3,08e-03	3,05e-03	3,05e-03	3,05e-03	3,05e-03	3,05e-03
Natural Gas co-generation	SSP1	IND	3,80e-03	3,78e-03	3,67e-03	3,59e-03	3,55e-03	3,52e-03	3,48e-03	3,31e-03
Natural Gas co-generation	SSP5	EUR	3,20e-03	3,19e-03	3,16e-03	3,14e-03	3,13e-03	3,12e-03	3,11e-03	3,10e-03

Continued on next page

Source	SSPs	Locat-ion	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Natural Gas co-generation	SSP5	IND	Na	3,79e-03	3,50e-03	3,21e-03	3,03e-03	2,92e-03	2,81e-03	2,69e-03
Oil	SSP1	EUR	6,76e-03	6,65e-03	6,51e-03	6,49e-03	6,49e-03	6,50e-03	6,50e-03	6,51e-03
Oil	SSP1	IND	7,67e-03	7,41e-03	7,14e-03	6,93e-03	6,75e-03	6,58e-03	6,42e-03	6,28e-03
Oil	SSP5	EUR	6,77e-03	6,74e-03	6,66e-03	6,62e-03	6,59e-03	6,57e-03	6,55e-03	6,54e-03
Oil	SSP5	IND	7,68e-03	7,47e-03	7,23e-03	7,04e-03	6,88e-03	6,72e-03	6,56e-03	6,41e-03
Photovolt- -aic	SSP1	EUR	1,05e-02	1,05e-02	1,02e-02	9,91e-03	9,65e-03	9,42e-03	9,22e-03	9,04e-03
Photovolt- -aic	SSP1	IND	1,11e-02	1,10e-02	1,08e-02	1,04e-02	1,02e-02	9,94e-03	9,73e-03	9,55e-03
Photovolt- -aic	SSP5	EUR	1,05e-02	1,05e-02	1,03e-02	1,00e-02	9,80e-03	9,58e-03	9,38e-03	9,20e-03
Photovolt- -aic	SSP5	IND	1,11e-02	1,11e-02	1,09e-02	1,06e-02	1,03e-02	1,01e-02	9,91e-03	9,72e-03
Wood chips	SSP1	EUR	5,39e-03	5,32e-03	5,22e-03	5,18e-03	5,17e-03	5,17e-03	5,18e-03	5,18e-03
Wood chips	SSP1	IND	5,20e-03	5,18e-03	5,15e-03	5,14e-03	5,14e-03	5,14e-03	5,14e-03	5,14e-03
Wood chips	SSP5	EUR	5,40e-03	5,37e-03	5,31e-03	5,27e-03	5,24e-03	5,22e-03	5,21e-03	5,20e-03
Wood chips	SSP5	IND	5,20e-03	5,19e-03	5,18e-03	5,18e-03	5,18e-03	5,19e-03	5,19e-03	5,19e-03

Tableau-A I-9 Table SI 9 : LOP Impacts per kWh of energy sources by year, location, and SSP

Source	SSPs	Locat-ion	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Biomass	SSP1	EUR	2,55e-01	2,42e-01	2,30e-01	2,19e-01	2,14e-01	2,09e-01	2,05e-01	2,00e-01
Biomass	SSP1	IND	4,18e-01	4,18e-01	4,18e-01	4,18e-01	4,18e-01	4,18e-01	4,10e-01	4,02e-01
Biomass	SSP5	EUR	2,55e-01	2,42e-01	2,30e-01	2,19e-01	2,14e-01	2,09e-01	2,05e-01	2,00e-01
Biomass	SSP5	IND	4,18e-01	4,18e-01	4,18e-01	4,18e-01	4,18e-01	4,18e-01	4,11e-01	4,02e-01
Hard Coal	SSP1	EUR	9,38e-03	9,42e-03	9,21e-03	9,19e-03	8,96e-03	8,92e-03	8,65e-03	8,48e-03
Hard Coal	SSP1	IND	1,08e-02	1,05e-02	9,83e-03	9,43e-03	9,14e-03	9,09e-03	8,83e-03	8,58e-03
Hard Coal	SSP5	EUR	9,37e-03	9,42e-03	9,08e-03	8,67e-03	7,92e-03	7,20e-03	6,43e-03	5,84e-03
Hard Coal	SSP5	IND	1,08e-02	1,03e-02	9,32e-03	8,35e-03	7,55e-03	6,97e-03	6,47e-03	6,17e-03
Hard Coal co-generation	SSP1	EUR	1,14e-02	1,15e-02	1,15e-02	1,16e-02	1,15e-02	1,15e-02	1,14e-02	1,13e-02
Hard Coal co-generation	SSP1	IND	Na	Na	1,26e-02	1,26e-02	1,25e-02	1,25e-02	1,25e-02	1,25e-02
Hard Coal co-generation	SSP5	EUR	1,14e-02	1,15e-02	1,15e-02	1,14e-02	1,13e-02	1,12e-02	1,11e-02	1,10e-02
Hard Coal co-generation	SSP5	IND	1,26e-02	1,26e-02	1,26e-02	1,25e-02	1,25e-02	1,24e-02	1,24e-02	1,24e-02
Lignite	SSP1	EUR	2,14e-03	2,18e-03	2,13e-03	2,13e-03	2,06e-03	2,02e-03	1,91e-03	1,81e-03
Lignite	SSP1	IND	2,87e-02	2,78e-02	2,60e-02	2,50e-02	2,42e-02	2,40e-02	2,33e-02	2,22e-02
Lignite	SSP5	EUR	2,07e-03	2,05e-03	1,93e-03	1,84e-03	1,72e-03	1,60e-03	1,45e-03	1,34e-03
Lignite	SSP5	IND	2,86e-02	2,71e-02	2,39e-02	2,10e-02	1,89e-02	1,75e-02	1,64e-02	1,56e-02
Lignite Co-generation	SSP1	EUR	2,68e-03	2,74e-03	2,74e-03	2,76e-03	2,72e-03	2,67e-03	2,59e-03	2,46e-03
Lignite Co-generation	SSP1	IND	Na	Na	3,41e-03	3,38e-03	3,36e-03	3,33e-03	3,30e-03	3,26e-03
Lignite Co-generation	SSP5	EUR	2,59e-03	2,58e-03	2,49e-03	2,42e-03	2,35e-03	2,27e-03	2,18e-03	2,11e-03
Lignite Co-generation	SSP5	IND	3,41e-03	3,43e-03	3,40e-03	3,36e-03	3,32e-03	3,28e-03	3,24e-03	3,21e-03
Natural Gas	SSP1	EUR	6,01e-04	6,15e-04	6,10e-04	6,26e-04	6,43e-04	6,90e-04	1,08e-03	1,05e-03
Natural Gas	SSP1	IND	9,61e-04	9,53e-04	9,19e-04	9,43e-04	1,09e-03	1,11e-03	1,07e-03	1,05e-03
Natural Gas	SSP5	EUR	6,14e-04	6,10e-04	5,83e-04	5,55e-04	5,31e-04	5,08e-04	4,87e-04	4,71e-04
Natural Gas	SSP5	IND	9,73e-04	1,01e-03	1,17e-03	1,10e-03	1,04e-03	1,02e-03	9,73e-04	9,56e-04
Natural Gas co-generation	SSP1	EUR	8,83e-04	8,99e-04	8,97e-04	8,97e-04	8,88e-04	8,78e-04	8,60e-04	8,36e-04

Continued on next page

[illegible]

2. Glass recovery and cleaning process

Tableau-A I-10 Important information data about process for a given <PV tech>

Field	Value
Process name	Glass recovering from a photovoltaic panel, <PV tech>
Functional Unit	1 m ² of recovered glass for <PV tech>
Reference Product	Recovered glass, <PV tech>, photovoltaic panel (1 m ²)
Location	Same as installation site (LOC)
Source	(Surowiak and Wahman 2024)

Tableau-A I-11 Process table for glass recovery and cleaning

In/Out	Process Name	Location	Quantity	Unit	Comment
Output	Recovered Glass	LOC	1	m ²	Reference product
Input	Steel, low-alloyed	GLO	—	kg	Steel Wire ; Thickness : 0.5 mm ; Length : 1.5 m ; Weight : 2.33 g ; Use : 10
Input	Electricity, medium voltage	LOC	0.283	kWh	Heat Gun : 1 min at 2 kW ; Oven : 5 min at 3 kW
Input	Transport, freight, lorry 7.5–16 t, EURO4	RER	X for <PV tech>	t km	Equation below
Input	Lubricating oil	RER	—	kg	0.5 mL → 0.45 g

$$X_{for < PVtech >} = \frac{m_{panel_or_laminate_<PVtech>}}{1000} \times 100km \quad (A\ I-1)$$

3. Additional graphs for results interpretation

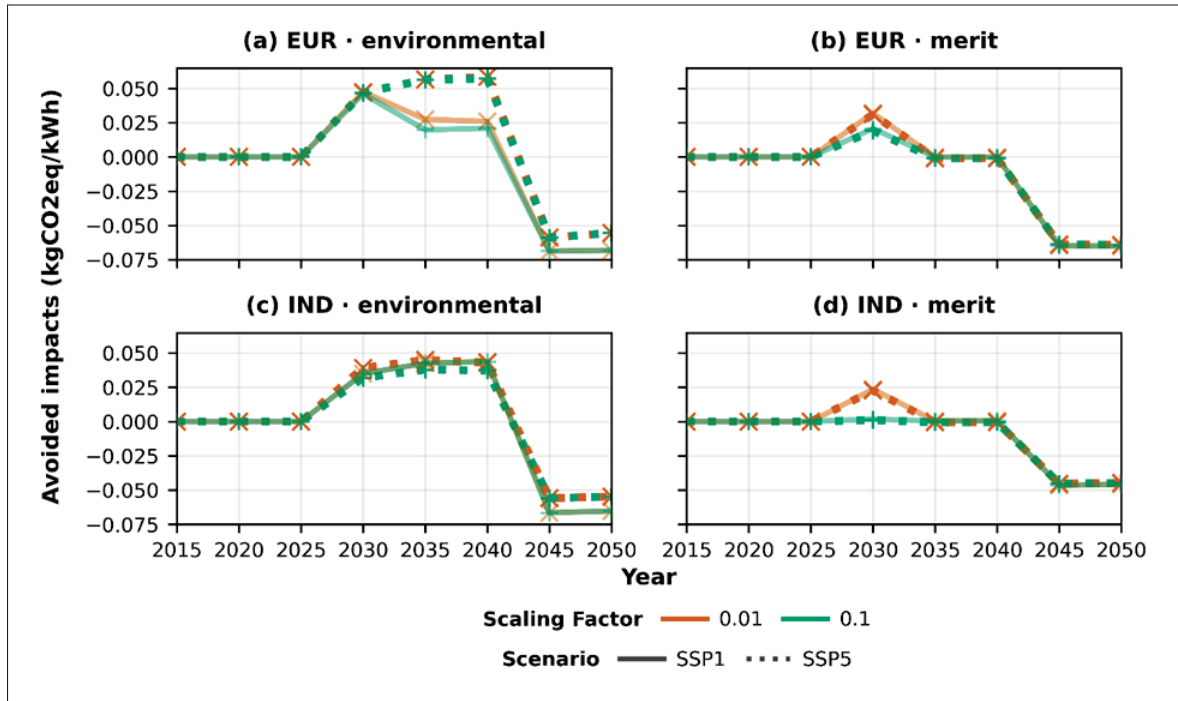


Figure-A I-1 Avoided impacts for Location (EUR, Europe or IND, India) and Order (environmental or merit) on GWP100 from PV repowering compared to base case. (Parameters : efficiency gain=1.1 (premise projection), lifetime=30, installation year=2015, replacement year=2030, PV_share_orig =0.2). SSP1 and SSP5 scenarios are respectively represented by solid and dashed lines. The scaling factors 0.01 and 0.1 are respectively represented by orange and green lines

It is to be noted that, the premise projected efficiency, for the PV market, in 2030 is 0.198 and 0.179 in 2015.

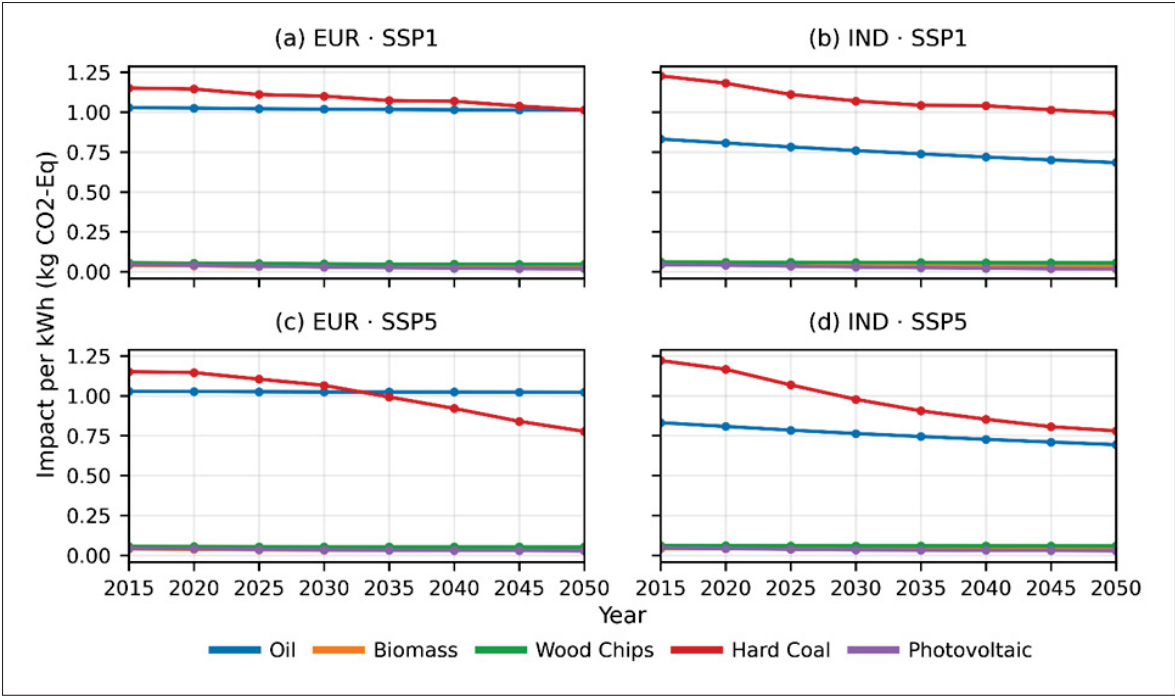


Figure-A I-2 Impact per kWh, 2x2, location and scenario for GWP100

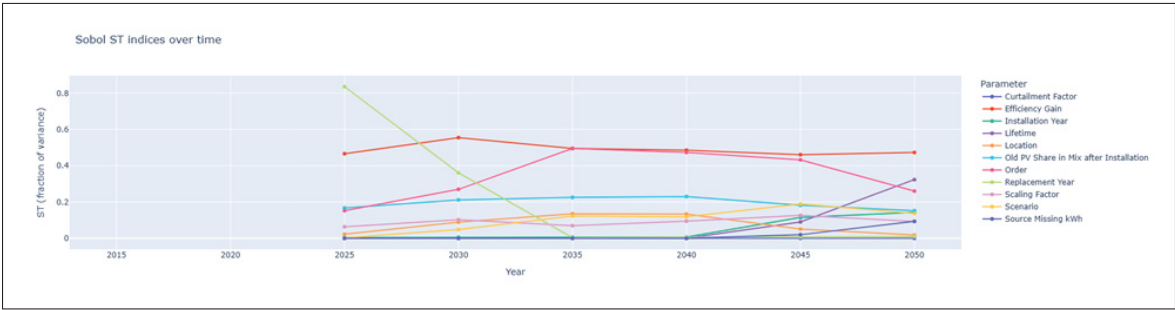


Figure-A I-3 Sobol analysis

The ST indices of a sobol analysis that was conducted are available in Figure I-3, they represent the explained variable of a parameter and its interactions. If a sum of all ST indices is made, it will be superior to 1, as the interaction of parameters are accounted.

BIBLIOGRAPHIE

- Ardente, F. & Mathieux, F. (2014). Environmental assessment of the durability of energy-using products : method and application. *Journal of Cleaner Production*, 74, 62–73. doi : 10.1016/j.jclepro.2014.03.049.
- Arvidsson, R., Tillman, A.-M., Sandén, B. A., Janssen, M., Nordelöf, A., Kushnir, D. & Molander, S. (2018). Environmental Assessment of Emerging Technologies : Recommendations for Prospective LCA. *Journal of Industrial Ecology*, 22(6), 1286–1294. doi : 10.1111/jiec.12690. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/jiec.12690>.
- Bare, J., Hofstetter, P., Pennington, D. & Haes, H. (2012). Midpoints Versus Endpoints : The Sacrifices and Benefits. *Int. J. Life Cycle Ass.*, 5, 319–326. doi : 10.1007/BF02978665.
- Bassyouni, Z. & Abou Ziki, J. D. (2020). The Capabilities of Spark-Assisted Chemical Engraving : A Review. *Journal of Manufacturing and Materials Processing*, 4(4), 99. doi : 10.3390/jmmp4040099. Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Baumstark, L., Bauer, N., Benke, F., Bertram, C., Bi, S., Gong, C. C., Dietrich, J. P., Dirnaichner, A., Giannousakis, A., Hilaire, J., Klein, D., Koch, J., Leimbach, M., Levesque, A., Madeddu, S., Malik, A., Merfort, A., Merfort, L., Odenweller, A., Pehl, M., Pietzcker, R. C., Piontek, F., Rauner, S., Rodrigues, R., Rottoli, M., Schreyer, F., Schultes, A., Soergel, B., Soergel, D., Streffer, J., Ueckerdt, F., Kriegler, E. & Luderer, G. (2021). REMIND2.1 : transformation and innovation dynamics of the energy-economic system within climate and sustainability limits. *Geoscientific Model Development*, 14(10), 6571–6603. doi : 10.5194/gmd-14-6571-2021. Publisher : Copernicus GmbH.
- Baustert, P., Igos, E., Schaubroeck, T., Chion, L., Mendoza Beltran, A., Stehfest, E., van Vuuren, D., Biemans, H. & Benetto, E. (2022). Integration of future water scarcity and electricity supply into prospective LCA : Application to the assessment of water desalination for the steel industry. *Journal of Industrial Ecology*, 26(4), 1182–1194. doi : 10.1111/jiec.13272. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/jiec.13272>.
- Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A.-M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kashef-Haghighi, S., Kounina, A., Laurent, A., Levasseur, A., Liard, G., Rosenbaum, R. K., Roy, P.-O., Shaked, S., Fantke, P. & Joliet, O. (2019). IMPACT World+ : a globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1653–1674. doi : 10.1007/s11367-019-01583-0.
- Bulle et al, C. (s.d.). IMPACT World+ : a globally regionalized life cycle impact assessment method. 24(9), 1653–1674. doi : 10.1007/s11367-019-01583-0.

- Bulle et al, C. (s.d.). IMPACT World+ : a globally regionalized life cycle impact assessment method. 24(9), 1653–1674. doi : 10.1007/s11367-019-01583-0.
- Ciroth, A. (2007). ICT for environment in life cycle applications openLCA - A new open source software for Life Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12, 209-210. doi : 10.1065/lca2007.06.337.
- Community, M. M. (2023). *Plan métropolitain de gestion des matières résiduelles 2024-2030 [Metropolitan Residual Materials Management Plan 2024-2030]*. Repéré à https://cmm.qc.ca/wp-content/uploads/2023/10/2023-09-13_PMGMR_FINAL.pdf.
- Cosme, N. & Niero, M. (2017). Modelling the influence of changing climate in present and future marine eutrophication impacts from spring barley production. *Journal of Cleaner Production*, 140, 537–546. doi : 10.1016/j.jclepro.2016.06.077.
- Curran, M. A. (Éd.). (2017). *Goal and Scope Definition in Life Cycle Assessment*. Dordrecht : Springer Netherlands. doi : 10.1007/978-94-024-0855-3.
- Daniyan, I., Mpofu, K., Ramatsetse, B. & Gupta, M. (2021). Review of life cycle models for enhancing machine tools sustainability : lessons, trends and future directions. *Heliyon*, 7(4), e06790. doi : <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06790>.
- de Baan, L., Alkemade, R. & Koellner, T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA : a global approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1216–1230. doi : 10.1007/s11367-012-0412-0.
- De Schryver, A. M., Brakkee, K. W., Goedkoop, M. J. & Huijbregts, M. A. J. (2009). Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment Based on Damages to Humans and Ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 43(6), 1689–1695. doi : 10.1021/es800456m. Publisher : American Chemical Society.
- Delbari, S. A. & Hof, L. A. (2024). Glass waste circular economy - Advancing to high-value glass sheets recovery using industry 4.0 and 5.0 technologies. *Journal of Cleaner Production*, 462, 142629. doi : <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142629>.
- DELL. (2019-2024). *Product carbon footprint of DELL's products*. Repéré à <https://www.dell.com/fr-ca/dt/corporate/social-impact/advancing-sustainability/climate-action/product-carbon-footprints.htm>.
- Denholm, P., O'Connell, M., Brinkman, G. & Jorgenson, J. (2015). *Overgeneration from Solar Energy in California. A Field Guide to the Duck Chart* (Rapport n°NREL/TP-6A20-65023). Repéré le 2025-08-21 à <https://www.osti.gov/biblio/1226167>.

- Duflou, J. R., Sutherland, J. W., Dornfeld, D., Herrmann, C., Jeswiet, J., Kara, S., Hauschild, M. & Kellens, K. (2012). Towards energy and resource efficient manufacturing : A processes and systems approach. *CIRP Annals*, 61(2), 587–609. doi : 10.1016/j.cirp.2012.05.002.
- Earles, J. & Halog, A. (2011). Consequential life cycle assessment : A review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16, 445–453. doi : 10.1007/s11367-011-0275-9.
- Findlay, H. S., Feely, R. A., Jiang, L.-Q., Pelletier, G. & Bednaršek, N. (2025). Ocean Acidification : Another Planetary Boundary Crossed. *Global Change Biology*, 31(6), e70238. doi : 10.1111/gcb.70238. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/gcb.70238>.
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D. & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1–21. doi : 10.1016/j.jenvman.2009.06.018.
- Frischknecht, R., Fantke, P., Tschümperlin, L., Niero, M., Antón, A., Bare, J., Boulay, A.-M., Cherubini, F., Hauschild, M. Z., Henderson, A., Levasseur, A., McKone, T. E., Michelsen, O., i Canals, L. M., Pfister, S., Ridoutt, B., Rosenbaum, R. K., Verones, F., Vigon, B. & Jolliet, O. (2016). Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators : progress and case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(3), 429–442. doi : 10.1007/s11367-015-1025-1.
- Gagnon, P. & O'Shaughnessy, E. (2024). *Consequential Analysis of the Greenhouse Gas Emissions Impacts of Actions That Influence the Electric Grid : The Theory and Practice of Using Marginal Emissions Rates* (Rapport n°NREL/TP-6A40-91580, 2481678, MainId :93358). Repéré le 2025-08-06 à <https://www.osti.gov/servlets/purl/2481678/>.
- Gamage, J. R., DeSilva, A. K. M., Harrison, C. & Harrison, D. (2016). Ascertaining Life Cycle Inventory Data for Electrical Discharge Machining. *Procedia CIRP*, 41, 908–913. doi : 10.1016/j.procir.2015.12.091.
- Goud, M., Sharma, A. K. & Jawalkar, C. (2016). A review on material removal mechanism in electrochemical discharge machining (ECDM) and possibilities to enhance the material removal rate. *Precision Engineering*, 45, 1–17. doi : 10.1016/j.precisioneng.2016.01.007.
- Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K. & Olsen, S. I. (Éds.). (2018). *Life Cycle Assessment : Theory and Practice*. Cham : Springer International Publishing. doi : 10.1007/978-3-319-56475-3.

- Heath, G., Weckend, S. & Wade, A. (2016). End of Life Management : Solar Photovoltaic Panels. Repéré à <https://research-hub.nrel.gov/en/publications/end-of-life-management-solar-photovoltaic-panels-2>.
- Heijungs, R. & Huijbregts, M. a. J. (2004). A review of approaches to treat uncertainty in LCA. https://www.iemss.org/iemss2004/proceedings/iEMSS2004_vol1.pdf. Repéré à <https://repository.ubn.ru.nl/handle/2066/60574>. Accepted : 2008-11-26T11 :46 :31Z
Publisher : Manno : International Environmental Modelling and Software Society.
- Hellweg, S. & Milà i Canals, L. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344(6188), 1109–1113. doi : 10.1126/science.1248361.
Publisher : American Association for the Advancement of Science.
- Herceg, S., Fischer, M., Weiß, K.-A. & Schebek, L. (2022). Life cycle assessment of PV module repowering. *Energy Strategy Reviews*, 43, 100928. doi : 10.1016/j.esr.2022.100928.
- Ho, C.-C. & Wu, D.-S. (2018). Characteristics of the Arcing Plasma Formation Effect in Spark-Assisted Chemical Engraving of Glass, Based on Machine Vision. *Materials*, 11(4), 470. doi : 10.3390/ma11040470.
- Hof, L. A. & Abou Ziki, J. (2017). Micro-Hole Drilling on Glass Substrates—A Review. *Micromachines*, 8(2), 53. doi : 10.3390/mi8020053. Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Hof, L. A. & Wüthrich, R. (2018). Industry 4.0 – Towards fabrication of mass-personalized parts on glass by Spark Assisted Chemical Engraving (SACE). *Manufacturing Letters*, 15, 76-80. doi : <https://doi.org/10.1016/j.mfglet.2017.12.003>. Industry 4.0 and Smart Manufacturing.
- Hof, L. A. & Wuthrich, R. (2021). Glass precision micro-cutting using spark assisted chemical engraving. *Advances in Industrial and Manufacturing Engineering*, 3, 100056. doi : <https://doi.org/10.1016/j.aime.2021.100056>.
- Hof, L. A., Thibaut, P. & Wüthrich, R. (2016). Spark Assisted Chemical Engraving (SACE) – an innovative technology with high potential for industry.
- 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. doi : 10.1007/s11367-016-1246-y.
- Hydro-Quebec. (2023). *Hydro-Quebec annual report*. Repéré à <https://www.hydroquebec.com/data/documents-donnees/pdf/annual-report-2023-hydro-quebec.pdf?v=20240308>.

- Intelligence, Q. (2025). Energy Transition Model [Model explorer]. Repéré le 2025-09-23 à <https://energytransitionmodel.com/>.
- International Organization for Standardization. (2006a). *Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework (ISO 14040 :2006)*. Geneva, Switzerland : ISO. Repéré à <https://www.iso.org/standard/37456.html>.
- International Organization for Standardization. (2006b). *Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines (ISO 14044 :2006)*. Geneva, Switzerland : ISO.
- International Organization for Standardization. (2006c). *Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework (ISO 14040 :2006)*. Geneva, Switzerland : ISO. Repéré à <https://www.iso.org/standard/37456.html>.
- International Organization for Standardization. (2018). *ISO 14067 Greenhouse gases — Carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification*. Repéré le 2025-09-05 à <https://www.iso.org/standard/71206.html>.
- IPCC. (2023a). *The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks and Climate Sensitivity*. Cambridge. Repéré le 2025-09-04 à <https://www.cambridge.org/core/books/climate-change-2021-the-physical-science-basis/earths-energy-budget-climate-feedbacks-and-climate-sensitivity/AE57C97E588FF3060C7C7E47DD4F3C6E>.
- IPCC. (2023b). *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis : Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (éd. 1). Cambridge University Press. doi : 10.1017/9781009157896.
- Jean, J., Woodhouse, M. & Bulović, V. (2019). Accelerating Photovoltaic Market Entry with Module Replacement. *Joule*, 3(11), 2824–2841. doi : 10.1016/j.joule.2019.08.012.
- Jolliet, O., Saadé, M., Shaked, S., Jolliet, A. & Crettaz, P. (2015). *Environmental Life Cycle Assessment*. doi : 10.1201/b19138.
- Jolliet, O., Antón, A., Boulay, A.-M., Cherubini, F., Fantke, P., Levasseur, A., McKone, T. E., Michelsen, O., Milà i Canals, L., Motoshita, M., Pfister, S., Verones, F., Vigon, B. & Frischknecht, R. (2018). Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators : impacts of climate change, fine particulate matter formation, water consumption and land use. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(11), 2189–2207. doi : 10.1007/s11367-018-1443-y.

- Kellens, K., Renaldi, Dewulf, W. & Duflou, J. R. (2011). Preliminary Environmental Assessment of Electrical Discharge Machining. *Glocalized Solutions for Sustainability in Manufacturing*, pp. 377–382. doi : 10.1007/978-3-642-19692-8_65.
- Kwak, M. & Kim, H. (2013). Economic and Environmental Impacts of Product Service Lifetime : A Life-Cycle Perspective. *Product-Service Integration for Sustainable Solutions*, pp. 177–189. Repéré à https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-30820-8_16?utm_source=chatgpt.com#citeas.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L. & Samson, R. (2010). Considering Time in LCA : Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. *Environmental Science & Technology*, 44(8), 3169–3174. doi : 10.1021/es9030003. Publisher : American Chemical Society.
- Li, W. & Kara, S. (2015). Characterising Energy Efficiency of Electrical Discharge Machining (EDM) Processes. *Procedia CIRP*, 29, 263–268. doi : 10.1016/j.procir.2015.01.039.
- Lloyd, S. M. & Ries, R. (2007). Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life-Cycle Assessment : A Survey of Quantitative Approaches. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), 161–179. doi : 10.1162/jiec.2007.1136. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1162/jiec.2007.1136>.
- Martínez, E., Latorre-Biel, J. I., Jiménez, E., Sanz, F. & Blanco, J. (2018). Life cycle assessment of a wind farm repowering process. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 93, 260–271. doi : 10.1016/j.rser.2018.05.044.
- Matthews, H. D., Gillett, N. P., Stott, P. A. & Zickfeld, K. (2009). The proportionality of global warming to cumulative carbon emissions. *Nature*, 459(7248), 829–832. doi : 10.1038/nature08047. Publisher : Nature Publishing Group.
- Mingione, E., Gianvincenzi, M., Marconi, M. & Rubino, G. (2025). Comparative Life Cycle Assessment of Different Pre-treatment Scenarios for Diamond Coating Deposition on WC–Co Through HF-CVD. *International Journal of Precision Engineering and Manufacturing-Green Technology*. doi : 10.1007/s40684-025-00731-2.
- Mutel, C. (2017). Brightway : An open source framework for Life Cycle Assessment. *Journal of Open Source Software*, 2(12), 236. doi : 10.21105/joss.00236.
- O'Neill, B. C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K. L., Hallegatte, S., Carter, T. R., Mathur, R. & van Vuuren, D. P. (2014). A new scenario framework for climate change research : the concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, 122(3), 387–400. doi : 10.1007/s10584-013-0905-2.

- O'Neill, B. C., Kriegler, E., Ebi, K. L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D. S., van Ruijven, B. J., van Vuuren, D. P., Birkmann, J., Kok, K., Levy, M. & Solecki, W. (2017). The roads ahead : Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change*, 42, 169–180. doi : 10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004.
- Peters, J. F., Iribarren, D., Juez Martel, P. & Burguillo, M. (2022). Hourly marginal electricity mixes and their relevance for assessing the environmental performance of installations with variable load or power. *Science of The Total Environment*, 843, 156963. doi : 10.1016/j.scitotenv.2022.156963.
- Plevin, R. J., Delucchi, M. A. & Creutzig, F. (2014). Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. *Journal of Industrial Ecology*, 18(1), 73–83. doi : 10.1111/jiec.12074. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/jiec.12074>.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S. & Bras, B. (2008a). A survey of unresolved problems in life cycle assessment : Part 1. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 290–300. doi : 10.1007/s11367-008-0008-x.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S. & Bras, B. (2008b). A survey of unresolved problems in life cycle assessment : Part 2. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(5), 374–388. doi : 10.1007/s11367-008-0009-9.
- Recyc-Québec. (2018). *Bilan 2018 de la gestion des matières résiduelles au Québec, section sur l'élimination [Bilan 2018 de la gestion des matières résiduelles au Québec, disposal section]*. Repéré à <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2018-section-elimination-english.pdf>.
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kummu, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, D., Petri, S., Porkka, M., Rahmstorf, S., Schaphoff, S., Thonicke, K., Tobian, A., Virkki, V., Wang-Erlandsson, L., Weber, L. & Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, 9(37), eadh2458. doi : 10.1126/sciadv.adh2458. Publisher : American Association for the Advancement of Science.

- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, , Chapin, F. S. I., Lambin, E., Lenton, T., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R., Fabry, V., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J. (2009). Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*, 14(2). doi : 10.5751/ES-03180-140232. Publisher : The Resilience Alliance.
- Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H. F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Schuhmacher, M., Van De Meent, D. & Hauschild, M. Z. (2008). USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model : recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), 532–546. doi : 10.1007/s11367-008-0038-4.
- Rotmans, J. (2012). *Image : An Integrated Model to Assess the Greenhouse Effect*. Springer Science & Business Media.
- Sabahi, N. & Razfar, M. (2018). Investigating the effect of mixed alkaline electrolyte (NaOH + KOH) on the improvement of machining efficiency in 2D electrochemical discharge machining (ECDM). *The International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, 95. doi : 10.1007/s00170-017-1210-4.
- Sacchi, R., Terlouw, T., Siala, K., Dirnaichner, A., Bauer, C., Cox, B., Mutel, C., Daioglou, V. & Luderer, G. (2022). PROspective EnvironMental Impact asSEment (*premise*) : A streamlined approach to producing databases for prospective life cycle assessment using integrated assessment models. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 160, 112311. doi : 10.1016/j.rser.2022.112311.
- Schaubroeck, T., Schaubroeck, S., Heijungs, R., Zamagni, A., Brandão, M. & Benetto, E. (2021). Attributional & Consequential Life Cycle Assessment : Definitions, Conceptual Characteristics and Modelling Restrictions. *Sustainability*, 13(13), 7386. doi : 10.3390/su13137386. Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Shi, J., Hu, J., Ma, M. & Wang, H. (2021). An environmental impact analysis method of machine-tool cutting units based on LCA. *Journal of Engineering, Design and Technology*, 19(5), 1192–1206. doi : 10.1108/JEDT-06-2020-0247.
- Song, S., Cao, H. & Li, H. (2010). Evaluation method and application for carbon emissions of machine tools based on LCA. *International Conference on Advanced Technology of Design and Manufacture (ATDM 2010)*, pp. 74–78. doi : 10.1049/cp.2010.1263.

- 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. doi : 10.1126/science.1259855. Publisher : American Association for the Advancement of Science.
- Steinmann, Z. J. N., Schipper, A. M., Hauck, M. & Huijbregts, M. A. J. (2016). How Many Environmental Impact Indicators Are Needed in the Evaluation of Product Life Cycles ? *Environmental Science & Technology*, 50(7), 3913–3919. doi : 10.1021/acs.est.5b05179. Publisher : American Chemical Society.
- Surowiak, A. & Wahman, M. (2024). Thermal–Mechanical Delamination for Recovery of Tempered Glass from Photovoltaic Panels. *Energies*, 17(17), 4444. doi : 10.3390/en17174444. Number : 17 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Tsanakas, I. J. A., Oreski, G., Eder, G., Gassner, A., van der Heide, A., Ariolli, D. M. G., Hernandez, G. O., Moser, D. & Wambach, K. (2024). Toward Reuse-Ready PV : A Perspective on Recent Advances, Practices, and Future Challenges. *Advanced Energy and Sustainability Research*, n/a(n/a), 2400237. doi : 10.1002/aesr.202400237. _eprint : <https://advanced.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/aesr.202400237>.
- Vasilakou, K., Nimmegeers, P., Yao, Y., Billen, P. & Van Passel, S. (2025). Global spatiotemporal characterization factors for freshwater eutrophication under climate change scenarios. *Science of The Total Environment*, 959, 178275. doi : 10.1016/j.scitotenv.2024.178275.
- VDMA. (2025). *International Technology Roadmap for Photovoltaics (ITRPV), 2024 results* (Rapport n° 16). Repéré à <https://www.vdma.eu/en-GB/international-technology-roadmap-photovoltaic>.
- Villena-Ruiz, R., Martín-Martínez, S., Honrubia-Escribano, A., Ramírez, F. J. & Gómez-Lázaro, E. (2024). Solar PV power plant revamping : Technical and economic analysis of different alternatives for a Spanish case. *Journal of Cleaner Production*, 446, 141439. doi : 10.1016/j.jclepro.2024.141439.
- Villeneuve, G. (2022). *Développement d'une machine et du contrôle d'un procédé d'usinage électrochimique pour matériaux difficiles à usiner*. (Mémoire de maîtrise, École de technologie supérieure). Repéré à <https://espace.etsmtl.ca/id/eprint/3180/>.
- Villeneuve, G. & Hof, L. A. (2023a). On the use of the current signal in spark assisted chemical engraving for micromachining process control. *Precision Engineering*, 83, 181-191. doi : <https://doi.org/10.1016/j.precisioneng.2023.06.007>.

- Villeneuve, G. & Hof, L. A. (2023b). On the use of the current signal in spark assisted chemical engraving for micromachining process control. *Precision Engineering*, 83, 181–191. doi : 10.1016/j.precisioneng.2023.06.007.
- Wang, P., Solomon, S., Santer, B. D., Kinnison, D. E., Fu, Q., Stone, K. A., Zhang, J., Manney, G. L. & Millán, L. F. (2025). Fingerprinting the recovery of Antarctic ozone. *Nature*, 639(8055), 646–651. doi : 10.1038/s41586-025-08640-9. Publisher : Nature Publishing Group.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E. & Weidema, B. (s.d.). The ecoinvent database version 3 (part I) : overview and methodology. 21(9), 1218–1230. doi : 10.1007/s11367-016-1087-8.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E. & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I) : overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. doi : 10.1007/s11367-016-1087-8.
- Wüthrich, R. & Fascio, V. (2005). Machining of non-conducting materials using electrochemical discharge phenomenon—an overview. *International Journal of Machine Tools and Manufacture*, 45(9), 1095–1108. doi : 10.1016/j.ijmachtools.2004.11.011.
- Zamagni, A., Guinée, J., Heijungs, R., Masoni, P. & Raggi, A. (2012). Lights and shadows in consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(7), 904–918. doi : 10.1007/s11367-012-0423-x.
- Zheng, Z.-P., Su, H.-C., Huang, F.-Y. & Yan, B.-H. (2007). The tool geometrical shape and pulse-off time of pulse voltage effects in a Pyrex glass electrochemical discharge microdrilling process. *Journal of Micromechanics and Microengineering*, 17(2), 265. doi : 10.1088/0960-1317/17/2/012.