

ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DES DONNÉES D'INVENTAIRES SUR LES RÉSULTATS DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DU TANNAGE DU CUIR

par

Junior KENHABOU NANFACK

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE
LA MAÎTRISE AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT
M. Sc A

MONTREAL, LE 10 SEPTEMBRE 2026

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Junior Kenhabou Nanfack, 2026



Cette licence [Creative Commons](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY
CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ
PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Andrew Henderson, directeur de mémoire
Département de génie de l'environnement à l'École de technologie supérieure

M. Mathias Glaus, président du jury
Département de génie de l'environnement à l'École de technologie supérieure

Mme. Annie Levasseur, membre du jury
Département de génie de l'environnement à l'École de technologie supérieure

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

LE 1^{er} SEPTEMBRE 2026

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à mes parents, qui ont toujours placé l'éducation de leurs enfants au premier plan et n'ont jamais hésité à consentir les efforts nécessaires pour nous offrir les meilleures conditions de réussite. Je remercie également ma sœur Bylaure pour son soutien indéfectible avant et depuis mon arrivée au Canada, ainsi que mes frères et mes proches Paulin, Kolins, Steve, Vanessa, Elsie, Sophie et Ernest, pour leur accueil, leurs encouragements et leur présence tout au long de ce parcours.

J'adresse mes sincères remerciements à l'École de technologie supérieure (ÉTS), ainsi qu'à l'ensemble de son personnel administratif et enseignant, notamment le Département de génie de la construction, le service des bourses, le service à la vie étudiante et le service de la sécurité, pour la qualité de leur accompagnement et l'environnement d'apprentissage qu'ils ont pu m'offrir. Je remercie également mes collègues de bureau, avec qui j'ai partagé de nombreux moments de travail et d'échange, pour leur bonne humeur et leur soutien.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à Andrew Henderson pour la confiance qu'il m'a accordée en me proposant ce projet de recherche. Je le remercie sincèrement pour son encadrement, sa disponibilité, sa patience et les nombreux conseils qui ont contribué à la réalisation de ce mémoire. Je dis merci à Carla Alchahir-AlHajjar pour sa disponibilité et ses conseils. Mes remerciements s'adressent également à Annie Levasseur et Mathias Glaus, qui ont accepté d'évaluer ce travail.

Enfin, je dédie ce travail à mon père, Paul Nanfack, qui a toujours œuvré pour offrir un avenir meilleur à ses enfants. Son exemple de persévérance et les valeurs qu'il m'a transmises ont été une source constante de motivation tout au long de ce parcours.

Évaluation de l'influence des données d'inventaires sur les résultats de l'analyse du cycle de vie du tannage du cuir

Junior KENHABOU NANFACK

RÉSUMÉ

L'analyse du cycle de vie (ACV) est largement utilisée pour évaluer les performances environnementales des procédés industriels. Toutefois, la fiabilité des résultats obtenus dépend directement de la qualité des données d'inventaire. Le tannage du cuir est un secteur complexe en raison de la diversité des flux de matières, des processus de transformation physico-chimiques et des pertes de matière qui peuvent influencer les résultats de l'ACV.

Ce mémoire vise à évaluer l'influence des données d'inventaire sur les résultats d'une ACV appliquée au procédé industriel de tannage du cuir au chrome. Quatre approches de correction des bilans de masse ont été développées afin d'étudier l'effet de différentes hypothèses de modélisation sur les impacts environnementaux. Une analyse statistique fondée sur un plan d'expérience de Box-Behnken a également permis d'identifier les paramètres physiques exerçant la plus forte influence sur la fermeture des bilans de masse.

Les résultats montrent que l'épaisseur et la densité de la croûte et du cuir fini (e_{cfl} et d_{cfl}) sont les paramètres les plus sensibles du procédé. L'analyse de sensibilité fondée sur l'application du principe cut-off aux coproduits montre que les différences d'impacts absolus entre les approches viennent principalement de l'hypothèse de gestion des coproduits. L'exclusion des coproduits vendus ou valorisés du système entraîne la convergence des approches vers des impacts absolus identiques. Les écarts observés par kilogramme de cuir fini résultent alors uniquement du choix du dénominateur associé à l'unité fonctionnelle, tandis que les impacts rapportés à 1 m² de cuir fini apparaissent plus stables. La combinaison des bilans de masse, de l'analyse statistique et de l'ACV constitue une approche pertinente pour améliorer la robustesse des données d'inventaire et la fiabilité des évaluations environnementales des procédés industriels complexes.

Cette étude demeure limitée par l'analyse détaillée d'une seule tannerie, l'utilisation de plusieurs proxys pour certains intrants et l'évaluation d'une seule catégorie d'impact. Elle met néanmoins en évidence l'importance de la qualité des données d'inventaire, du choix de l'unité fonctionnelle et de la documentation du devenir des coproduits. Les travaux futurs pourraient étendre l'analyse à plusieurs sites, intégrer la teneur en eau, considérer d'autres catégories d'impact et évaluer différents scénarios d'allocation des coproduits.

Mots-clés : Analyse du cycle de vie, tannage du cuir, bilan de masse, données d'inventaire, unité fonctionnelle

Assessment of the influence of inventory data on the results of the life cycle assessment of leather tanning

Junior KENHABOU NANFACK

ABSTRACT

Life cycle assessment (LCA) is widely used to evaluate the environmental performance of industrial processes. However, the reliability of LCA results depends on the quality of the life cycle inventory (LCI) data. Leather tanning is a complex industrial process due to the diversity of material flow, physicochemical transformations, and material losses, all of which may influence LCA results.

This thesis investigates the influence of life cycle inventory data quality on the results of an LCA applied to the industrial chrome leather tanning process. Four mass balance correction approaches were developed to evaluate the effect of difference modeling assumptions on the calculated environmental impacts. In addition, a statistical analysis based on a Box-Behnken experimental design was performed to identify the physical parameters having the greatest influence on mass balance closure.

The results show that the thickness and density of crust and finished leather (e_{cfl} et d_{cfl}) are the most influential parameters affecting the process. A sensitivity analysis based on the application of the cut-off principle to by-products shows that the differences in absolute impacts among the modeling approaches are due to the by-product management assumption. Excluding sold or recycled by-products from the system leads to the four modeling approaches to converge toward identical absolute impacts. The remaining differences in impacts expressed per kilogram of finished leather are therefore solely attributable to the denominator associated with the functional unit, whereas impacts expressed per square meter of finished leather are more stable. The combination of mass balance analysis, statistical analysis, and LCA provides a relevant methodological approach for improving the robustness of life cycle inventory data and the reliability of environmental assessments of complex industrial processes.

This study is limited by the detailed analysis of a single tannery, the use of several proxies for certain inputs, and the assessment of only the impact category. Nevertheless, it highlights the importance of inventory data quality, functional unit section, and proper documentation of by-product destinations. Future work could extend the analysis to multiple sites, explicitly incorporate moisture content, consider additional impact category, and evaluate alternative by-products management and recovery scenarios.

Keywords : Life cycle assessment, leather tanning, mass balance, life cycle inventory, functional unit

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LA LITTÉRATURE	3
1.1 Le tannage en tant que procédé industriel.....	3
1.1.1 Introduction.....	3
1.1.2 Mécanisme physicochimique du tannage	6
1.1.3 Les principaux intrants.....	7
1.1.4 Les étapes du procédé	9
1.2 Bilans massiques et énergétiques.....	17
1.2.1 Bilan massique	17
1.2.2 Bilan énergétique	20
1.3 Analyse du cycle de vie : principe et méthodologie	22
1.3.1 Les étapes d’une étude d’ACV	23
1.3.1.1 La définition des objectifs et du champ de l'étude.....	23
1.3.1.2 Inventaire du cycle de vie (ICV).....	26
1.3.1.3 L'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV)	28
1.3.1.4 L'interprétation des résultats.....	32
1.3.2 Synthèse sur l’ACV	32
1.4 Impacts environnementaux liés aux activités de tannage	33
1.5 Conclusion	39
CHAPITRE 2 CONTEXTE ET OBJECTIF DU PROJET	41
2.1 Problématique	41
2.2 Objectif général.....	42
2.3 Objectifs spécifiques.....	42
2.4 Démarche générale de l'étude.....	43
2.5 Portée et limites de l'étude.....	44
2.6 Structure de la suite du rapport	45
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE	46
3.1 Traitement des données d’usine.....	46
3.2 Approche de traitement des données d’usine.....	46
3.2.1 Description des données reçues	47
3.2.1.1 Fichiers reçus	47
3.2.1.2 Les étapes du procédé de tannage selon les données originales	48
3.2.2 Approche 1 : bilan de masse avec les données originales brutes.....	54
3.2.3 Approche 2 : Correction des valeurs manquantes.....	55
3.2.3.1 complétion des surfaces manquantes	55
3.2.3.2 Correction des facteurs de conversion, ou masses surfaciques (kg/m ²)	57

3.2.4	Approche 3 : correction des données avec des informations externes, basées sur la littérature.....	59
3.2.4.1	Révision des étapes du tannage du cuir	61
3.2.4.2	Les teneurs en eau des matières	63
3.2.4.3	Les masses surfaciques / facteurs de conversion	63
3.2.5	Approche 4 : correction des données par analyse statistique.....	65
3.2.5.1	Variables d'entrée	65
3.2.5.2	Réponses à exprimer	66
3.3	Analyse du cycle de vie du tannage du cuir pour la tannerie 1.....	68
3.3.1	Portée de l'étude : Objectif et champ de l'étude, unité fonctionnelle, limite du système	68
3.3.1.1	Type d'ACV.....	72
3.3.1.2	Scénarios et hypothèses principales.....	72
3.3.1.3	Limitations du système	73
3.3.1.4	Question de recherche.....	73
3.3.2	Inventaire du cycle de vie	74
3.3.2.1	Données d'inventaire de la consommation d'eau	77
3.3.2.2	Données d'inventaire et hypothèses sur traitement des eaux usées de la tannerie	77
3.3.2.3	Données d'inventaire des consommations d'énergie.....	80
3.3.2.4	Synthèse sur l'inventaire du cycle de vie.....	85
3.3.3	Analyse de sensibilité relative à la gestion des coproduit.....	85
3.3.3.1	Principe de la méthode.....	86
3.3.3.2	Modifications apportées au modèle	86
	CHAPITRE 4 RÉSULTATS	89
4.1	Résultat du traitement des données d'usine	89
4.1.1	Résultats de l'études statistiques.....	90
4.1.1.1	Validation du modèle.....	91
4.1.1.2	Sensibilité des facteurs.....	92
4.1.2	Résultats des bilans de masse sur l'étape de tannage	95
4.1.3	Résultat des bilans de masse de l'étape de retannage	96
4.1.4	Résultat des bilans de masse de l'étape de finition.....	98
4.1.5	Résultat des bilans de masse à l'échelle des installations.....	99
4.2	Analyse du cycle de vie	102
4.2.1	Influence des approches de traitement des données sur les résultats globaux de l'ACV	103
4.2.2	Influence du choix de l'unité fonctionnelle sur l'interprétation des résultats d'impact.....	104
4.2.3	Analyse des contributions environnementales.....	105
4.2.4	Contribution des étapes du procédé de tannage.....	111
4.2.5	Influence des hypothèses de modélisation sur l'interprétation des résultats d'impact.....	113
4.2.6	Influence de l'hypothèse de gestion des coproduits	113

4.2.7	Synthèse des principaux résultats	115
CONCLUSION		117
RECOMMANDATIONS		119
ANNEXE I	DÉTAILS SUR LES FLUX ET PROCESSUS DE MODÉLISATION DU TANNAGE	121
ANNEXE II	GRAPHIQUES DES ERREURS SUR LES BILANS DE MASSE.....	129
ANNEXE III	ANALYSE DÉTAILLÉE DES IMPACTS ABSOLUS DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE	137
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		143

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1-1	Impacts midpoints des étapes de retannage, de graissage et de teinture pour la méthode d'impact ReCiPe 2008 Midpoint (H).....35
Tableau 1-2	Contribution des étapes du processus global en utilisant la plateforme eFootprint et les bases de données <i>China-ECER 0.8.1</i> et Ecoinvent.....36
Tableau 1-3	Consommations d'eau typiques par étape du procédé de tannage, d'après Kumar et al. (2021)36
Tableau 1-4	Liste de quelques travaux traitant des impacts environnementaux du tannage39
Tableau 3-1	Les étapes effectuées et les produits vendu par chaque tannerie51
Tableau 3-2	Teneurs en eau tel que fournies dans les données originales.....52
Tableau 3-3	Liste des matières entrantes et sortantes du le processus de tannage52
Tableau 3-4	Teneurs en eau utilisées pour le bilan de masse, approche 155
Tableau 3-5	Quantité de matières principales pour chaque tannerie56
Tableau 3-6	Paramètres physiques pour le Finished leather, pour les 15 tanneries.....58
Tableau 3-7	Valeurs des facteurs de conversions utilisés pour effectuer le bilan de masse : approche 364
Tableau 3-8	Variables d'entrée pour le plan de surface de réponse66
Tableau 3-9	Réponses du plan d'expérience.....67
Tableau 3-10	Données du traitement de l'eau usée à l'interne78
Tableau 3-11	Répartition des opérations de la tannerie entre les étapes clés81
Tableau 3-12	Liste des opérations de la tannerie et des types d'énergie demandées82
Tableau 3-13	coefficient d'allocation des flux énergétiques entre les étapes du procédé de tannage.....84
Tableau 3-14	Liste des coproduits et leur rapport avec le nouveau modèle qui ne prend pas en compte l'enfouissement.....87

Tableau 4-1	Synthèse des résultats d'analyse statistique des neuf réponses90
Tableau 4-2	Tableau récapitulatif des impacts de la tannerie pour les modélisation avec et sans enfouissement115

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1-1	Production annuelle de cuir dans quelques pays.....5
Figure 1-2	Schéma simplifié du procédé de tannage.....14
Figure 1-3	Bilan massique des cuirs Grain et Split en base humide, pour 1 000 kg de peau brutes18
Figure 3-1	Schéma des étapes du processus de tannage tel que fourni dans les données brutes, illustrant les flux pris en compte pour les calculs des bilans de masse50
Figure 3-2	Schéma logique de la méthode de sélection des valeurs des paramètres physiques influençant le bilan de masse60
Figure 3-3	Schéma simplifié du processus de tannage à quatre étapes62
Figure 3-4	Périmètre du système du modèle initial, avec enfouissement des coproduits.....71
Figure 3-5	Nouveau périmètre du système prenant en compte l'approche cut-off appliquée aux coproduits de la tannerie.....88
Figure 4-1	Erreurs sur l'étape <i>de tannage pour les tanneries 3, 9, 11, 14, 15</i> : approches 1 et 295
Figure 4-2	Erreurs sur le retannage pour les tanneries 9, 10, 11, 14 et 15 : Approches 1 et 297
Figure 4-3	Erreurs sur la finition pour les tanneries 12 et 14 : Approches 1 et 2.....98
Figure 4-4	Erreurs des bilans de masse des tanneries 7 et 12 : Approches 1 et 2100
Figure 4-5	Erreurs des bilans de masse des tanneries 1 à 7 : Approches 3 et 4101
Figure 4-6	Influence des approches de modélisation sur les impacts globaux de la tannerie (UF = 1 kg de cuir fini)103
Figure 4-7	Influence des approches de modélisation sur les impacts globaux de la tannerie (UF = 1 m ² de cuir fini).....105

XVIII

Figure 4-8	Contribution des principales catégories d'inventaires des étapes de travail de rivière et de tannage (UF = 1 kg de cuir fini)106
Figure 4-9	Contribution des principales catégories d'inventaires des étapes de et retannage et de finition (UF = 1 kg de cuir fini)107
Figure 4-10	Contribution des principales catégories d'inventaires des étapes de travail de rivière et de tannage (UF = 1 m ² de cuir fini)108
Figure 4-11	Contribution des principales catégories d'inventaires des étapes de retannage et de finition (UF = 1 m ² de cuir fini).....109
Figure 4-12	Contribution des étapes du procédé au changements climatiques à court terme modélisation (UF = 1 kg de cuir fini)113

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACV	Analyse du cycle de vie
DCO	Demande chimique en oxygène
GES	Gaz à effet de serre
ICV	Inventaire du cycle de vie
PAC	Pompe à chaleur
TCAC	Taux de croissance annuel composé
UF	Unité fonctionnelle

LISTE DES TRADUCTIONS

BAT/MTD	Best available technics = Meilleures techniques disponibles
BREF	Best available techniques reference document = Document de référence pour les meilleures techniques disponibles
COD	Chimical oxygen demand =
DALY	Disability Adjusted Life Years
UNIDO	United nation industrial development organization = Organisation des nations unies pour le développement industriel
SGCC	State grid corporation of China = Société nationale du réseau électrique de la Chine
USD	United States Dollar / Dollars américain
WARM	Waste reduction model = Modèle de réduction des déchets
Buffing dust, tanned	Poussière de ponçage de cuir tanné
Crust	Croûte
Finished & crust trimmings	Rognure de cuir fini et de cuir croûte
Finishing	Finition
Fleshings material	Echarnure
Hair	Poils
Limed hide	Peau chaulée
Limed trimmings	Rognure de peau chaulées
Others/limed raw hide or skin waste	Autres déchets de peaux brutes ou chaulées
Rawhide trimmings	Rognures de peaux brutes
Rawhide	Peau brute = peau salée
Retanning	Retannage

XXII

Shaving, tanned	Dérayure de cuir tanné
Split tanning	Croûte de refente destinée au tannage
Tanning	Tannage
Trimming, tanned/pickled	Rognure de peau tannée ou picklée
Untanned pelt for split leather	Peau en tripe non tannée pour à la refente
Wet blue	Bleu humide
Basification	Basification
Bating	Confitage enzymatique
Buffing	Ponçage
Coating	Enduction / application d'un revêtement
Conditioning	Conditionnement / humidification
Deliming	Déchaulage
Dewatering	Égouttage / désydratation
Curing	Réticulation des revêtements
Drying	Séchage
Dyeing	Teinture
Embossing	Gainage / embossage
Fatliquoring	Graissage
Fleshing	Écharnage
Liming	Chaulage
Mechanical finishing	Finition mécanique
Neutralization	Neutralisation
Pickling	Picklage
Pressing	Pressage
Sammying	Essorage
Setting	Mise au vent
Shaving	Dérayage / rasage
Soaking	Trempage
Splitting	Refente / Fendage

Spraying

Unhairing

Pulvérisation

Épilage

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

Cf	Conversion factor / Facteur de conversion
CH ₄	Méthane
cm ³	Centimètre cube
CO ₂	Dioxyde de carbone
Cr (III)/Cr ₂ O ₃	Oxyde de chrome (III)
GWP	Global Warming Potential / Potentiel de réchauffement global
H ₂ SO ₄	Acide sulfurique
kg CO ₂ -eq	kilogramme de dioxyde de carbone équivalent
kg	Kilogramme
kWh	Kilowatt heure
L	Litre
m ²	Mètre carré
m ³	Mètre cube
mg	Milligramme
MJ	Mégajoule
N ₂ O	Protoxyde d'azote
NaCl	Chlorure de sodium
Sh tn	Short ton / tonne courte 0,907 tonne métrique
t	Tonne

INTRODUCTION

Depuis la révolution industrielle du XIXe siècle, l'intensification des activités manufacturières a profondément modifié les flux mondiaux de matières et d'énergie (Steffen et al., 2015). Les gains d'efficacité technologiques, bien que réels, ont fréquemment été compensés par une augmentation globale des volumes de produits consommés. Il s'agit de l'effet rebond (Leftwich, 2005). Cette dynamique se traduit par une amplification des pressions environnementales : émissions atmosphériques, rejets aqueux, accumulation des déchets et dispersion de substances chimiques toxiques dans les écosystèmes (Steffen et al., 2015).

Dans ce contexte, l'industrie du tannage du cuir constitue un exemple représentatif. Bien que le tannage soit une activité ancienne, l'introduction du tannage au chrome au XIXe siècle a permis d'accélérer considérablement les cycles de production et d'améliorer certaines propriétés mécaniques du cuir. Toutefois, cette modernisation s'est accompagnée d'une consommation accrue de produits chimiques, de la production d'effluents de l'ordre de 12 à 25 mètres cubes par tonne de peau brute traitée en appliquant les bonnes pratiques disponibles (BAT) (Jakov Buljan & Král', 2019). Un autre fait remarquable est la production de déchets solides de nature organique, contenant notamment du chrome et d'autres substances à potentiel toxique (Kanagaraj, Velappan, Babu, & S'adula, 2006). Ainsi, le tannage illustre de manière concrète la tension structurelle entre performance technico-économique et pression environnementale caractéristique du développement industriel contemporain.

L'évaluation des conséquences environnementales associées à un produit ou à un procédé industriel est possible grâce à la conversion des flux de matières et d'énergie consommés en indicateur d'impact environnemental. L'analyse du cycle de vie (ACV) constitue aujourd'hui la méthode de référence pour réaliser ce type d'évaluation, puisqu'elle permet d'établir un lien entre les données d'inventaire d'un système et les impacts potentiels générés sur l'environnement (Rosa-Giglio, Ioannidis, Gonzalez-Quijano, & Fontanella, 2018). Dans le secteur du cuir, cette approche a notamment été utilisée pour quantifier les impacts associés au

changement climatique, à la toxicité humaine et éco-toxicologique, à l'utilisation des ressources ou encore à la consommation de l'eau (Tasca & Puccini, 2019).

Cependant, la fiabilité des résultats obtenus dépend directement de la qualité des données d'inventaire utilisées (Jolliet et al., 2017). Les procédés industriels de tannage mettent en œuvre plusieurs flux de matières, d'énergie et de coproduits, dont les quantités mesurées présentent fréquemment des incohérences liées aux pratiques de collecte de données, aux pertes de matières ou aux hypothèses de modélisation. Ces incohérences peuvent conduire à des bilans de masse incomplets et, par conséquent, influencer les résultats des ACV (J Buljan, Reich, & Ludvik, 2000).

C'est dans ce contexte que s'inscrit le présent mémoire. L'objectif est d'évaluer dans quelle mesure différentes approches de correction des bilans de masse et les hypothèses de modélisation influencent les résultats d'analyse du cycle de vie appliquée au procédé industriel de tannage du cuir au chrome. Au-delà de l'étude de cas considérée, ce travail vise à mieux comprendre le rôle de la qualité des données d'inventaire dans la robustesse des résultats environnementaux et à proposer une démarche méthodologique permettant d'améliorer leur fiabilité.

Ce mémoire s'ouvre par une revue de la littérature portant sur le tannage industriel, les bilans de masse et d'énergie ainsi que les liens entre ce procédé et l'analyse du cycle de vie. Le contexte, la problématique et les objectifs de l'étude sont ensuite présentés. La méthodologie décrit les approches de correction des données, le traitement statistique ainsi que les principales hypothèses retenues pour la modélisation ACV. Enfin, les résultats sont analysés et discutés avant de présenter les principales conclusions, recommandations et perspectives de recherche.

CHAPITRE 1

REVUE DE LA LITTÉRATURE

Ce chapitre présente d'abord les principes fondamentaux de l'analyse du cycle de vie, ses principales étapes ainsi que les choix méthodologiques associés à sa mise en œuvre. Il décrit ensuite le tannage du cuir en tant que procédé industriel, en abordant son mécanisme physicochimique, ses principaux intrants et ses différentes étapes de transformation. Les principes des bilans massiques et énergétiques sont ensuite présentés afin de mettre en évidence leur rôle dans la caractérisation et la vérification des flux de procédé. Enfin, les principaux impacts environnementaux associés aux activités de tannage sont examinés à partir des travaux disponibles de la littérature.

1.1 Le tannage en tant que procédé industriel

Cette section présente le tannage du cuir comme un procédé industriel de transformation de la peau brute en cuir fini. Elle décrit d'abord le principe physico-chimique du tannage et les principaux intrants utilisés, puis les différentes étapes du procédé, depuis les opérations de préparation de la peau jusqu'au traitement de finition.

1.1.1 Introduction

La production de cuir représente un enjeu économique et environnemental majeur à l'échelle mondiale, alimentant une demande croissante répartie sur plusieurs secteurs industriels. Selon les estimations récentes, le marché mondial des produits en cuir était évalué à environ 499 milliards USD en 2024 et devrait atteindre 855 milliards USD d'ici 2032, avec un taux de croissance annuel composé (TCAC) de 7,05 % (Fortune Business Insights, 2024). Cette expansion témoigne d'une demande soutenue pour le cuir dans les applications variées, notamment la chaussure, le mobilier, l'automobile et les articles de maroquinerie.

La chaussure représente environ 45 à 55 % des usages mondiaux du cuir, avec une prédominance marquée pour les segments de luxe, où le cuir véritable constitue plus de la moitié des ventes de produits haut de gamme (Grand View Research, 2024 ; Rawshot, 2025). Les articles de maroquinerie, incluant les sacs à main et les petits accessoires, comptent pour environ 10 à 25 % de la production mondiale du cuir. Ce segment est fortement concentré dans le marché de luxe, où le cuir véritable demeure le matériau dominant pour le produit à haute valeur ajoutée (Rawshot, 2025).

L'industrie automobile constitue un autre débouché stratégique, représentant environ 15 % à 20 % de la consommation mondiale du cuir, principalement pour les sièges, les tableaux de bord et les garnitures intérieures. Le marché mondial du cuir automobile était évalué à environ 1,22 milliard USD en 2023 et devrait atteindre 2,33 milliards USD d'ici 2030, correspondant à un TCAC d'environ 9 à 10 %, soutenu par l'augmentation de la production automobile et de la préférence des consommateurs pour les finitions intérieures haut de gamme (Grand View Research, 2024 ; Maximize Market Research, 2024).

Enfin, le secteur de l'ameublement absorbe environ 15 à 20 % de la production mondiale du cuir. La croissance des marchés immobiliers résidentiels et commerciaux, combinée à l'augmentation des dépenses en rénovation et en mobilier, stimule la demande pour les meubles en cuir, appréciés pour leur durabilité et leur résistance à l'usure (Fortune Business Insights, 2024 ; Precedence Research, 2024).

Plusieurs facteurs structurels alimentent cette demande diversifiée. D'une part, l'augmentation du revenu disponible dans les économies émergentes, en particulier en Asie-Pacifique (Chine, Japon, Inde). Cela favorise l'accès à des produits en cuir de qualité supérieure et contribue à l'urbanisation et à l'essor des canaux de distribution (Fortune Business Insights, 2024 ; Sky Quest Technology Consulting, 2025). D'autre part, les propriétés intrinsèques du cuir : résistance à la chaleur, à l'eau, son confort et son extensibilité en font un matériau prisé pour les applications exigeant durabilité et esthétique (Precedence Research, 2024). Les

développements technologiques tels que les méthodes de tannage alternatives (tannage végétal et tannage sans chrome) et l'avènement des cuirs biosourcés ou recyclés, visent à améliorer la durabilité environnementale sans compromettre la qualité (Grand View Research, 2024). Cette demande soutenue et diversifiée implique des volumes de production considérables : environ 18,6 milliards de mètres carrés de cuir sont produits chaque année dans le monde (Rawshot, 2025). Or la production du cuir repose principalement sur les procédés de tannage dont 90 % utilisent le tannage au chrome (Rawshot, 2025), générant des impacts environnementaux significatifs.

La Figure 1-1 présente un ordre de grandeur de la production annuelle de cuir dans quelques-uns des principaux pays producteurs. Les valeurs sont celles de 2021 pour la Chine, et 2022 pour l'Inde, le Pakistan et le Brésil (Rawshot, 2025). Les données originales, exprimées en pieds carrés, ont été converties en mètre carré afin d'assurer la présentation homogène du volume de production.

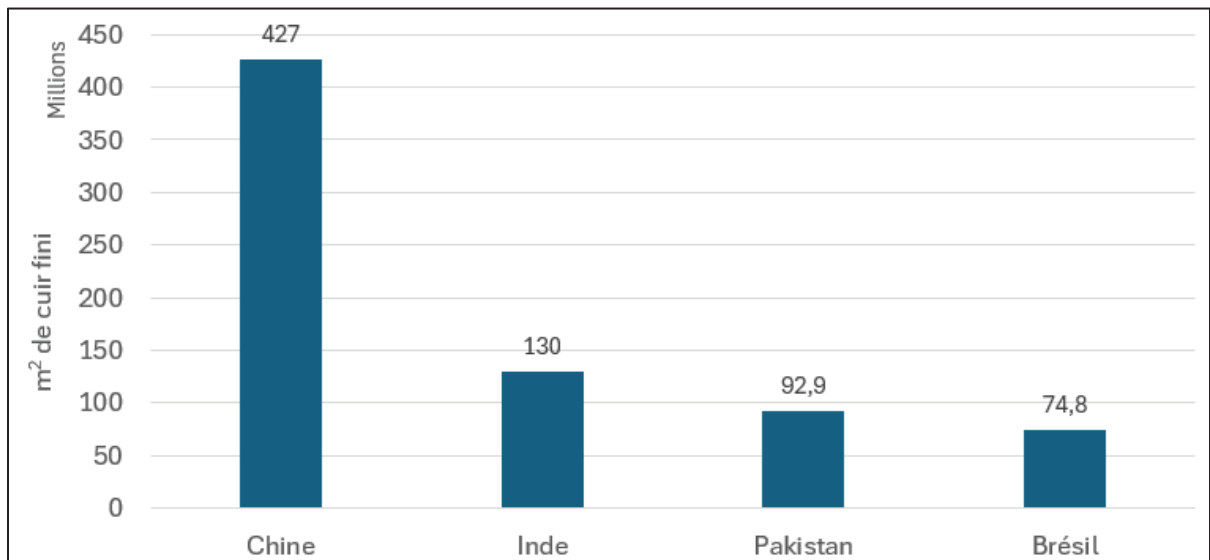


Figure 1-1 Production annuelle de cuir dans quelques pays
Tiré de Rawshot et al. (2025)

1.1.2 Mécanisme physicochimique du tannage

Le tannage est un mix d'opérations physiques et chimiques qui consiste à fixer les agents tannants sur les fibres de collagène de la peau, afin de stabiliser sa structure et éviter sa putréfaction (Brugnoli, 2012 ; Mann & McMillan, 1994). Cette opération ancienne et historiquement longue a été considérablement optimisée avec l'apparition du tannage au chrome, dominant aujourd'hui à l'échelle mondiale. Elle se repose sur l'utilisation du sulfate de chrome Cr(III), qui confère au cuir des propriétés techniques très recherchées telles que la stabilité dimensionnelle, la résistance mécanique, la résistance thermique, la souplesse, la flexibilité, la résistance à l'eau, la longévité et la résistance à la biodégradation (Brugnoli, 2012). Dans cette manœuvre, le chrome est l'agent tannant qui forme des ponts entre les fibres de collagène. Cette fonction peut toutefois être assurée par des tannins de nature différente tels que l'extrait de mimosa pour le tannage végétal, les aldéhydes ou des sels métalliques (Conde, Combalia, Baquero, Ollé, & Bacardit, 2022).

Les complexes de chrome interagissent avec les groupes carbonyles présents sur les protéines de collagène dans la peau. Ces agents chromés forment des ponts via des liaisons covalentes et de coordination entre les fibres de collagène adjacentes. Au fur et à mesure que le processus se poursuit, la structure change. Cette réticulation transforme la peau, la rendant imputrescible, dimensionnellement stable et résistante à la chaleur et aux attaques microbiennes. Le résultat est un matériau unique et durable : le cuir (Ramalingam et al., 2025).

Si cette méthode est reconnue pour son efficacité et la qualité du cuir obtenu (souplesse, résistance à l'eau et à la chaleur), elle présente néanmoins des impacts environnementaux notables (Lyu, Chang, Gao, & Ma, 2018). Des concentrations de chrome peuvent être observées dans les effluents non traités issus du picklage (abaissement du pH de la peau, nécessaire pour préparer la matrice collagénique pour l'opération de tannage) et du tannage au chrome. À Hazaribagh, au Bangladesh, une concentration de $2\,080 \pm 200$ mg/L a été mesurée dans ce type d'effluent. Cette valeur figurait parmi les concentrations élevées rapportées, sans

toutefois constituer un maximum dans la littérature (Dziadel & Ignatowicz, 2022). La teneur en chrome mesurée dans les effluents lors de cette étude au Bangladesh est donc 41 500 fois supérieure à la concentration maximale admissible demandée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS), soit 0,0500 mg/L (Md. K. Hasan, Shahriar, & Jim, 2019). Il est aussi important de souligner des teneurs élevées en sels dissous, matières organiques, BDO, DCO et métaux lourds (M. Chowdhury, Mostafa, Biswas, Mandal, & Saha, 2015 ; S. Md. M. Hasan et al., 2021). En parallèle, d'autres chercheurs mettent l'accent sur une pression hydrique considérable (Muthu, 2021). À cela s'ajoute l'empreinte carbone élevée liée à la production même du cuir et au traitement des eaux usées (Giaccherini, Munz, Dockhorn, Lubello, & Rosso, 2017) pouvant atteindre jusqu'à 73 kg CO₂-eq/m² de cuir produit (Brugnoli, 2012). Ces constats appellent à une compréhension détaillée du procédé.

1.1.3 Les principaux intrants

Les intrants du tannage au chrome sont répartis en trois grandes catégories :

Les peaux animales

D'origine bovine, ovine, caprine; les peaux sont très souvent conservées par salage (solution de saumure et cristaux de sel) et réfrigération. Dans une ACV du type « *cradle-to-gate* » c'est-à-dire du berceau à la porte, l'élevage des animaux est une étape souvent prise en compte ou pas selon le contexte de l'étude et les frontières du système (Rosa-Giglio et al., 2018). La croissance d'un animal jusqu'à un âge où ce dernier est exploitable demande des ressources diverses et laisse une empreinte assez remarquable telle que la pollution atmosphérique, de l'eau, des sols et l'occupation des terres : les faits associés sont par exemple : l'émission de méthane par les ruminants, l'usage des engrais chimiques, l'occupation des terres agricoles, les émissions de GES des machines agricoles et pour le transport, etc. (Rosa-Giglio et al., 2018). La qualité de la peau d'un animal et du cuir qui en résulte est directement affectée par son style de vie. Des animaux en bonne santé, bien nourris et peu stressés produisent moins de défauts, un cuir au grain plus fin, plus résistant et plus durable, tandis que les maladies, la

mauvaise nutrition, les blessures et une manipulation brutale pendant la vie et à l'abattage causent des cicatrices, une minceur de la peau, ce qui diminue à la fois la valeur esthétique et technique du cuir final (Tadesse et al., 2011 ; Tasca & Puccini, 2019).

Les intrants chimiques

Ils sont de plusieurs types et jouent chacun un rôle spécifique, de la conservation des peaux brutes jusqu'à l'obtention du cuir fini. Ces composés sont les principaux vecteurs d'acidification des eaux. L'association entre la forte consommation en eau et les concentrations de sels dissous très élevées entraîne une forte consommation de ressources énergétiques pour leur traitement avant rejet (Hansen, de Aquim, & Gutterres, 2021). Quelques groupes d'intrants chimiques sont identifiables dans la liste suivante :

- agents de préparation (trempage, pelanage, déchaulage) pour nettoyer, ramollir et ouvrir la structure dermique.
- agents de picklage (acide sulfurique, NaCl) pour abaisser le pH à environ 3, rendant ainsi le collagène réactif.
- agent tannant (principalement le Cr(III)), qui se fixe chimiquement aux fibres de collagène.
- agents de retannage, teinture et finition : colorants graisses, polymères, parfois sels d'aluminium ou de zirconium (Brugnoli, 2012 ; Tasca & Puccini, 2019).

L'eau

Elle est indispensable à chaque étape humide. Sa consommation peut atteindre 16 000 à 17 000 kg/m² de cuir fini. L'utilisation des intrants chimiques est l'une des principales causes de l'acidification des eaux douces et des eaux douces. La forte demande en eau, quant à elle est susceptible de causer un stress hydrique plus ou moins significatif dépendamment de la région concernée (Tasca & Puccini, 2019 ; Yang, An, Gaidau, Zhang, & Zhou, 2021)

Outre la consommation de la matière, le tannage est un procédé industriel qui mobilise des quantités d'énergies significatives, tant sous forme thermique qu'électrique. Plusieurs études empiriques ont tenté d'en quantifier ces besoins. À titre d'exemple, Morera et al. (2023) rapportent une consommation énergétique spécifique de 32 kWh/m² de cuir fini dans une

tannerie en Espagne. Cette énergie recouvre l'ensemble des opérations de pré-tannage, tannage, retannage, séchage et finition. En Asie du Sud, les études de terrain révèlent des ordres de grandeur similaires tels qu'une consommation mensuelle de 13 000 m³ de gaz naturel dans une usine de tannage au Bangladesh, tandis qu'une consommation journalière de 3 000 kWh d'électricité et 520 kg de vapeur par heure sont également observés dans une autre tannerie du même pays (Z. U. Md. Chowdhury, Ahmed, & Hashem, 2017). Dans un contexte industriel similaire, une étude de cas indienne mentionne une demande électrique de 2 736 kWh par jour, illustrant une forte intensité énergétique des installations (Ya'u Muhammad et al., 2020). La production d'électricité, extraction et exploitation de ressources non renouvelables telles que le gaz naturel ont un impact sur le potentiel de réchauffement global ainsi que le potentiel de demande énergétique (Yang et al., 2021).

1.1.4 Les étapes du procédé

Le tannage au chrome suit plusieurs étapes bien définies, aussi importantes les unes que les autres.

Le pré-tannage ou travail de rivière (« Beamhouse »)

La phase de pré-tannage regroupe un ensemble d'opérations physico-chimiques visant ; à préparer la matrice dermique à la fixation des agents tannants. Plusieurs travaux décrivent cette séquence comme déterminante à la fois pour la qualité finale du cuir et pour le profil environnemental du procédé (Brugnoli, 2012 ; Jia, Ma, Gao, Lyu, & Zhang, 2016 ; Tasca & Puccini, 2019). Toutefois, au-delà de la description opératoire, ces étapes constituent déjà des foyers majeurs de charges polluantes qu'une ACV doit intégrer de manière explicite (Yang et al., 2021). Les opérations effectuées durant cette étape sont :

Le trempage ou « Soaking »

Il assure la réhydratation des peaux conservées et l'élimination des sels et impuretés. Sur le plan fonctionnel, il restaure la structure fibreuse du derme et conditionne l'efficacité des

traitements ultérieurs. Cependant, il génère des effluents fortement chargés en chlorures, matières organiques dissoutes et des agents conservateurs, contribuant à une augmentation significative de la DCO et de la salinité des eaux usées (Jia et al., 2016). Ces flux influencent directement les catégories d'impact telles que l'eutrophisation, la toxicité aquatique et la consommation d'eau douce.

L'écharnage ou « Fleshing »

C'est une opération mécanique qui sert à retirer les résidus de chair et de graisse (Black et al., 2013). Bien qu'elle ne mobilise pas d'intrants chimiques majeurs, elle produit des déchets solides organiques en quantité importante. Leur gestion (valorisation en sous-produits, méthanisation ou élimination) conditionne le bilan environnemental global, notamment en terme d'émission de méthane ou d'énergie récupérée (Black et al., 2013)

Le chaulage ou « Liming »

Il représente une étape critique. L'utilisation de chaux et de sulfure de sodium permet l'ouverture de la structure collagénique, l'élimination des poils et la solubilisation partielle des protéines non structurales (Muthu, 2021). Cette action est indispensable pour assurer la pénétration homogène des agents tannants. Toutefois, elle génère des effluents alcalins riches en sulfures, en matières organiques et en azote, susceptibles de produire du sulfure d'hydrogène (H_2S), un gaz toxique et corrosif. Les impacts associés concernent la toxicité humaine, l'acidification atmosphérique et l'eutrophisation (Yang et al., 2021).

Le déchaulage et le confitage enzymatique (« deliming and bating ») : ils visent à abaisser le pH et à stabiliser la structure fibreuse en vue du tannage. L'usage de sels d'ammonium ou d'acides organiques permet d'éviter une dégradation excessive du collagène (Muthu, 2021). Cependant, ces traitements introduisent des flux azotés supplémentaires dans les effluents, contribuant aux charges en ammonium et au potentiel d'eutrophisation en milieu récepteur.

Enfin, le picklage constitue l'étape de conditionnement acide précédant le tannage au chrome. L'ajout massif de chlorure de sodium (NaCl) et d'acide sulfurique (H₂SO₄) assure la stabilisation osmotique et favorise la diffusion des ions Cr(III) dans la matrice (Li, Wang, Li, & Shi, 2016). Cette opération est responsable d'effluents hautement salins (jusqu'à 104 ppm de NaCl) et, après tannage de liqueur contenant les concentrations significatives de chrome résiduel (Belay, 2010 ; Khan et al., 2018). Ces rejets dépassent fréquemment les seuils réglementaires et contribuent aux impacts liés à la toxicité écologique et humaine. Ils justifient le recours à des récupérations de chrome ou d'optimisation du taux de fixation, dont l'efficacité devrait être comparée au moyen d'une ACV afin d'éviter les transferts de pollution entre catégories d'impact (Rosa-Giglio et al., 2018).

Ainsi, la phase de pré-tannage ne doit pas être appréhendée uniquement comme une succession d'étapes techniques, mais comme un ensemble de transformations générant des flux massiques et énergétiques significatifs. Leur quantification et leur caractérisation constituent un préalable à toute modélisation robuste du tannage en analyse du cycle de vie.

Tannage au chrome et basification

Le tannage constitue l'étape centrale de stabilisation chimique du collagène. La fixation initiale des agents tannants sur les fibres dermiques n'est toutefois que partielle : lors du tannage au chrome seul 60 à 80 % du chrome est retenu dans la matrice, tandis que la fraction résiduelle est transférée vers les effluents liquides (M. Chowdhury et al., 2015 ; S. Md. M. Hasan et al., 2021). Cette efficacité de fixation conditionne le profil éco-toxicologique du procédé, les rejets de chrome contribuant aux catégories d'impact liées à la toxicité humaine et aquatique (Tasca & Puccini, 2019 ; Yang et al., 2021).

La basification

Elle est réalisée par une élévation contrôlée du pH vers 3,8 à 4,0, favorise la formation de complexes stables entre Cr(III) et les groupements carboxyles du collagène (Jia et al., 2016). Sur le plan chimique, la polymérisation progressive du chrome via des ponts hydroxyles

(« ol »), puis, leur transformation en pont (« oxy ») sous l'effet d'un léger réchauffement, assure la stabilisation finale du complexe chrome-collagène (dans le cas du tannage au chrome). Toutefois, une augmentation excessive du pH peut provoquer la précipitation superficielle du chrome (« *chrome patch* »), générant des défauts de qualité et, potentiellement, des pertes supplémentaires de chrome dans les bains (J Buljan et al., 2000). Cette sensibilité aux conditions opératoires introduit une variabilité importante dans les inventaires de flux de chrome.

Le fendage ou « splitting »

Il intervient comme opération de calibration de l'épaisseur, séparant la couche supérieure « *top grain* » des couches inférieures « *split* » (Black et al., 2013). Au-delà de l'objectif qualitatif (uniformité, adaptabilité aux usages), cette étape possède une implication systémique : elle génère des coproduits susceptibles d'être valorisés ou considérés comme déchets selon le marché. Le choix méthodologique d'allocation devient alors déterminant, car il influence la distribution des charges environnementales entre les différentes fractions issues d'une même peau (Black et al., 2013 ; J Buljan et al., 2000)

Le post-tannage : Le retannage ou « retanning », bien que facultatif, vise à ajuster les propriétés mécaniques et sensorielles du cuir (souplesse, élasticité, résistance thermique ou hydrique) par ajout des agents complémentaires tels que tannins végétaux, sels métalliques (zirconium, ammonium) ou polymères synthétiques (Brugnoli, 2012 ; Tasca & Puccini, 2019). Cette diversification chimique accroît la complexité de l'inventaire, car ces substances présentent des profils d'impact hétérogènes (toxicité, consommation d'énergie en amont, émissions organiques).

Le retannage est souvent combiné à la teinture et au graissage (« *fatliquoring* »), formant une phase caractérisée par des consommations énergétiques supplémentaires et des rejets organiques significatifs, comme l'indiquent Yang et al. (2021). D'un point de vue analytique, cette étape introduit une variabilité notable dans les ACV comparatives, les formulations

dépendant fortement des standards de qualité et du positionnement commercial du produit final. Elle constitue donc un levier industriel stratégique, mais également une source d'incertitude méthodologique.

La finition ou « *finishing* »

Elle correspond à la dernière phase de valorisation esthétique et fonctionnelle du cuir. Elle mobilise pigments, liants polymériques, colorants, cires, graisses, souvent issus de filières pétrochimiques. Si cette étape améliore la résistance de surface et l'apparence du produit, elle transfère en amont une part des impacts des chaînes de production des polymères et additifs vers la production du cuir (Black et al., 2013). En ACV, cette externalisation implique que les impacts associés ne se limitent pas aux émissions locales, mais incluent également des contributions liées à la production des intrants (consommation d'énergie fossile, émission de GES) (Black et al., 2013). Ainsi, même si la finition n'est pas le cœur chimique du tannage, elle participe à l'empreinte environnementale globale par effet cumulatif de flux pétrochimiques et énergétiques.

En synthèse, ces étapes illustrent que la performance technologique du cuir résulte d'une succession d'opérations qui optimisent sa stabilité, sa qualité et sa valeur marchande. Toutefois, chacune d'elle introduit des flux spécifiques (chrome, azote, polymère, énergie, etc.) susceptibles de contribuer aux catégories d'impact classiques en ACV : toxicité, acidification, eutrophisation, changement climatique et épuisement des ressources.

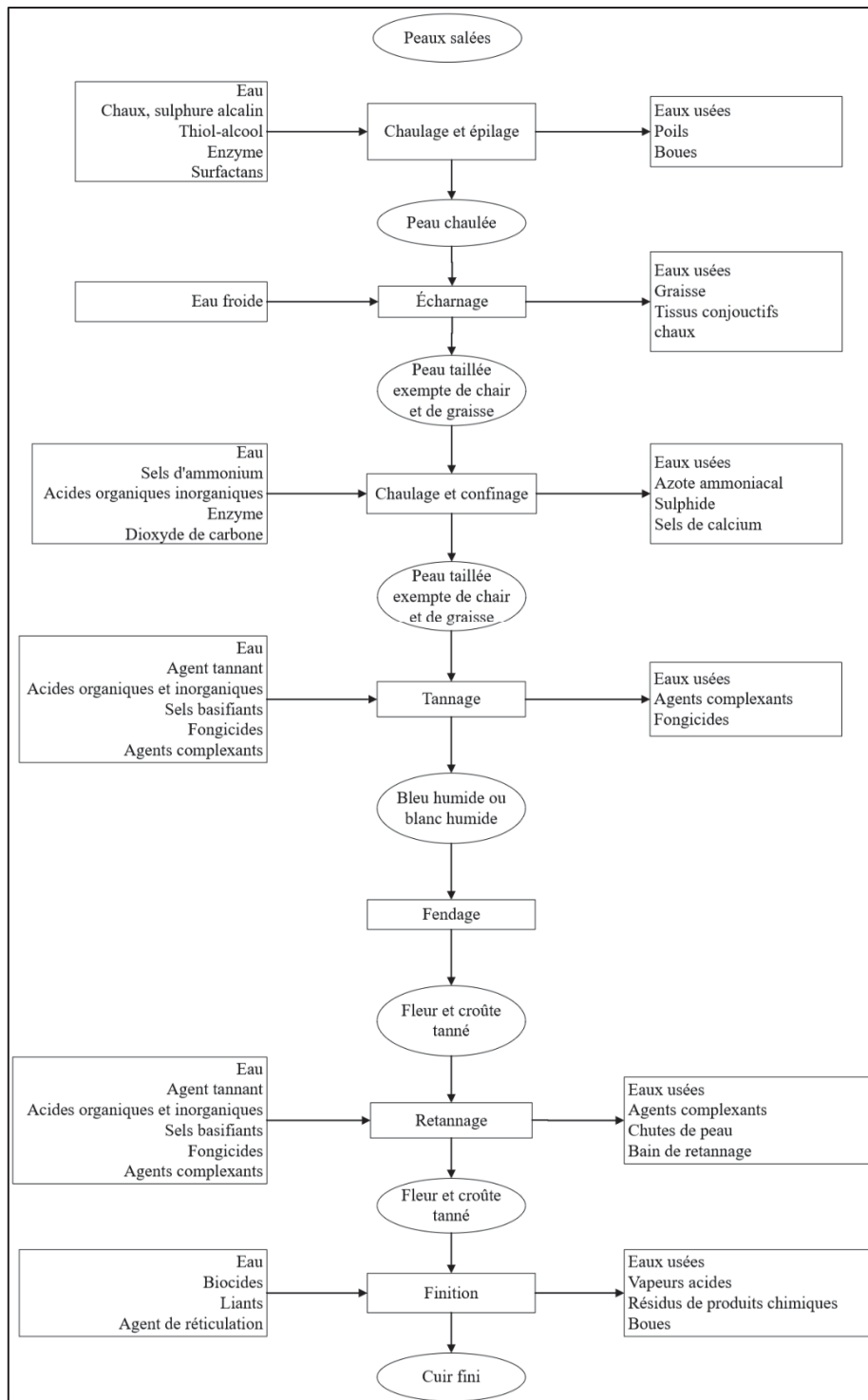


Figure 1-2 Schéma simplifié du procédé de tannage
Tiré de Black et al. (2013)

Les éléments suivants sont des indicateurs de référence qui peuvent, seuls ou ensemble, permettre de mieux comprendre les processus et, par ricochet, tester la fiabilité des données collectées sur site.

Le rendement massique

D'après Yang et al. (2021), le rendement massique du procédé de tannage en base humide est de 20 %. Le choix d'utiliser les masses humides est certes cohérent avec les pratiques industrielles, mais il limite l'interprétation physico-chimique du rendement et introduit une incertitude structurelle dans l'inventaire, notamment pour les comparaisons avec les études fondées sur une base sèche ou une teneur en protéine (Rosa-Giglio et al., 2018)

La consommation de l'eau

Ce paramètre permet de jauger l'empreinte hydrique du processus de tannage. La quantité d'eau consommée est très souvent exprimée par tonne de peau salée traitée ou en fonction du volume d'effluent traité (Jakov Buljan & Král', 2019).

Le traitement des eaux usées

Les effluents contiennent le chrome Cr(III), de fortes DBO et DCO, des sulfures et solides dissous ; leur traitement est complexe et énergivore (Giaccherini et al., 2017 ; S. Md. M. Hasan et al., 2021).

Les principaux impacts écologiques sont liés aux éléments suivants (Tasca & Puccini, 2019 ; Yang et al., 2021) :

- l'élevage des bovins ;
- le chrome résiduel, qui peut s'oxyder en Cr(IV), plus toxique ;
- les boues riches en métaux lourds ;
- les émissions atmosphériques (COV, odeurs) ;
- les rejets liquides contenant une forte charge organique et minérale.

Parmi les alternatives du tannage au chrome, les agents organiques et particulièrement les aldéhydes, les polymères acryliques font l'objet d'une attention croissante dans les recherches récentes. Ces composés réagissent par voie électrophile avec les groupes amines du collagène, formant les liaisons covalentes qui stabilisent la structure tridimensionnelle des fibres, améliorant ainsi la résistance thermique, chimique et mécanique du cuir (Ding et al., 2022). Des agents tannants tels que le formaldéhyde, le glutaraldéhyde et l'oxazolidine peuvent produire des cuirs blancs « *wet white* » et offrir une bonne résistance à l'eau et à la sueur, tout en évitant la contamination par le chrome (Chen, Chen, Long, & Shan, 2022 ; Wang, Wang, Liu, & Wang, 2021)

Cependant, ces systèmes présentent également des limitations remarquables : La pénétration parfois insuffisante dans la matrice dermique en raison d'une faible attraction électrostatique, la présence de formaldéhyde libre avec toxicité potentielle, coût élevé de production et tendance à la coloration indésirable pour certains aldéhydes. Des approches combinant aldéhydes et polymères amphotères ont montré une amélioration notable des propriétés esthétiques et mécaniques du cuir, ouvrant la voie à des systèmes hybrides plus performants (Wang et al., 2021).

Sur le plan environnemental, bien que l'usage des tannins organiques élimine la problématique des rejets de chrome, ils peuvent représenter des impacts non négligeables en termes de demande énergétique primaire et d'émission de GES selon les intrants utilisés et leur mode de production (Chen et al., 2022). Ainsi, le développement de formulations à pénétration optimisée, à faible toxicité et issues de matières premières renouvelables représente une piste de recherche intéressante pour concilier performances techniques et durabilité environnementale.

1.2 Bilans massiques et énergétiques

La réalisation d'un bilan massique constitue une exigence méthodologique centrale dans une ACV appliquée au procédé de tannage, dans la mesure où elle garantit la cohérence physique du système modélisé. En assurant la conservation de la matière, à l'échelle de chaque opération unitaire (travail de rivière, tannage, post-tannage), elle permet de vérifier la complétude des flux d'inventaire, d'identifier les pertes non tracées et de détecter d'éventuelles incohérences dans les données collectées (Black et al., 2013). Ainsi, le bilan massique ne constitue pas seulement un outil descriptif, mais un instrument de validation scientifique de l'inventaire. C'est un préalable indispensable à toute interprétation robuste des impacts environnementaux.

1.2.1 Bilan massique

La présente section décrit les bilans massiques publiés par l'UNIDO (J Buljan et al., 2000). Pour 1 000 kg de peaux brutes salées, l'augmentation apparente de masse jusqu'à environ 1 100 kg au stade du « *pelt* » reflète essentiellement un phénomène de réhydratation et de gonflement de la matrice collagénique. Cette augmentation résulte d'un transfert massif d'eau vers la structure fibreuse, ce qui explique simultanément l'ampleur des effluents générés en aval. En parallèle, les retraits solides (environ 300 kg de *fleshing* et 100 kg de *trimmings*) traduisent une séparation progressive des fractions non structurales. Ces flux constituent un premier point critique pour l'ACV, car leur valorisation ou leur élimination conditionne les impacts associés aux déchets organiques (J Buljan et al., 2000). La Figure 1-3 est une illustration des variations de masses peau brute-cuir et la consommation d'eau durant le procédé.

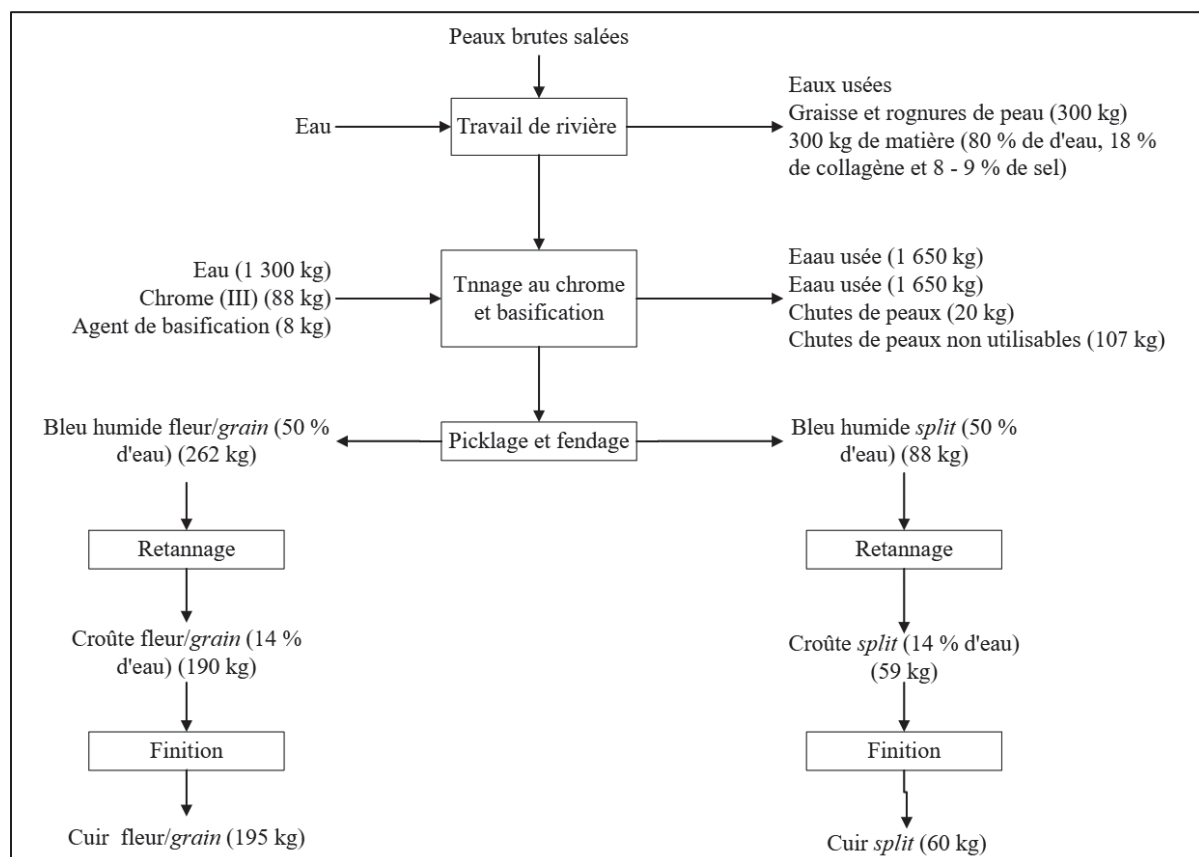


Figure 1-3 Bilan massique des cuirs Grain et Split en base humide, pour 1 000 kg de peau brutes

Tiré de Buljan et al. (2000)

Au stade tannage et de basification, l'équilibre massique met en évidence un système fortement hydrique : à 1 100 kg de peau s'ajoutent environ 1 300 kg d'eau de procédé, ainsi que des intrants minéraux (NaCl, acides, extraits de chrome, agent de basification). La production d'environ 1 650 kg d'effluents et 200 kg d'eau d'essorage montre que la majorité de l'eau introduite quitte le système sous forme liquide. Cette dynamique confirme que le tannage est moins un procédé de transformation sèche qu'un procédé de transfert et de redistribution de matière dissoute. Les 99 kg de copeaux (« *shavings* ») et 20 kg de chutes représentent des flux solides chargés en chrome qui soulèvent des enjeux de gestion spécifiques. Le passage de 1

100 kg de matière humide à environ 350 kg de bleu humide wet blue (*grain + split*) après le fendage illustre une concentration progressive de matière utile, au prix d'une dilution importante des intrants dans les effluents (J Buljan et al., 2000).

La répartition du chrome constitue un indicateur analytique central du procédé de tannage. Dans le processus conventionnel modélisé par Buljan et al. (2000), environ 75 % du Cr_2O_3 offert est initialement fixé au collagène à la fin du tannage. Toutefois, cette fixation chimique ne correspond pas à la quantité finalement retenue dans les produits commercialisables. Le bilan global indique qu'environ 34 % du chrome offert contenu dans le cuir fleur (*grain leather*) et 11 % dans les refentes utilisables, soit environ 45 % au total, tandis que 30 % se retrouve dans les déchets solides chromés et 25 % dans les effluents. Ainsi, plus de la moitié du chrome introduit quitte le système sous forme de déchets ou d'eaux usées dans le scénario conventionnel étudié.

Au post-tannage humide, les bilans montrent de nouveau le rôle structural de l'eau. Le *wet blue grain* (environ 262 kg pour 50% d'eau) évolue vers une croûte « *crust* » d'environ 190 kg à 14 % d'humidité, la différence étant majoritairement transférée aux flux effluents et de vapeur d'eau lors du séchage. L'absorption nette de matières organiques (agents de retannage, colorants, graisses) s'accompagne d'une mobilisation hydrique importante, confirmant que la qualité finale du cuir repose sur les échanges massiques continus plutôt que sur une simple addition de matière sèche. Cette étape introduit une variabilité importante des flux selon la formulation chimique retenue, ce qui constitue une source d'incertitude dans les inventaires d'ACV.

La finition quant à elle se caractérise par un apport relativement limité de matière sèche. Le gain net de masse reste modeste, ce qui indique que l'impact potentiel de cette phase ne réside pas tant dans la quantité incorporée au produit que dans la production en amont des polymères et pigments, ainsi que dans les pertes diffuses.

De manière globale, l'évolution de la masse entre la peau brute et le cuir fini met en évidence trois dynamiques analytiques majeures : (i) la dépendance structurelle à l'eau comme vecteur de transformation, (ii) une séparation progressive entre fraction valorisée et résiduelle (matières organiques qui se retrouvent dans les effluents et les boues), (iii) une dispersion partielle des intrants métalliques et organiques dans les effluents et déchets. Le fait que la masse d'eau en sortie excède celle observée à l'entrée ne traduit pas une incohérence du bilan, mais l'intégration massive dans le système d'une matière première déjà concentrée en eau ; ici en l'occurrence, il s'agit des peaux brutes.

1.2.2 Bilan énergétique

Les consommations énergétiques d'une tannerie sont fortement conditionnées par la nature des opérations, le niveau des équipements et, surtout par les méthodes de séchage mises en œuvre (Black et al., 2013). Contrairement au bilan massique dominé par les flux d'eau et de matières organiques et inorganiques, le bilan énergétique reflète principalement l'intensité des transferts thermiques nécessaires à l'évaporation de l'eau et au maintien des conditions opératoires des étapes humides.

À l'échelle de l'installation, les principaux usages de l'énergie sont le séchage du cuir, la production de l'eau chaude et le chauffage des locaux. La consommation électrique est principalement associée aux machines et équipements de procédés, auxquels s'ajoutent l'air comprimé et l'éclairage. À titre indicatif, le BREF (*Best available techniques reference document* ou Document de référence pour les meilleures) attribue respectivement 32 à 34 % de la consommation énergétique globale au séchage, 32 à 34 % à la production d'eau chaude et 17 à 20 % au chauffage des locaux. Les machines et équipements de procédés représentent 9 à 12 %, tandis que l'air comprimé et l'éclairage comptent chacun pour environ 1,5 à 3 %. Les niveaux de consommation énergétique spécifiques associés aux meilleures techniques disponibles sont inférieurs à 3 GJ/t de matière première pour la transformation des peaux bovines brutes jusqu'au bleu humide, soit environ 0,83 kWh/kg de peau brute, et inférieurs à

14 GJ/t de peau brute pour la transformation jusqu'au cuir fini, soit environ 3,89 kWh/kg de peau brute (Black et al., 2013).

L'analyse détaillée des techniques de séchage met en évidence les écarts importants d'intensité énergétique par kilogramme d'eau évaporée. Les procédés classiques présentent des consommations comprise entre 1,45 et 2,27 kWh/kg d'eau, tandis que l'intégration des pompes à chaleurs permet de réduire cette valeur à 0,3 – 0,4 kWh/kg d'eau selon la configuration (Black et al., 2013). Ces résultats montrent que le séchage constitue un levier majeur de réduction des impacts énergétiques, en cohérence avec les conclusions du bilan massique montrant une évaporation d'eau très importante entre le bleu humide et le cuir fini.

Les données empiriques rapportées par Morera et al. (2023), issues d'un audit énergétique réalisé dans une tannerie industrielle en Catalogne (Espagne), illustrent toutefois une situation contrastée. La consommation spécifique observée varie de 90,65 à 116,15 MJ/m² de cuir fini, soit environ 25,2 à 32,3 kWh/m², avec une prédominance du gaz naturel, représentant environ 73 à 75 % de la consommation énergétique totale. Ces valeurs reflètent des conditions réelles d'exploitation d'une installation dont les auteurs soulignent le potentiel d'amélioration de l'efficacité énergétique. La comparaison avec les valeurs de référence de Black et al. (2013) doit toutefois être interprétée avec prudence, puisque les deux études utilisent des unités fonctionnelles et des périmètres de calcul différents : Morera et al. (2023) expérimentent la consommation par surface de cuir produite et incluent l'ensemble des opérations du site, tandis que le BAT (*Best available technics* ou Meilleures techniques disponibles) rapporte des consommations par masse de matières premières traitées.

D'un point de vue ACV, cette distinction est essentielle. Les inventaires énergétiques basés sur les audits industriels reflètent les pratiques actuelles, mais peuvent surestimer les impacts potentiels dans une perspective prospective ou comparative. Les données BAT décrivent un potentiel de réduction réaliste, mais conditionné à des investissements technologiques

spécifiques. La modélisation énergétique doit donc expliciter le choix du scénario retenu afin d'éviter toute ambiguïté dans l'interprétation des résultats.

Enfin, le choix du vecteur énergétique joue un rôle déterminant dans les impacts environnementaux associés. Si l'électrification des procédés, notamment via les pompes à chaleur, permet de réduire la consommation finale, son bénéfice environnemental dépend étroitement du mix électrique. Dans des contextes à forte part d'électricité renouvelable, comme l'hydroélectricité, ce transfert peut entraîner une réduction significative des émissions de GES ; à l'inverse, dans les systèmes fortement carbonés, l'avantage peut être limité, voire annulé (Black et al., 2013 ; Morera et al., 2023). Les données énergétiques agrégées peuvent inclure des consommations auxiliaires du site, notamment le chauffage des locaux. Ce poste n'étant pas directement associé à une opération unitaire, il devrait idéalement être distingué de l'énergie de procédé. En l'absence de données permettant cette séparation, il est réparti entre les étapes selon une clé conventionnelle, ce qui constitue une source d'incertitude.

L'établissement des bilans massiques et d'énergétique permet ainsi de clarifier les principaux flux associés au fonctionnement d'un procédé et d'en vérifier la cohérence. Toutefois, ces bilans ne renseignent pas directement sur leurs conséquences environnementales. L'analyse du cycle de vie permet de prolonger cette caractérisation en reliant les données d'inventaire à des indicateurs d'impact environnemental.

1.3 Analyse du cycle de vie : principe et méthodologie

L'analyse du cycle de vie (ACV) ou « *Life cycle assessment* » (*LCA*) en anglais, est une méthode normalisée par ISO 14040 et 14044. Elle permet de mesurer les impacts environnementaux potentiels associés aux étapes du cycle de vie d'un produit ou d'un procédé. L'expression « Du berceau au tombeau », ou en anglais « *Cradle to grave* » est employée pour indiquer que toutes les étapes du cycle de vie d'un produit sont prises en compte dans une ACV, c'est-à-dire de l'extraction des matières premières à la gestion des déchets (Finkbeiner,

Inaba, Tan, Christiansen, & Klippe, 2006). La réalité des études peut toutefois être différente car dépendamment du contexte de l'étude et des objectifs visés, l'analyse peut se concentrer sur une partie du cycle de vie (Tasca & Puccini, 2019).

1.3.1 Les étapes d'une étude d'ACV

Selon ISO 14040 et ISO 14044, une ACV se déroule toujours en quatre étapes (Jolliet et al., 2017). Chacune de ces étapes est expliquée comme suit :

1.3.1.1 La définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette étape précise la finalité de l'étude et le public visé, ce qui conditionne le niveau de détail et la rigueur méthodologique attendus. Elle fixe aussi le périmètre de l'ACV, c'est-à-dire :

L'unité fonctionnelle

C'est l'unité de base qui sera utilisée comme facteur de référence pour estimer tous les entrants et les sortants de chaque processus. En ACV du cuir, par exemple, l'unité fonctionnelle utilisée dans la majorité des travaux est 1 m² de cuir fini (Finnveden et al., 2009 ; Rosa-Giglio et al., 2018).

Les frontières du système

Délimiter la frontière revient à établir un périmètre qui comprend tous les éléments (processus, flux entrants et sortants). L'approche classique de l'ACV délimite le système entre l'extraction des matières premières et la gestion des déchets après l'utilisation du produit (Finkbeiner et al., 2006). Selon le contexte et l'objectif de l'étude, cette conception n'est pas toujours applicable, car l'ACV peut aussi bien concerner l'ensemble du cycle de vie d'un produit, tout comme elle peut se faire sur une partie de celui-ci. Dans leur étude par exemple, Tasca et al. (2019) abordent l'ACV du tannage au chrome en se limitant à trois étapes du processus, soit le retannage, l'engraissage et la teinture (« *retanning* », « *fatliquoring* » et « *dyeing* »).

Hypothèses de modélisation

Le choix des hypothèses est crucial car il conditionne directement la représentation du système étudié et donc la crédibilité des résultats. Des hypothèses simplificatrices peuvent parfois être acceptables, mais dans d'autres cas, elles masquent l'évolution technologique, économique ou politique importantes conduisant à des conclusions trompeuses (Finnveden et al., 2009). En ACV, les hypothèses jouent également un rôle important sur la représentativité des données (géographique, technologique, temporelle, etc.). Par exemple le choix du mix électrique ; les frontières du système (décision sur ce qui est inclus ou exclu, processus significatifs et non significatifs, etc.) ; les règlements d'allocation, c'est-à-dire savoir comment répartir les charges environnementales entre coproduits aux fonctions multiples dans un même processus (par masse, valeur économique, contenu énergétique, etc.) (Finkbeiner et al., 2006).

Critères d'inclusion ou d'exclusion de processus

Lors de la définition des frontières du système, des critères doivent être établis afin de déterminer quels processus ou flux peuvent être exclus de l'étude. Ces critères peuvent notamment reposer sur leur contribution attendue à la masse, à l'énergie ou aux impacts environnementaux, tout en veillant à ne pas exclure un élément potentiellement significatif. Comme l'importance réelle d'un processus n'est pas toujours connue a priori, une démarche itérative peut être utilisée : les données disponibles sont d'abord intégrées au modèle, puis leur contribution est évaluée afin de confirmer si leur exclusion est justifiée ou si elles doivent être maintenues dans l'inventaire. Cette démarche est facilitée par les bases de données modernes et l'analyse input/output (Frischknecht et al., 2007).

Règles d'allocation

Un processus est dit multifonctionnel lorsqu'il génère plusieurs produits ou coproduits, ou lorsqu'il remplit plusieurs fonctions au sein du système étudié. Dans ce cas, il devient nécessaire de déterminer comment répartir entre ces différentes fonctions les flux d'inventaire et les impacts environnementaux associés aux processus. Cette répartition constitue un

problème d'allocation. La littérature distingue notamment les situations de « multi-output », de « multi-input » et de recyclage en boucle ouverte (Heung & Guinée, 2007).

Exigences de qualité des données

La qualité des données d'inventaire conditionne la robustesse des résultats d'ACV et le niveau de fiabilité des conclusions. Des données agrégées issues d'associations industrielles sont souvent indispensables en tant que données de fond, mais leur caractère moyenné et peu transparent peut introduire des biais non apparents. Ce qui impose un contrôle critique de leur fiabilité et de leur documentation (Finnveden et al., 2009). Les données de procédés offrent une meilleure transparence sur les hypothèses technologiques, permettant d'ajuster les mix énergétiques ou les règles d'allocation, mais au prix d'un travail de modélisation plus important (Finnveden et al., 2009). Les divergences de format, de conversion, et de modélisation et de nomenclature entre bases de données ont par ailleurs motivé les initiatives d'harmonisation et d'assurance qualité pour renforcer la cohérence et la comparabilité des données d'ACV (Curran, 2004).

Type d'ACV

Parmi les principales approches d'ACV décrites dans la littérature figurent l'ACV conséquentielle (ACVC), l'ACV attributionnelle (ACVA) et l'ACV prospective (ACVP) (Zamagni, Guinée, Heijungs, Masoni, & Raggi, 2012). L'ACV attributionnelle sera au centre de cette revue de la littérature, car cette méthode sera exploitée ultérieurement. L'ACV attributionnelle peut être perçue comme un observateur qui cherche à décrire le plus fidèlement possible le fonctionnement moyen d'un système de production. Elle comptabilise l'ensemble des flux de matière et d'énergie associés au cycle de vie d'un produit (extraction, fabrication, usage, fin de vie), indépendamment de la question de savoir si ces flux changent lorsque la production augmente ou diminue. Cette démarche présente plusieurs forces dans une argumentation méthodologique. D'abord, elle est relativement robuste et transparente : le modèle reste statique, les données sont très souvent issues de moyennes industrielles ou de bases de données d'ACV et les résultats sont plus faciles à reproduire. Cela en fait un outil

efficace pour les objectifs de type « bilan », c'est-à-dire comparer des variantes de conception, établir un profil environnemental pour la communication relative au produit ou du « *reporting* » environnemental, ou encore alimenter des bases de données. Cette force devient une limite dès qu'il est question d'utiliser l'ACV pour répondre à des questions de causalité du genre « Que se passe-t-il si telle politique est mise en place ? », « Quel est l'effet réel d'une hausse de la demande de ce produit ? ». L'ACV attributionnelle ne modélise pas explicitement les ajustements du système (substitution de produits, réorganisation des chaînes d'approvisionnement, effet de rebond) (Plevin, Delucchi, & Creutzig, 2014). L'ACVA est parfaitement légitime comme outil descriptif et de comparaison interne, mais elle devient plus discutable dès qu'elle est présentée comme un instrument de prédiction des conséquences de politiques publiques, contrairement à l'ACV conséquentielle (ACVC) dont l'argument principal est qu'elle est conforme à la question de politique ou de gestion : lorsqu'un décideur veut savoir si une mesure réduit les émissions globales (Curran, Mann, & Norris, 2005). L'ACV prospective (ACVP), quant à elle, pousse l'analyse plus loin en cherchant l'empreinte environnementale à laquelle il faut s'attendre dans le futur (Arvidsson et al., 2018). En somme, l'ACVC permet de comparer les deux produits afin d'orienter les décideurs sur ce qui est mieux pour l'environnement. Enfin vient l'ACVP qui permet d'estimer, par exemple, l'empreinte d'un véhicule électrique de 2030, avec les méthodes et ressources de production qui pourraient être disponibles à ce moment.

1.3.1.2 Inventaire du cycle de vie (ICV)

L'inventaire du cycle de vie, ou « Life Cycle Inventory » (LCI) en anglais constitue la phase analytique de l'ACV durant laquelle sont identifiés, quantifiés et compilés l'ensemble des flux de matière et d'énergie entrants et sortants du système étudié pour une unité fonctionnelle donnée (Finkbeiner et al., 2006 ; Hauschild, Rosenbaum, & Olsen, 2018). Cette étape repose sur la modélisation détaillée des procédés unitaires, l'établissement de bilans massiques et énergétiques cohérents, ainsi que la collecte et la validation critique des données. Cet inventaire vise à représenter le système technico-économique dans ses flux de matière et d'énergie,

indépendamment de toute interprétation normative (Finkbeiner et al., 2006). L'inventaire du cycle de vie peut être scindée en plusieurs tâches :

Collecte et hiérarchisation des données

Les données d'inventaire peuvent provenir des mesures primaires (données spécifiques au site), des bases de données génériques (tel que Ecoinvent par exemple), de la littérature scientifique, des estimations fondées sur des bilans stœchiométriques ou énergétiques. La hiérarchisation des données repose sur leur représentativité technologique, géographique et temporelle (Finkbeiner et al., 2006). Hauschild et al. (2018) soulignent que la cohérence entre les hypothèses technologiques et les jeux de données sélectionnés est essentielle pour limiter les incohérences systémiques.

Allocation et multifonctionnalité

Lorsqu'un processus génère plusieurs produits, ou coproduits, le problème de multifonctionnalité se pose. Les normes ISO recommandent d'abord d'appliquer une allocation basée sur des relations physiques (masse, énergie) ou économiques (Finkbeiner et al., 2006).

Le choix de la règle d'allocation influence directement le profil d'inventaire et peut modifier substantiellement les contributions relatives des processus. Cette étape doit être explicitement justifiée et faire l'objet d'analyse de sensibilité lorsque l'incertitude est significative (Hauschild et al., 2018).

Agrégation des données et cohérence du modèle

Les flux des différents processus sont agrégés pour obtenir le profil d'inventaire global correspondant à l'unité fonctionnelle. En ACV, un flux élémentaire désigne un échange de matière ou d'énergie entre le système étudié et l'environnement naturel, par exemple une émission de CO₂ dans l'air, un rejet de substance dans l'eau ou l'extraction d'une ressource naturelle. À l'inverse, un flux intermédiaire correspond à un échange entre deux processus du

système de la technosphère, comme l'électricité, un produit chimique ou un produit semi-fini. Cette distinction est maintenue afin d'assurer la compatibilité entre l'inventaire et la phase d'évaluation des impacts (Finkbeiner et al., 2006).

1.3.1.3 L'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV)

À partir de l'inventaire du cycle de vie, l'évaluation des impacts transforme les flux élémentaires en indicateurs environnementaux en les affectant à des catégories telles que le changement climatique ou l'eutrophisation, puis en les convertissant en indicateurs au moyen de facteurs de caractérisation (Finkbeiner et al., 2006 ; Hauschild et al., 2018). Certaines méthodes prévoient ensuite une normalisation, qui ramène les résultats à une référence commune afin d'en apprécier l'importance relative, puis une pondération permettant leur agrégation. Dans les approches dites « *single score* » ou à score unique, les résultats normalisés et pondérés sont combinés en un indicateur unique facilitant l'interprétation et pouvant soutenir la prise de décision, tout en impliquant des choix normatifs explicitement documentés (Hauschild et al., 2013a). Les données d'inventaire peuvent être converties en dommages environnementaux selon divers niveaux d'agrégation des indicateurs d'impact.

Les indicateurs d'impact Midpoints et Endpoints

De façon plus concrète, les indicateurs d'impact en ACV se structurent selon deux niveaux d'agrégation : Midpoint (niveau intermédiaire) et Endpoint (niveau de dommage). Ces deux approches ne sont pas concurrentes mais complémentaires, chacune offrant un compromis différent entre robustesse scientifique, facilité d'interprétation et incertitudes. Leur articulation repose sur le concept de chaîne de cause à effet environnementale qui relie les flux d'inventaire (émission, consommation de ressources) aux dommages finaux sur les aires de protection (santé humaine, qualité des écosystèmes, disponibilité des ressources naturelles).

Indicateur Midpoint : Une modélisation proche des mécanismes physico-chimiques.

Les indicateurs Midpoint mesurent les impacts à un stade intermédiaire de la chaîne environnementale, c'est-à-dire au niveau où les émissions se traduisent en perturbations environnementales identifiables, mais avant que ces perturbations n'entraînent des dommages finaux sur les aires de protection (Vieira, Ponsioen, Goedkoop, & Huijbregts, 2016). Par exemple, dans le cas du changement climatique, les gaz à effet de serre (CO_2 , CH_4 , N_2O , etc.) sont caractérisés par leur capacité à piéger le rayonnement infrarouge atmosphérique, ce qui constitue l'indicateur de potentiel de réchauffement global ou « *Global warming potential* » (GWP) en anglais, exprimé en $\text{kg CO}_2\text{-eq}$ sur 100 ans (Hauschild et al., 2013b). Cet indicateur se situe en amont de la chaîne causale : il ne prédit pas directement combien de vies seront perdues ou d'espèces disparaîtront, mais il quantifie le forçage radiatif total, mécanisme physiquement bien connu, compris et mesurable.

Les indicateurs midpoints couvrent typiquement une quinzaine de catégories d'impacts environnementaux, chacune associée à un mécanisme spécifique : acidification (exprimée en $\text{kg SO}_2\text{-eq}$); eutrophisation ($\text{kg PO}_4^{3-} - \text{eq}$ ou kg N-eq), écotoxicité aquatique (CTU, Comparative Toxic Unit), épuisement des ressources abiotiques fossiles (MJ) ou minérales (Kg Sb-eq), utilisation d'eau ($\text{m}^3\text{-eq of water}$ ou AWARE), occupation des terres ($\text{m}^2\text{.an}$) etc. (Boulay et al., 2018 ; Hauschild et al., 2013b). Chaque indicateur repose sur des facteurs de caractérisation qui traduisent, pour chaque substance ou flux, sa contribution relative au problème environnemental considéré, en s'appuyant sur les modèles de devenir et de transport dans l'environnement ainsi que sur les relations dose-effet (Fantke et al., 2017 ; Rosenbaum et al., 2008).

L'avantage principal des indicateurs midpoints réside dans leur robustesse scientifique : ils s'appuient sur les modèles physicochimiques relativement bien établis, fondés sur les données expérimentales ou de terrain, et bénéficient d'un consensus scientifique important (notamment via les méthodes CML, ReCiPe midpoints, TRACI). La validation de ces facteurs de caractérisation repose sur les critères de cohérence, de reproductibilité, de pertinence environnementale et de transparence, ce qui limite l'incertitude structurelle (Hauschild et al.,

2013b). En outre, les indicateurs midpoints permettent de conserver un niveau de résolution élevé : chaque catégorie d'impact reste distincte, ce qui facilite l'identification des points chauds (contribution dominante d'un processus ou d'un flux), le diagnostic des leviers d'amélioration et l'analyse de sensibilité (Fantke et al., 2017).

Cependant, cette gradualité a un coût : l'interprétation des résultats midpoints exige de manipuler simultanément une dizaine de catégories, voire plus, exprimées en unités hétérogènes (kg CO₂-eq, kg SO₂-eq, CTU, etc.), ce qui complique la communication aux décideurs non spécialistes et rend difficile l'arbitrage entre impacts contradictoires (par exemple, réduire le potentiel de réchauffement global au détriment de l'eutrophisation ou de l'écotoxicité) (Bare, Hofstetter, Pennington, & De Haes, 2000 ; Pizzol et al., 2017). De plus, les indicateurs midpoint ne répondent pas directement aux questions de politiques ou de gestion qui se posent en termes de dommages finaux sur la santé, les écosystèmes et les ressources : savoir qu'un produit émet 500 kg CO₂-eq ne dit pas immédiatement combien de DALY (« *Disable Adjusted Life Year* ») ou d'espèces sont potentiellement perdues (Jolliet et al., 2003).

Indicateurs Endpoint : une agrégation vers les aires de protection.

Les indicateurs endpoints prolongent la chaîne de modélisation jusqu'aux dommages finaux sur les trois aires de protection reconnues en ACV : la santé humaine (mesurée en « *Disability-Adjusted Life Years* », DALY), la qualité des écosystèmes (mesurée en PDF.m².an, « *Potentially Disappeared Fraction of Species* » ou équivalent d'espèces disparues), et la disponibilité des ressources naturelles (mesurée en coût supplémentaire de production future ou en valeur perdue) (Fantke et al., 2017 ; Véronnes et al., 2017a). Concrètement, les facteurs de caractérisation endpoints sont obtenus en multipliant les facteurs midpoints par des facteurs de dommage qui modélisent les étapes ultérieures de la chaîne causale : par exemple, le forçage radiatif est relié à l'augmentation de température. Cette augmentation de la température peut ensuite modifier plusieurs déterminants de santé, par exemple en accroissant la fréquence des épisodes de chaleur extrême, en favorisant certaines maladies vectorielles ou en affectant la

disponibilité alimentaire, ce qui peut ultimement entraîner des pertes d'années en vie et en bonne santé. Les niveaux de dommages modélisent ainsi les étapes ultérieures de la chaîne causale (Fantke et al., 2017). Il est tout de même possible de passer directement de l'inventaire du cycle de vie aux endpoints. D'après Jolliet et al (2023), le lien direct entre l'inventaire et les dommages n'était pas envisagé. Toutefois, des méthodes plus récentes ont été développées, notamment pour certains impacts comme l'usage des terres, lorsque l'identification d'un midpoint quantifiable distinct n'est pas pertinente ou opérationnelle d'un point de vue méthodologique (Véronnes et al., 2017b). Cela signifie que le modèle d'impact intègre l'ensemble de la chaîne cause-effet dans un seul facteur de caractérisation (c'est-à-dire de l'inventaire aux dommages) au lieu de décomposer le calcul en deux étapes (inventaire – midpoint – Endpoint) (Verones et al., 2017b)

L'intérêt majeur de l'approche endpoints est qu'elle peut agréger différentes catégories midpoints en un nombre restreint d'indicateurs (typiquement trois), voire en un indicateur unique (score agrégé ou « *single score* ») lorsqu'une pondération supplémentaire est appliquée (Bare et al., 2000). Cela simplifie radicalement l'interprétation des résultats et facilite la communication aux décideurs ou au grand public : dire qu'un scénario entraîne 0,5 DALY de plus qu'un autre est plus parlant que d'énumérer dix catégories midpoints (Pizzol et al., 2017). En outre, les indicateurs endpoints permettent de comparer directement l'importance relative de différents problèmes environnementaux en les rapportant à une même entité de mesure de dommage, ce qui aide à prioriser les actions et à éviter les transferts de pollution d'une catégorie à une autre (Bare et al., 2000).

Cependant, cette agrégation entraîne une augmentation substantielle de l'incertitude (Fantke et al., 2017 ; Pizzol et al., 2017). Les modèles de dommage reposent sur les hypothèses les plus nombreuses et plus discutables que les modèles midpoints : relation dose-réponse extrapolée à partir d'études épidémiologiques ou éco-toxicologiques limitées, modèles de distribution spatiale et temporelle des impacts, valorisation économique ou sociétale des ressources, choix de pondération entre aire de protection, etc. (Verones et al., 2017a). De même pour

l'écotoxicité marine, passer d'un indicateur midpoints (concentration toxique en CTU) à endpoints (perte de biodiversité marine) exige de modéliser des effets chroniques sur les populations d'espèces et la résilience dans les écosystèmes, domaines où les connaissances restent lacunaires (Rosenbaum et al., 2008 ; Verones et al., 2017a).

En outre, l'agrégation masque la diversité des mécanismes et peut conduire à des conclusions trompeuses si les incertitudes relatives de chaque contribution sont très différentes (Fantke et al., 2017 ; Pizzol et al., 2017). Un produit peut ainsi paraître « meilleur » en endpoints alors que ce résultat repose essentiellement sur une catégorie d'impact dont le facteur de dommage est très incertain.

1.3.1.4 L'interprétation des résultats

L'interprétation vise à tirer des conclusions robustes à partir des résultats d'inventaire et d'impact, en vérifiant leur cohérence avec l'objectif de l'étude et en identifiant les contributions majeures (processus ou flux dominant). Elle comprend l'analyse des incertitudes et de sensibilité, l'examen des limites de l'étude et la formulation de recommandations, ainsi que, lorsque requis, une revue critique pour s'assurer que l'ACV est conforme aux principes et exigences des normes (Finkbeiner et al., 2006).

1.3.2 Synthèse sur l'ACV

L'ACV est l'outil phare pour analyser un produit à travers des scénarios et retourner des résultats permettant d'avoir une idée plus ou moins précise de son empreinte environnementale. Selon le type d'analyse (attributionnelle, conséquentielle ou prospective), les projets varient d'un contexte à un autre, avec des cibles et des objectifs différents. Toutefois les indicateurs d'impact midpoints ou endpoints sont les mêmes, mais ne sont pas tous utilisés à chaque fois.

La distinction midpoints/endpoints s'inscrit dans un continuum de modélisation le long de la chaîne de cause à effet environnementale (Bare et al., 2000 ; Weidema, 1999). Certains auteurs parlent de « niveau de modélisation » plutôt que de type d'indicateurs : un indicateur situé très en amont (par exemple, CO₂, CH₄, N₂O séparés) sera moins agrégé qu'un indicateur midpoints, qui lui-même est moins agrégé qu'un indicateur (DALY ou PDF.m².an) (Van Zelm, Hennequin, & Huijbregts, 2025). Les méthodes d'analyse modernes, comme ReCiPe ou IMPACT World+, proposent explicitement deux niveaux et fournissent les facteurs de caractérisation correspondante, laissant au praticien le choix du niveau d'agrégation en fonction de l'objectif de l'étude et du public visé (Bulle et al., 2019). Dans la suite de cette revue bibliographique, le tannage du cuir sera présenté comme une activité industrielle dont l'analyse par ACV permet de caractériser les impacts environnementaux et d'identifier des pistes d'amélioration. La section suivante présentera quelques résultats d'impacts liés à l'activité de tannage du cuir.

Ces principes constituent le cadre méthodologique permettant d'interpréter les flux associés aux procédés de tannage sous l'angle environnemental. La section suivante examine les principaux impacts environnementaux attribués aux activités de tannage dans la littérature.

1.4 Impacts environnementaux liés aux activités de tannage

Les thématiques abordées dans les études récentes portent à reconnaître que le tannage est une activité qui génère des impacts environnementaux.

Une analyse de sensibilité révèle une réduction des impacts de l'ordre de 42 % pour le potentiel de réchauffement global et 21 % pour la demande en énergie primaire lorsque le chrome est remplacé par d'autres agents de tannage tels que des tannins organiques et végétaux (Yang et al., 2021). Dans le cas de figure de Yang et al. (2021), les données d'inventaire reposent sur une approche hybride, combinant les données de la littérature et, surtout les données primaires collectées dans un atelier réel. L'emploi de cette méthodologie est assez commun lorsqu'il

s'agit de mettre en place un inventaire du cycle de vie pour le tannage du cuir (Kılıç et al., 2023 ; Tasca & Puccini, 2019) . Le recours à ce type de données expérimentales renforce significativement la crédibilité et la robustesse de l'inventaire du cycle de vie. Toutefois, l'exclusion de l'étape d'élevage des bovins empêche toute interprétation strictement « *cradle-to-gate* », ce qui peut constituer une limite importante dans une perspective comparative.

Enfin, la réalisation d'une analyse de sensibilité portant sur le rendement matière aurait permis de mieux caractériser et quantifier les incertitudes associées aux résultats obtenus (Yang et al., 2021). Une étude réalisée en Nouvelle-Zélande montre que les intrants chimiques jouent un rôle majeur dans le réchauffement climatique. Les intrants chimiques, du fait de leur production, contribuent à plus de 95% au changement climatique. La production des intrants chimiques représente un enjeu environnemental des plus importants : « *The production of chemicals used in the finishing process, such as thermoplastic polyurethane (80% to resource use, energy carriers, 83% to climate change, 56% to land use) and ethanol (30% to land use), is the primary source of the associated environmental impacts.* » (Kılıç et al., 2023). Contrairement à Yang et al. (2021), Kiliç et al. (2023) explicitent très clairement le choix des proxys chimiques, ce qui facilite la reproductibilité. Toutefois, cela introduit une incertitude structurelle reconnue par les auteurs.

Outre l'impact important des ressources utiles pour mener à bien l'opération de tannage au chrome, l'observation des résultats selon les étapes en jeu demeure tout aussi intéressante. Des travaux tels que ceux de (Tasca & Puccini, 2019) font le point sur les contributions environnementales des étapes de post-tannage à savoir : « *Retanning* », « *Fatliquoring* » et « *Dyeing* ». Le Tableau 1-1 représente les résultats d'impacts pour quelques six indicateurs midpoint (Tasca & Puccini, 2019). L'étape *Retanning* est visiblement la plus contributrice, sauf pour les indicateurs d'eutrophisation marine (*Marine eutrophisation*).

Tableau 1-1 Impacts midpoints des étapes de retannage, de graissage et de teinture pour la méthode d'impact ReCiPe 2008 Midpoint (H)

Tiré de Tasca et al. (2019)

Catégorie d'impact	Unité	Retannage	Graissage	Teinture	Substance
Changement climatique	kg CO ₂ -eq	1,19	0,740	0,710	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC-11 eq × 10 ⁻⁸	9,72	7,67	8,33	CBrClF ₂ , CF ₃ Br, CCl ₄
Acidification terrestre	kg SO ₂ eq × 10 ⁻³	4,90	3,15	2,72	SO ₂ , NO _x , NO ₂
Eutrophisation des eaux douces	kg P eq × 10 ⁻⁴	2,57	1,15	1,48	PO ₄ ³⁻
Eutrophisation marine	kg N eq × 10 ⁻⁴	2,21	1,68	3,01	NO _x , NO ₃ ⁻
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq × 10 ⁻¹	1,95	1,09	1,43	Mn, As, Se

L'étude de Tasca et al. (2019) adoptent un périmètre volontairement restreint, centré sur les étapes de post-tannage du cuir prétanné au chrome. Cette focalisation permet d'établir un lien direct et détaillé entre les formulations chimiques utilisées et les impacts environnementaux associés, notamment en termes de toxicité aquatique et de changement climatique, bien que cette approche limite toute interprétation globale du cycle de vie du cuir comme c'est le cas pour Yang et al. (2021). Par ailleurs, ces travaux reposent sur une approche « gate-to-gate » et relèvent d'une ACV attributionnelle. Toutefois, leurs choix méthodologiques diffèrent sensiblement en termes de périmètre et de niveau de désagrégation. Yang et al. (2021) proposent une vision globale de l'opération de transformation des peaux en cuir fini, couvrant l'ensemble des grandes étapes du tannage, tout en fournissant une analyse détaillée des sous-étapes du pré-tannage. En revanche, les opérations de post-tannage y demeurent relativement agrégées. À l'inverse de Tasca et al. (2019) qui restreignent volontairement le périmètre de l'étude aux étapes de retannage, engraissement et teinture. Cette complémentarité méthodologique souligne un arbitrage classique entre exhaustivité du système et profondeur analytique. Le Tableau 1-2 montre les résultats d'ACV obtenus pour les quatre catégories d'impact explorées par (Yang et al., 2021).

Tableau 1-2 Contribution des étapes du processus global en utilisant la plateforme eFootprint et les bases de données *China-ECER 0.8.1* et Ecoinvent

Tiré de Yang et al. (2021)

Catégorie d'impact (Unité)	Impact global	Contribution				
		Chaulage et épilage	Déchaulage	Tannage au chrome	Retannage	autre
GWP (kg CO ₂ eq)	7,04	4,46 %	4,03 %	44,2 %	44,1 %	3,19 %
PED (MJ)	107	1,77 %	3,30 %	46,2 %	45,9 %	2,91 %
WU (kg)	89,1	-	-	11,0 %	10,1 %	/
AP (kg SO ₂ eq)	0,0580	-	5,97 %	45,7 %	45,52 %	2,84 %

Le Tableau 1-2 montre que l'empreinte hydrique dans ce secteur reste élevée. Près de 90 kg d'eau nécessaires pour produire 1 kg de cuir fini, soit 5 kg de peau brute si le rendement massique de 20% est pris en compte (Yang et al., 2021). Le travail de rivière constitue le pré-tannage, c'est-à-dire la phase de préparation du cuir avant l'application de l'agent tannant pour conférer à la peau ses propriétés mécaniques, chimiques et rhéologiques, la rendant résistante à la chaleur et imputrescible. Dans la pratique, le travail de rivière est une étape gourmande en eau (J Buljan et al., 2000). Sachant ceci, il n'est pas étonnant que près 77 % de la consommation d'eau globale lui soit attribuée (Yang et al., 2021).

Les valeurs de demande en eau de Yang et al. (2021) ne sont pas les plus importantes. Alfarisi et al. (2017) observent une consommation d'eau de 18 à 35 kg d'eau par kg de peau brute pour le tannage végétal. Par ailleurs, Kumar et al. (2021) donnent des plages de valeurs de la demande en eau pour les tanneries industrielles telles qu'illustrées dans le Tableau 1-3.

Tableau 1-3 Consommations d'eau typiques par étape du procédé de tannage, d'après Kumar et al. (2021)

Phases	Étape	Consommation en eau	Unité	Moyennes retenues	Pages de référence
Travail de rivière / pré-tannage	Trempage	6,00*10 ³ - 9,00*10 ³	L/t de peau	7,50*10 ³	1,39*10 ²
	Chaulage	4,00*10 ³ - 6,00*10 ³	L/t de peau	5,00*10 ³	1,40*10 ²

Phases	Étape	Consommation en eau	Unité	Moyennes retenues	Pages de référence
	déchaulage	$4,50 \cdot 10^3$ - $5,00 \cdot 10^3$	L/t de matière* traitée	$4,75 \cdot 10^3$	$1,40 \cdot 10^2$
	Picklage	$0,80 \cdot 10^3$ - $1,00 \cdot 10^3$	L/t de matière traitée*	$0,90 \cdot 10^3$	$1,40 \cdot 10^2$
Processus de tannage	Tannage	$1,50 \cdot 10^3$ - $2,00 \cdot 10^3$	L/t de tripe	$1,75 \cdot 10^3$	$1,40 \cdot 10^2$
Post-tannage	Neutralisation	$5,00 \cdot 10^3$ - $6,00 \cdot 10^3$	L/t de cuir tanné	$5,50 \cdot 10^3$	$1,41 \cdot 10^2$
	Graissage	$2,50 \cdot 10^3$ - $3,50 \cdot 10^3$	L/t de cuir tanné	$3,00 \cdot 10^3$	$1,41 \cdot 10^2$

Il va de soi que les intrants chimiques représentent un point chaud. En ACV, il est important de trouver les causes des impacts, comme c'est le cas dans les travaux récemment cités. Toutefois, c'est encore mieux de proposer des alternatives et des voies d'amélioration. Mahdi et al. (2021) proposent des alternatives au chrome comme agent tannant. Cette étude admet trois scénarios de tannage avec des agents tannants différents : le titane, une combinaison titanium-tannin végétal, et le tannin végétal seuls sont utilisés. Les résultats montrent que le tannage végétal requiert environ 14 fois moins d'agent tannant que le scénario du titanium ; la biodégradabilité du tannin végétal pourrait en faire un meilleur outil sur le plan écologique. Il est toutefois important de s'interroger sur sa rentabilité d'un point de vue économique. La production des tannins végétaux. Le tannin végétal n'est donc pas nécessairement d'un meilleur choix écologique (Acacia, mimosa, châtaignier, etc.) nécessite de vastes espaces ; il n'est pas anodin de constater une forte contribution pour l'occupation des terres lorsqu'il s'agit du tannage végétal (Conde et al., 2022). D'un point de vue économique, le tannage végétal est plus long, nécessitant des coûts de fabrication plus importants. Un fait non négligeable est la demande en eau qui est plus importante, de l'ordre de 0,4 à 0,6 fois plus pour l'utilisation de tanins végétaux que pour l'utilisation du titanium seul, ou une combinaison des deux (Mahdi, Messaoud-Bouregghda, & Aksas, 2021).

Au-delà des fortes consommations d'énergies rapportées par Black et al. (2013) et Morera et al. (2023), plusieurs failles techniques sont à l'origine des pertes énergétiques significatives.

Elles comprennent notamment les chaudières à faible rendement thermique, avec une efficacité ne dépassant pas 55 % (Z. U. Md. Chowdhury et al., 2017). Pour y remédier, les acteurs suggèrent des solutions relativement accessibles comme l'amélioration de l'isolation, des entretiens préventifs, l'automatisation et l'optimisation des cycles de production. Un lien explicite peut ainsi être établi entre la performance énergétique des procédés et leur empreinte environnementale. En modélisant divers scénarios d'amélioration, une réduction théorique de 91,8 % de la consommation de gaz naturel serait possible grâce à l'intégration de technologies telles que les pompes à chaleur ou le solaire thermique, permettant ainsi une baisse importante des émissions de GES (Morera et al., 2023).

Si les études disponibles documentent les niveaux de consommation énergétique, de matière et les gisements d'efficacité dans les tanneries, elles négligent généralement l'évaluation des répercussions environnementales globales. L'absence de corrélation spécifique entre les pertes énergétiques et les impacts environnementaux constitue une lacune dans la littérature actuelle. Celle-ci ouvre une perspective au sein d'une analyse du cycle de vie pour quantifier l'effet réel des pertes techniques sur une performance environnementale du tannage industriel.

Par ailleurs, la littérature souligne des limites méthodologiques persistantes : hétérogénéité des périmètres des systèmes, absence de données primaires dans certaines régions, comme c'est le cas pour les études réalisées au Bangladesh. Faible prise en compte des aspects sanitaires et sociaux (Brugnoli, 2012 ; Singh, Kumari, & Prasad, 2023). L'intégration de nouvelles approches comme la traçabilité par blockchain (Shou & Domenech, 2022) pourrait améliorer la transparence des chaînes de valeur.

En résumé, le tannage du cuir, en particulier par voie chromique, soulève des enjeux environnementaux majeurs, bien documentés par des travaux expérimentaux de modélisation. L'ACV constitue un outil central pour diagnostiquer les impacts, comparer les scénarios technologiques et orienter les stratégies d'écoconception. Des efforts restent nécessaires pour homogénéiser les méthodes, renforcer la représentativité géographique et intégrer des

dimensions encore peu explorées comme la santé humaine ou la circularité des coproduits. Le Tableau 1-4 présente une liste de quelques travaux cités dans cette revue, qui traitent des impacts environnementaux liés à l'activité de tannage.

Tableau 1-4 Liste de quelques travaux traitant des impacts environnementaux du tannage

Auteurs et date	frontière du système	Type de tannage	Unité fonctionnelle	Données primaires / secondaires	Taille de la tannerie	Localisation	Méthode d'évaluation des impacts	Catégorie d'impact
Yang et al., 2021	Procédé complet sauf l'élevage	Chrome	1 kg de cuir fini / 5 kg de peau brute	Mixtes	Industrielle	Chine	eFootprint	4 (WU, GWP, PED, PI)
Kiliç et al., 2023	Procédé de tannage complet	Chrome	32,45 kg de peau brute	Mixtes	Industrielle	Nouvelle zélande	Environnemental footprint 3.0	Utilisation des eaux + 16 autres
Tacsca et al. (2019)	Retannage, graissage et teinture	Chrome	1 kg de cuir tanné	Primaire	Industrielle	Italie	ReCipe Midpont (H) v1,13	Changement climatique + 14 autres
Mahdi et al. (2021)	Pré-tannage / tannage	Sans chrome et végétal	1 m ² de cuir traité	Mixtes	Semi-industrielle et expérimentale	Algérie	Eco-indicator 99	Endpoint: 3 Midpoint: 14
Buljan et al. (2000)	La tannerie au complet, incluant le traitement des effluents	Tannage conventionnel au chrome	1 000 kg de peaux bovines salées.	Mixtes	Tannerie hypothétique. Aucune capacité industrielle réelle n'est indiquée	Non applicable à une tannerie précise	Bilan massique et analyse de l'efficacité d'utilisation des matières	Pas de catégorie d'impact d'ACV

1.5 Conclusion

La littérature confirme de façon convergente que le tannage du cuir au chrome, bien que performant sur le plan technique, constitue une source majeure de pollution environnementale. Les impacts identifiés (notamment sur le climat, l'écosystème et la santé humaine) sont liés

aux intrants chimiques utilisés, aux faibles taux de rétention du chrome, à la complexité des effluents générés, et à la consommation d'eau et d'énergie. L'ACV apparaît comme un cadre pertinent pour évaluer les impacts de manière structurée. Toutefois, la majorité des études recensées reposent sur les données secondaires ou des périmètres géographiques restreints, ce qui limite leur transférabilité. En proposant une ACV fondée sur des données primaires collectées directement dans les usines de tannage, ce travail vise à combler ces limites et à fournir une représentation plus réaliste des impacts environnementaux du tannage industriel. Il ouvre également la voie à l'identification de pistes concrètes d'amélioration, tant au niveau des procédés que de la gestion des flux et des déchets, dans une perspective d'écoconception et de transition environnementale.

CHAPITRE 2

CONTEXTE ET OBJECTIF DU PROJET

L'industrie du cuir regroupe une succession d'opérations physiques et chimiques destinées à transformer les peaux brutes en cuir fini. Ces opérations génèrent des consommations importantes de matières, d'eau, d'énergie, ainsi que plusieurs flux de produits, de déchets solides et d'effluents. L'analyse du cycle de vie constitue un outil adapté pour structurer ces flux et évaluer les impacts environnementaux associés au procédé de tannage.

La fiabilité d'une ACV dépend toutefois directement de la qualité des données d'inventaire utilisées. Dans le cadre du présent projet, les données primaires provenant de 15 tanneries industrielles ont été recueillies. Leur analyse préliminaire a mis en évidence des données manquantes, des différences dans la définition des flux, ainsi que des incohérences entre les quantités de matières déclarées à l'entrée et à la sortie des différentes étapes du procédé. Ces limites ne permettent pas d'utiliser directement les données pour produire une estimation représentative et définitive de l'empreinte environnementale du cuir.

Le projet s'inscrit donc dans une démarche exploratoire et méthodologique. Il vise moins à établir une valeur absolue des impacts du tannage qu'à comprendre comment les décisions prises pour traiter des données primaires incomplètes ou incohérentes influencent les bilans massiques et, par conséquent, les résultats d'ACV.

2.1 Problématique

Dans une ACV fondée sur les données industrielles primaires, les erreurs ou les valeurs manquantes peuvent se propager à travers l'ensemble du modèle. Une masse mal renseignée, une donnée de surface absente ou un paramètre physique peu représentatif peut modifier les

quantités attribuées aux produits, aux coproduits et aux déchets. Ces modifications influencent ensuite les contributions environnementales calculées pour les différentes étapes du procédé.

La difficulté ne consiste donc pas uniquement à compléter les données manquantes, mais à déterminer dans quelle mesure les méthodes de correction retenues modifient les résultats et, si les corrections permettent d'améliorer la cohérence physique du modèle. Cette question est particulièrement importante pour le tannage du cuir, où les données peuvent être exprimées selon différentes bases, notamment la masse, la surface, l'épaisseur ou la densité surfacique.

La question de recherche retenue est la suivante :

Comment les choix méthodologiques adoptés pour traiter des données primaires incomplètes ou incohérentes influencent-ils les résultats de l'ACV du tannage du cuir, et quelles priorités de collecte de données peuvent être identifiées afin de réduire les incertitudes associées?

2.2 Objectif général

L'objectif général de cette étude est d'évaluer l'influence du traitement des données primaires sur la conservation de la masse et sur les résultats d'ACV exploratoire du procédé de tannage du cuir.

L'étude cherche ainsi à déterminer si les différentes approches de correction des données conduisent à des inventaires plus cohérents et dans quelle mesure les variations de quantités qui en résultent modifient les impacts environnementaux calculés.

2.3 Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques sont les suivants :

- évaluer la qualité des données primaires disponibles en examinant la cohérence et la complétude des bilans massiques des 15 tanneries, et en identifiant les flux de matières

et paramètres physiques présentant les principales incohérences ou susceptibles d'influencer les résultats.

- définir et comparer plusieurs approches de traitement des données incomplètes ou incohérentes.
- évaluer l'effet de ces approches sur la fermeture du bilan massique, à l'échelle des tanneries et des principales étapes du procédé.
- développer un modèle exploratoire d'ACV du tannage du cuir permettant de traduire les données primaires traitées en inventaire du cycle de vie, en intégrant les principaux flux de matières, d'eau et d'énergie ainsi que la gestion des coproduits, déchets solides et effluents.
- quantifier la propagation des choix méthodologiques de traitement des données dans les résultats d'ACV, en évaluant leur influence sur les impacts environnementaux calculés et sur l'identification des principaux contributeurs.
- identifier les données prioritaires pour les futures campagnes de collecte, sur la base de leur qualité, de leur influence sur les bilans massiques et de leur contribution à la variabilité ou à l'incertitude des résultats d'ACV.

2.4 Démarche générale de l'étude

La démarche repose sur deux niveaux d'analyse complémentaires.

Le premier niveau concerne le diagnostic des données des 15 tanneries, il vise à caractériser les principales incohérences observées dans les bilans massiques et à évaluer l'effet des différentes méthodes de traitement des données. Ce niveau constitue la base principale de l'analyse, puisqu'il permet d'identifier les problèmes récurrents dans l'ensemble du jeu de données.

Le deuxième niveau correspond à l'application de l'ACV à une tannerie sélectionnée. Cette application sert à illustrer la manière dont les modifications apportées aux données de bilan

massique se propagent dans les résultats environnementaux. Elle ne vise pas à représenter l'ensemble de l'industrie du tannage ni à fournir une empreinte environnementale moyenne du cuir. Elle constitue plutôt une démonstration de la sensibilité du modèle aux choix de traitement des données. Cette distinction entre le diagnostic réalisé sur les 15 tanneries et l'illustration approfondie réalisée sur une tannerie est la portée centrale de l'étude.

Quatre approches de traitement des données sont considérées. Elles reposent sur une structure d'inventaire similaire et intègrent les mêmes catégories de flux : matières et produits chimiques, eau, énergie, produits intermédiaires, coproduits, déchets solides et effluents. Les différences entre les approches concernent principalement les méthodes utilisées pour compléter ou corriger les données, ainsi que les quantités de matières calculées aux différentes étapes.

Les approches 1 et 2 sont principalement fondées sur les données originales. L'approche 3 introduit les données externes tirées de la bibliographie scientifique (J Buljan et al., 2000 ; Kanagy & Wallace, 1943). L'approche 4, quant à elle, est une étude statique visant principalement à observer l'influence des paramètres physiques sur la conservation de la masse. Elle est aussi une tentative d'amélioration de la cohérence des bilans. La comparaison de ces approches permet ainsi de suivre la propagation des choix méthodologiques, depuis le traitement des données jusqu'à l'ACV.

2.5 Portée et limites de l'étude

Cette étude ne cherche pas à produire une valeur universelle ou représentative de l'empreinte environnementale du cuir. La qualité et l'hétérogénéité des données disponibles ne permettent pas de soutenir une telle conclusion. Les résultats doivent être interprétés comme ceux d'une étude exploratoire portant sur la sensibilité du modèle aux traitements appliqués aux données primaires.

De même, l'étude ne vise pas à définir statistiquement les archétypes représentatifs de tanneries. Les installations peuvent être regroupées qualitativement selon les étapes qu'elles réalisent, mais l'établissement d'une typologie robuste nécessiterait des données plus complètes et plus homogènes.

Enfin, certaines décisions de modélisation, notamment la répartition de l'énergie entre les étapes, le choix des processus de substitution dans Ecoinvent, la gestion des coproduits et le traitement des données physiques manquantes, reposent sur les hypothèses documentées. Ces hypothèses font partie intégrante de l'analyse de sensibilité et doivent être prises en compte dans l'interprétation des résultats.

2.6 Structure de la suite du rapport

Le chapitre suivant présente la méthodologie employée pour préparer, vérifier et corriger les données, construire les bilans massiques et modéliser l'inventaire du cycle de vie. Les résultats des différentes approches sont ensuite comparés afin d'évaluer leur influence sur la conservation de la masse et sur les impacts environnementaux calculés. Cette étape conduit finalement à l'identification des paramètres les plus sensibles à la formulation des recommandations pour améliorer les futures collectes de données industrielles.

CHAPITRE 3

MÉTHODOLOGIE

3.1 Traitement des données d'usine

Les données industrielles reçues ont d'abord été examinées afin d'évaluer la cohérence et la complétude avant leur utilisation pour l'ACV. Cette étape repose principalement sur l'établissement de bilans de masse permettant d'identifier les valeurs manquantes, les incohérences entre les flux entrants et sortants ainsi que les paramètres physiques susceptibles d'influencer les résultats. Les différentes approches mises en œuvre pour traiter les données sont représentées dans la section suivante.

3.2 Approche de traitement des données d'usine

Les données reçues ont été lues et traitées. Les bilans de masses effectués ont montré de fortes incohérences dans les chiffres des données d'usine. Les principales lacunes ont été des valeurs extrêmes, mais surtout des valeurs manquantes. La démarche suivante a pour but d'aider à la compréhension des données reçues et la vérification de leurs fiabilités au moyen d'une approche visant à effectuer le bilan de masse du processus de tannage d'une part étape par étape, d'autre part pour la tannerie au complet, puis calculer les erreurs par rapport aux quantités de matières entrantes d'une part, et sortantes d'autre part. Pour des données parfaitement fiables, des erreurs égales à zéro sont attendues, traduisant ainsi l'égalité entre les matières entrantes et sortantes, donc une conservation de masse. Ces calculs sont effectués en base sèche pour éviter des biais dus à la variation de la teneur en eau entre les différentes matières.

3.2.1 Description des données reçues

Les données primaires utilisées dans cette étude proviennent de plusieurs fichiers transmis pour 15 tanneries. Elles décrivent les différentes étapes du procédé ainsi que les principaux flux de matière, les produits intermédiaires, les coproduits et certaines propriétés physiques du cuir. Les fichiers exploités et leur contenu sont présentés ci-dessous.

3.2.1.1 Fichiers reçus

Les fichiers au format .xlsx ont été reçus pour quinze tanneries, chacun contenant dix feuilles réparties comme suit :

- « *Content* » : cette feuille donne une description générale de la tannerie. Elle précise les étapes de transformation réalisées, ainsi que les produits commercialisés. Elle contient également plusieurs paramètres physiques, notamment les épaisseurs des matières Wet blue/wet white, Crust et Finished leather, ainsi que les masses et surfaces par feuilles de cuir associées à chacune de ces matières.
- « *1.Prod. – energy consumption* » : cette feuille présente la consommation énergétique annuelle de la tannerie ainsi que la répartition des différentes sources d'énergie.
- « *2.Natu. – resssouces & emissions* » : cette feuille présente les consommations annuelles de ressources ainsi que des émissions atmosphériques associées aux activités de la tannerie, notamment celles du dioxyde de carbone (CO₂) et du méthane (CH₄).
- « *3.Packaging material* » : cette feuille renseigne sur les quantités annuelles de matériaux et de consommables utilisées pour le conditionnement des produits.
- « *4.Tanning (Rawhide – wet skin)* » : cette feuille présente les quantités de matières premières (peaux) et de produits chimiques entrant dans l'étape de tannage « *Tanning* », ainsi que les flux de matières sortants correspondants.

- « *5.Retanning (Wet skin – Crust)* » : cette feuille fournit les quantités de matières premières et de produits chimiques entrants dans l'étape de retannage « Retanning » ainsi que le flux sortant associé.
- « *6.Finishing (Crust – Finished leather)* » : cette feuille fournit les quantités de matières et de produits chimiques consommées lors de l'étape de finition, ainsi que les flux de sortie correspondants.
- « *7.WasteWater treatment-internal* » : cette feuille présente la consommation énergétique liée au traitement interne des eaux usées au sein de la tannerie et les flux de produits chimiques entrants.
- « *8.WasteWater treatment-External* » : cette feuille renseigne sur la consommation énergétique associée au traitement externe des eaux usées provenant de la tannerie, la demande en chimique en oxygène (DCO ou COD en anglais) en milligramme par litre d'eau, la consommation énergétique en kWh par kg de DCO, ainsi que le volume d'eau sortant de la station de traitement.
- « *9.Solid waste treatment* » : cette feuille indique les quantités annuelles de boues et de déchets solides générées par la tannerie. Deux flux importants y sont mentionnés : les boues chargées en chrome et les boues sans chrome. Toutes deux ont 40 % de matière sèche et vont à l'incinération.

3.2.1.2 Les étapes du procédé de tannage selon les données originales

D'après les données reçues, le processus de tannage se déroule en trois étapes successives : le tannage, le retannage et la finition. Dans les données de cette étude et celles de la littérature, ces étapes sont respectivement identifiées par les appellations suivantes : « *tannin* », « *retanning* » et « *finishing* ».

- *tanning* ou tannage : l'intrant principal est le *rawhide* (la peau brute) et en sortie il y a du bleu/blanc humide identifié par « *Wet blue/wet white* »;
- *retanning* ou retannage : la matière d'entrée est le *wet blue/wet white* (bleu ou blanc humide), la sortie est la croûte, identifiée par « *crust* »;

- *finishing* ou la finition : c'est la dernière étape, elle permet de passer du *crust* (la croûte) au cuir fini, identifiée par « *finished leather* ».

Différents autres co-produits sont obtenus à chacune de ces étapes, comme l'illustre la Figure 3-1. Ces co-produits listés n'apparaissent pas nécessairement dans toutes les tanneries, d'autant plus que les tanneries ne font pas nécessairement toutes les étapes du processus.

Pour le bilan de masse, la tannerie a été considérée comme un système, avec des entrants (input) et des sortants (output). À chaque étape du processus de tannage, les matières sortantes sont soit des co-produits « By-products » et le produit fini « final product ». L'entrant est défini comme toute matière entrant dans le système en provenance de l'extérieur de ce dernier. Un sortant quant à lui est une matière qui sort du système. Un produit intermédiaire est une matière qui est produite par une étape du système, et dont la totalité de la quantité produite est transférée comme intrant à l'étape suivante. Le bilan de masse a été réalisé en base sèche, uniquement. La Figure 3-1 illustre les étapes du tannage telles que reçu.

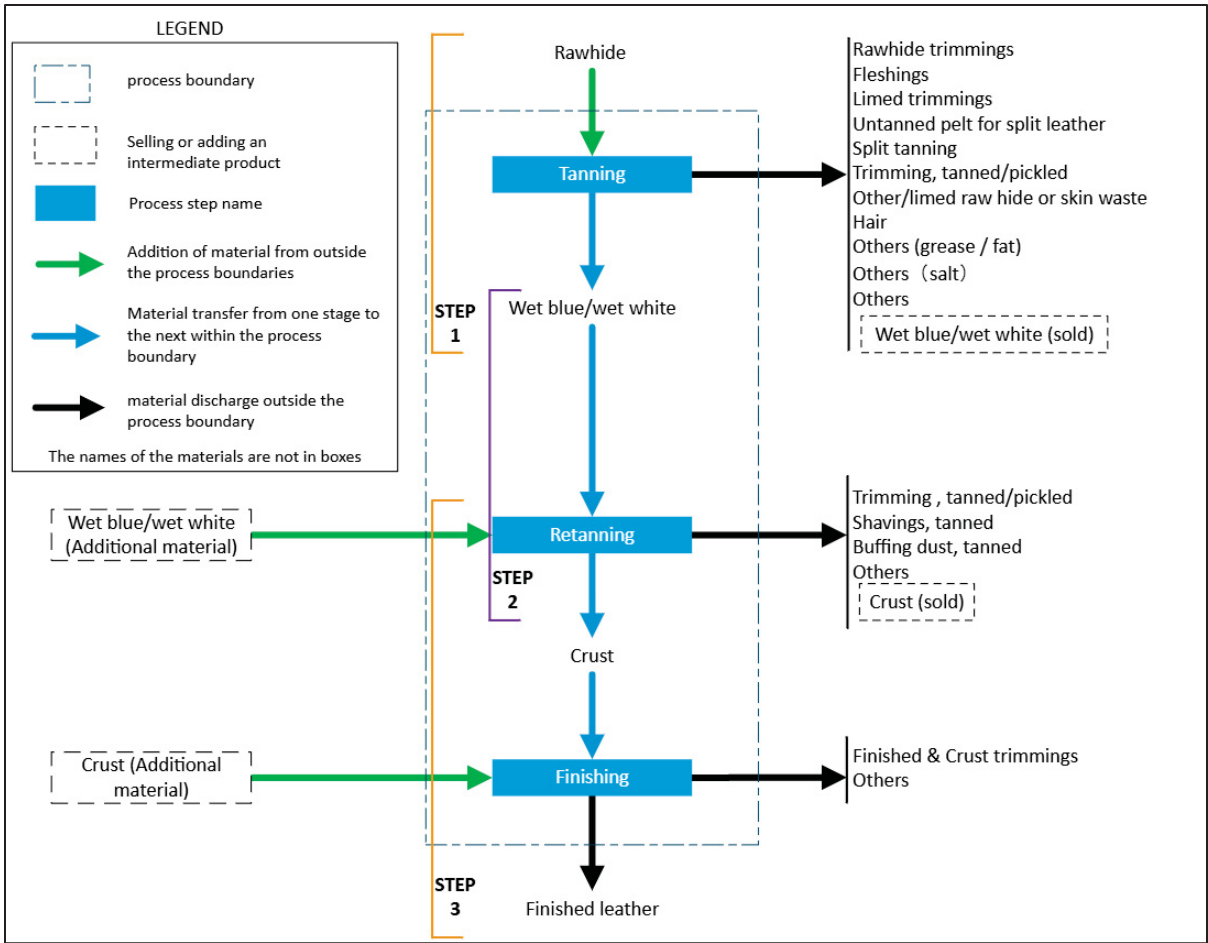


Figure 3-1 Schéma des étapes du processus de tannage tel que fourni dans les données brutes, illustrant les flux pris en compte pour les calculs des bilans de masse

En plus de ne pas effectuer les mêmes étapes, les tanneries ne vendent pas nécessairement les mêmes produits. Le Tableau 3-1 montre des étapes effectuées par chaque tannerie et les produits vendus.

Tableau 3-1 Les étapes effectuées et les produits vendu par chaque tannerie

Tanneries	Étapes effectuées	Intrant initial	Wet blue vendu ?	Crust vendu ?	Produit fini
1	Tanning, Retanning, Finishing	Rawhide	Pas vendu	Pas vendu	Finished leather
2	Tanning, Retanning, Finishing	Rawhide	Pas vendu	Vendu	Finished leather
3	Tanning, Retanning	Rawhide	Vendu	Vendu	Crust
4	Tanning, Retanning, Finishing	Rawhide	Pas vendu	Pas vendu	Finished leather
5	Tanning, Retanning, Finishing	Rawhide	Pas vendu	Pas vendu	Finished leather
6	Tanning, Retanning, Finishing	Rawhide	Pas vendu	Pas vendu	Finished leather
7	Finishing	Crust	Pas vendu	Pas vendu	Finished leather
8	Tanning, Retanning	Rawhide	Vendu	Vendu	Crust
9	Tanning, Retanning, Finishing	Rawhide	Pas vendu	Pas vendu	Finished leather
10	Tanning, Retanning	Rawhide	Vendu	Vendu	Crust
11	Tanning, Retanning, Finishing	Rawhide	Vendu	Vendu	Finished leather
12	Retanning, Finishing	Wet blue/wet white	Pas vendu	Pas vendu	Finished leather
13	Tanning, Retanning, Finishing	Rawhide	Pas vendu	Pas vendu	Finished leather
14	Tanning, Retanning, Finishing	Rawhide	Vendu	Vendu	Finished leather
15	Tanning, Retanning, Finishing	Rawhide	Pas vendu	Pas vendu	Finished leather

Le Tableau 3-2 montre des teneurs en eau des matières, telles que fournies dans les fichiers originaux

Tableau 3-2 Teneurs en eau tel que fournies dans les données originales

Matière	Teneur en eau (%)
Rawhide	50
Fleshings	72
Soaked	61
Limed	70
Limed split	77
Pickled	65
Tanned	45
Byproduct/waste of tanned	55
Fatliquored	69
Crust	15
Finished	11

Le passage en revue des fichiers de toutes les tanneries a permis de ressortir toutes les matières premières impliquées à titre d'entrant ou sortant dans le processus de tannage selon les différentes étapes. Le Tableau 3-3 montre la liste des matières entrantes et sortantes des installations.

Tableau 3-3 Liste des matières entrantes et sortantes du le processus de tannage

Matières déclarées	Type	Étape
Rawhide	Intrant	Tannage
Rawhide trimmings	Extrant	Tannage
Fleshings	Extrant	Tannage
Limed trimmings	Extrant	Tannage
Untanned pelt for split leather	Extrant	Tannage
Other/limed raw hide or skin waste	Extrant	Tannage
Hair	Extrant	Tannage
Others (grease)	Extrant	Tannage
Others (salt)	Extrant	Tannage
Wet blue/wet white	Intermédiaire Intrant/extrant	Tannage
Split tanning	Extrant	Tannage
Trimming, tanned/pickled	Extrant	Tannage
Crust	Intermédiaire Intrant/extrant t	Retannage
Trimming , tanned/pickled	Extrant	Retannage
Shavings, tanned	Extrant	Retannage
Buffing dust, tanned	Extrant	Retannage
Finished leather	Extrant	Finition

Matières déclarées	Type	Étape
Finished & Crust trimmings	Extrant	Finition
Others	Extrant	Finition

Tous les bilans de masse ont été effectués en base sèche. Pour le faire, seules les données des feuilles « *Content* », « *4.Tanning (Rawhide-wet skin)* », « *5.Retanning (Wet skin-Crust)* » et « *6.Finishing (Crust-Finished leather)* » ont été exploitées.

Quatre approches ont été utilisées pour vérifier la fiabilité des données à travers le bilan de masse. Pour chacune d'elles, les erreurs sur l'entrée et la sortie des tanneries, et de chacune des étapes ont été calculées selon les équations suivantes :

$$Error_{output}(\%) = \frac{Mass\ output(kg) - Mass\ input(kg)}{Mass\ output(kg)} * 100 \quad (3.1)$$

$$Error_{input}(\%) = \frac{Mass\ input(kg) - Mass\ output(kg)}{Mass\ input(kg)} * 100 \quad (3.2)$$

Dans les données originales, l'unité de référence pour exprimer la quantité de matières entrant ou sortant des processus est la tonne (t), sauf celles de wet blue/wet white, Split leather, crust, finished leather dont les quantités sont exprimées en m². La nécessité d'effectuer le bilan de masse sur une base d'unité commune a motivé la conversion de toutes les unités de surface (m²) et de masse (t) en kilogramme (kg). La division de la masse par peau (kg/hide) par la valeur de la surface par peau (m²/hide) a permis de calculer le facteur de conversion C_f exprimé en kg/m². Ce facteur a servi de multiplicateur pour convertir les unités de surface (m²) en unité de masse (kg). Les masses par peau et surface par peau ont, pour certaines tanneries, été données dans les fichiers originaux. Pour les tanneries dont les données étaient manquantes, le facteur de conversion a été remplacé par la moyenne des valeurs déjà calculées.

$$C_f \left(\frac{kg}{m^2} \right) = \frac{Masse\ par\ duille\ de\ matière \left(\frac{kg}{hide} \right)}{Surface\ par\ feuille\ de\ matière \left(\frac{m^2}{hide} \right)} \quad (3.3)$$

Pour passer du mètre carré au kilogramme, chaque valeur a été multipliée par le coefficient de conversion correspondant.

$$M(kg) = A(m^2) * Cf \left(\frac{kg}{m^2} \right) \quad (3.4)$$

Où « M » représente la masse recherchée en kilogramme, « A » représente la surface de matière en mètre carré et Cf est le facteur de conversion.

Pour une conservation de masse, ces erreurs sont nulles, traduisant une égalité entre les quantités des matières entrantes et sortantes. Une marge de +/-10 % est appliquée de façon arbitraire pour qualifier les bilans massiques de bon ou mauvais.

3.2.2 Approche 1 : bilan de masse avec les données originales brutes

Cette première approche vise à calculer le bilan de masse avec les valeurs fournies dans les données originales. Elle intègre tout de même un choix sur l'attribution des humidités entre les matières. Par exemple, l'humidité des peaux brutes est fixée à 50 % au lieu de 29 %, car cette valeur a été changée par les fournisseurs des données.

La teneur en eau n'a pas été donnée pour toutes ces matières. Afin de la compléter, un lien a été établi entre la liste des matières et celle dont les valeurs de la teneur en eau ont été données. Par exemple, la teneur en eau telle que fournie pour la matière « Tanned » a été attribuée à toutes les matières dont le nom contient « Tanned ». Une humidité nulle a été attribuée pour les matières telles que « Other (Salt) », « Other (grease) », « Others » et « Hair ». Le Tableau 3-4 montre les teneurs en eau utilisées pour le bilan de masse dans l'approche 1. Ce tableau est réalisé à partir des données du Tableau 3-2.

Tableau 3-4 Teneurs en eau utilisées pour le bilan de masse, approche 1

Item	Matière	Humidités (provenant des fichiers des tanneries)	Fraction de matière sèche
Buffing dust, tanned	Tanned	45 %	55 %
Crust	Crust	15 %	85 %
Finished & Crust trimmings	Finished	11 %	89 %
Finished leather	Finished	11 %	89 %
Fleshings	Fleshings	72 %	28 %
Limed trimmings	Limed	82 %	18 %
Other/limed raw hide or skin waste	Limed	82 %	18 %
Rawhide trimmings	Rawhide	50 %	50 %
Rawhide	Rawhide	50 %	50 %
Shavings, tanned	Tanned	45 %	55 %
Split tanning	Tanned	45 %	55 %
Untanned pelt for split leather	Tanned	45 %	55 %
Wet blue/wet white	Tanned	45 %	55 %
Hair	Tanned	45 %	55 %
Trimming, tanned/pickled	Tanned	45 %	55 %
Trimming , tanned/pickled	Tanned	45 %	55 %
Others (salt)	-	Non déclaré	100 %
Others (grease)	-	Non déclaré	100 %
Others	-	Non déclaré	100 %

Le bilan de masse a été calculé afin de tester la conservation de masse.

3.2.3 Approche 2 : Correction des valeurs manquantes

Cette Une deuxième approche a permis d'effectuer les premières modifications sur les données originales. Ici, les valeurs manquantes sont calculées. La méthode de correction diffère selon le type de valeur, qu'il s'agisse de la quantité d'une matière produite ou des paramètres physiques tels que la masse ou surface par unité de peau à tanner.

3.2.3.1 complétion des surfaces manquantes

Le Tableau 3-5 montre les valeurs des matières Wet blue/wet white, crust et finished leather telles que reçues dans les fichiers originaux. Les cases où figurent le symbole tiret « - » sont celles dont les valeurs sont supposées exister, mais ne sont pas donnés. En revanche, les cases

avec « N/A » sont celles où la matière n'intervient pas car la tannerie n'effectue pas l'étape concernée.

Tableau 3-5 Quantité de matières principales pour chaque tannerie

Entrée/sortie	Tannage		Retannage		Finition	
	Intrant	Extrant	Intrant	Extrant	Intrant	Extrant
Tanneries	Rawhide (t)	Wet blue/wet white (m ²)	Wet blue/wet white (m ²)	Crust (m ²)	Crust (m ²)	Finished leather (m ²)
1	2,11*10 ⁴	4,90*10 ⁶	5,29*10 ⁶	5,29*10 ⁶	5,29*10 ⁶	4,90*10 ⁶
2	8,40*10 ³	1,40*10 ⁶	1,40*10 ⁶	1,60*10 ⁶	-	1,50*10 ⁶
3	1,19*10 ⁴	4,22*10 ⁶	1,19*10 ⁶	1,22*10 ⁶	N/A	N/A
4	1,59*10 ³	2,87*10 ⁵	2,85*10 ⁵	2,44*10 ⁵	2,44*10 ⁵	2,39*10 ⁵
5	1,85*10 ²	3,32*10 ⁴	3,32*10 ⁴	2,83*10 ⁴	2,83*10 ⁴	2,77*10 ⁴
6	3,06*10 ⁴	2,49*10 ⁵	2,49*10 ⁵	2,12*10 ⁵	2,12*10 ⁵	2,08*10 ⁵
7	N/A	N/A	N/A	N/A	5,43*10 ⁶	5,17*10 ⁶
8	6,00*10 ⁴	1,30*10 ⁷	2,00*10 ⁶	1,80*10 ⁶	N/A	N/A
9	6,93*10 ³	-	-	-	-	1,36*10 ⁶
10	2,20*10 ⁴	2,22*10 ⁶	2,22*10 ⁶	-	N/A	N/A
11	2,66*10 ⁴	3,32*10 ⁶	-	2,66*10 ⁵	-	5,83*10 ⁵
12	NA	N/A	8,30*10 ⁵	8,30*10 ⁵	8,30*10 ⁵	8,39*10 ⁵
13	8,00*10 ²	-	1,40*10 ⁶	-	1,40*10 ⁶	1,40*10 ⁶
14	2,84*10 ⁴	-	-	2,00*10 ⁶	2,00*10 ⁶	2,96*10 ⁶
15	1,93*10 ⁴	-	2,56*10 ⁶	-	2,81*10 ⁶	2,81*10 ⁶

Afin de compléter ces données manquantes, deux relations ont été établies entre les matières entrantes et sortantes des étapes *retanning* et *finishing*. Pour chacune de ces étapes, le ratio entre la surface sortante et celle entrante a été calculé. L'étape *tanning* n'a pas été prise en compte car pour le faire, il aurait fallu soit convertir les surfaces en masses pour les étapes *tanning* et *retanning*, soit la masse de la peau salée (*rawhide*) en surface afin d'avoir toutes les variables à la même unité. L'exclusion de cette étape s'est présentée comme une approche juste pour travailler avec les données brutes et éviter les conversions d'unité qui auraient probablement influencé la fiabilité des résultats. Les relations sont les suivantes :

- La première relation est celle entre Crust et wet blue/wet white, pour l'étape *retanning*. Le ratio est calculé en divisant la surface de crust par celle de wet blue/wet white, pour chacune des tanneries où ces valeurs sont disponibles. L'équation est la suivante :

$$rd_{Retanning}(\%) = \frac{Crust(m^2)}{Wet\ blue\ wet\ white(m^2)} * 100 \quad (3.5)$$

- La deuxième relation est celle entre Crust (l'entrant) et finished leather (sortant) pour l'étape *finishing*. Elle est donnée avec la relation suivante :

$$rd_{Finishing}(\%) = \frac{Finished\ leather(m^2)}{Crust(m^2)} * 100 \quad (3.6)$$

Où $rd_{Finishing}$ est le rendement surfacique pour l'étape *finishing*.

Ces rendements ont été calculés pour toutes les tanneries où les données le permettaient. La moyenne des rendements a été calculée pour chaque étape. Connaissant une valeur (celle de l'entrée ou de la sortie), ces moyennes ont permis de calculer les valeurs manquantes. Pour les tanneries 9, 13, 14 et 15, cette relation s'est avérée insuffisante en raison du manque de données à l'étape *tanning* qui a été exclu, ou l'absence des valeurs entrantes et sortantes comme c'est le cas pour la tannerie 9. Face à cette situation, le Tableau 3-1 a été utilisé comme référence afin de savoir quels sont les matières vendues par la tannerie. Le principe veut que si une tannerie ne vend pas une matière, la quantité connue de cette matière à une étape donnée peut être reportée à une autre étape sans risque d'erreur. Si la tannerie vend quand même la matière, comme c'est le cas pour la tannerie 14 avec le wetblue/wet white, la valeur est tout de même reportée, mais en soulignant que cela peut être une source d'erreur.

3.2.3.2 Correction des facteurs de conversion, ou masses surfaciques (kg/m²)

Pour calculer les quantités des matières entrantes et sortantes de chaque tannerie, les unités doivent au préalable être standardisées. Toutes les quantités ont été converties en kilogrammes afin de pouvoir calculer la part de matière sèche de chaque matière.

Le passage des tonnes en kilogramme se fait en multipliant la valeur en tonne par le facteur 1000, tandis que la conversion des mètres carrés en kilogramme requiert la multiplication des surfaces par un facteur de conversion à déterminer au préalable. Il est exprimé en kg/m². Pour la majorité des tanneries, ce facteur a été calculé grâce aux formules de la section 3.2.1.2.

Dans le Tableau 3-6, il est possible d'observer que les facteurs de conversion de finished leather ne peuvent être calculés pour les tanneries 11, 12 et 14. La même observation est faite pour les matières Crust et Wet blue/wet white. Le terme « N/A » signifie que le finished leather n'intervient pas dans la tannerie en raison de l'inexistence de l'étape *finishing*.

Tableau 3-6 Paramètres physiques pour le Finished leather, pour les 15 tanneries

Tanneries	Masse surfacique (kg/m ²)	Masse par feuille (kg/hide)	Surface par feuille (m ² /hide)
T1	-	3,60	4,90
T2	-	7,20	5,10
T3	N/A	N/A	N/A
T4	0,870	-	4
T5	0,870	-	4,30
T6	0,870	-	4,30
T7	-	5,50	4,80
T8	N/A	N/A	N/A
T9	-	5,30	4,70
T10	N/A	N/A	N/A
T11	-	-	-
T12	-	-	-
T13	-	3,75	4,65
T14	-	-	-
T15	-	4,00	5,11

Ces valeurs manquantes ont été complétées par la moyenne des facteurs de conversion connus. Ces deux méthodes de correction sont les modifications majeures apportées pour effectuer le deuxième bilan de masse.

3.2.4 Approche 3 : correction des données avec des informations externes, basées sur la littérature

Cette approche a consisté à chercher de l'information hors du cadre. Les données utilisées ici proviennent de trois sources d'information :

- les données originales ;
- les informations acquises à la suite d'échanges avec une partie prenante experte en tannage du cuir ;
- les données publiées dans la littérature traitant du tannage du cuir ; en l'occurrence les travaux de (J Buljan et al., 2000 ; Kanagy & Wallace, 1943) ;

Ces corrections des données ont permis de modifier les paramètres physiques en se référant au schéma logique de la Figure 3-2. Pour résumer, la stratégie a consisté à remplacer les paramètres physiques par ceux publiés dans la littérature si les valeurs existent, sinon suivre la logique de notre partie prenante experte. Les principaux paramètres physiques modifiés totalement ou en partie sont :

- les teneurs en eau de toutes les matières ;
- les épaisseurs, densités et masses surfaciques des matières crust, finished leather ;
- les épaisseurs, densités et masses surfaciques (kg/m²) de wet blue/wet white ;
- la masse surfacique de la matière Split leather.

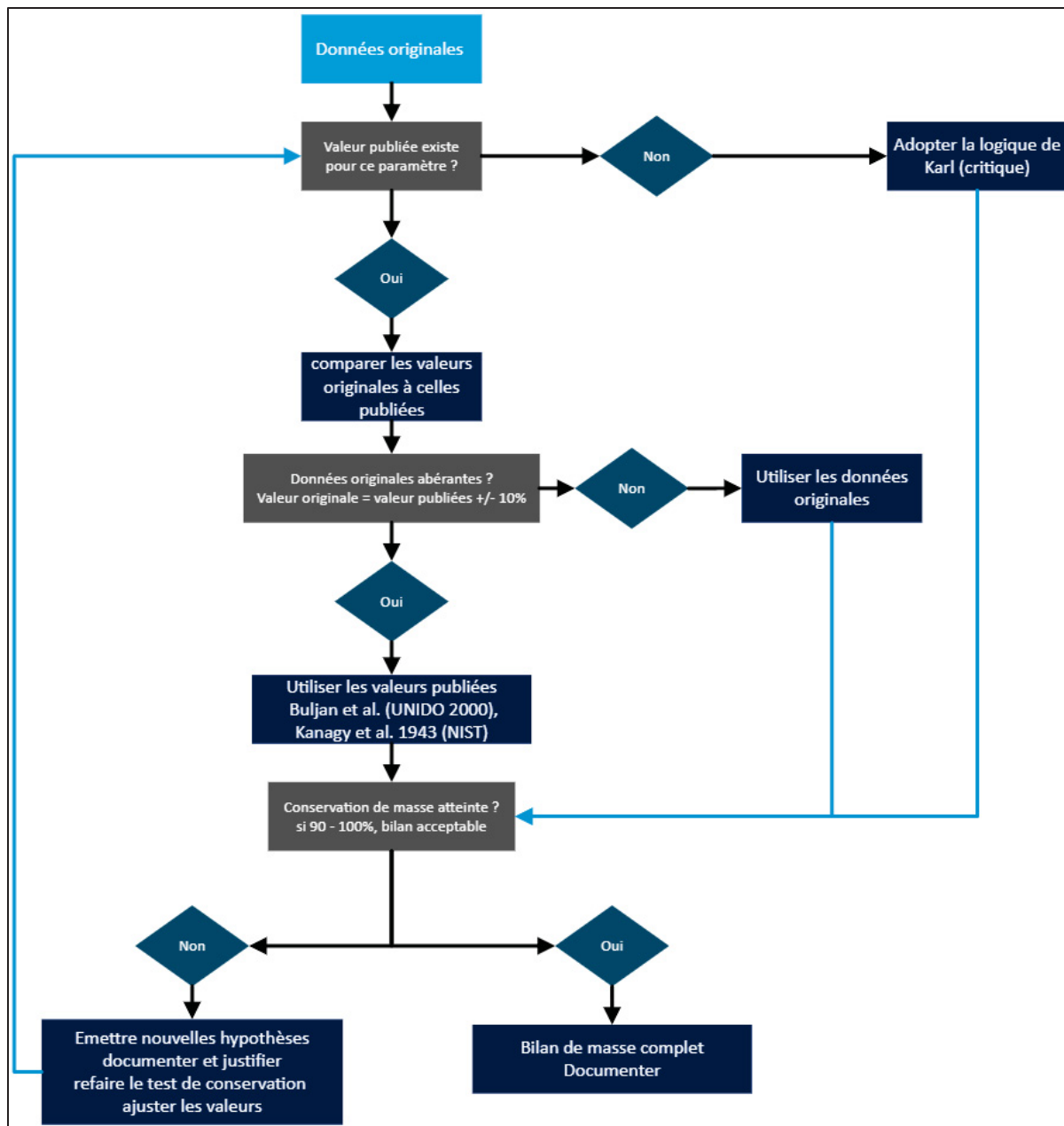


Figure 3-2 Schéma logique de la méthode de sélection des valeurs des paramètres physiques influençant le bilan de masse

3.2.4.1 Révision des étapes du tannage du cuir

La consultation d'une partie prenante experte en tannage du cuir a permis d'établir que la première étape du procédé appelé « Tannin » dans les données originales est en réalité un ensemble de deux étapes distinctes et toutes deux importantes. Ces étapes sont :

Le travail de rivière ou « *Beamhouse* » : étape durant laquelle la peau brute est débarrassée des corps étrangers, des agents conservateurs, des poils, restes de graisses et chairs. Ceux-ci ne sont pas importants pour la suite du processus. Ceci est fait dans le but de préparer la matrice collagénique à recevoir l'agent tannant pendant l'étape suivante.

Le tannage ou « *tanning* » : pendant cette étape, la peau préparée est traitée à l'agent tannant, dans le but de former des liens entre fibres de collagène et initier la transformation des peaux putrescibles en matériaux beaucoup plus résistants, qui, à la suite des étapes de retannage (*retanning*) et finition (*finishing*), donnera le cuir prêt pour la consommation.

Le retannage (*Retanning*) et la finition (*Finishing*) sont donc la troisième et la quatrième étape pour cette approche.

En observant les co-produits tels que « *Untanned pert for split leather* » ou « *Rawhide trimmings* », il est possible de constater que l'étape appelée « *Tanning* » dans les fichiers originaux est en réalité la combinaison de l'étape *Beamhouse* et de la véritable étape « *tanning* ». Pour suivre l'hypothèse de la partie prenante, il a été supposé que la matière nommée « *Rawhide* » dans les fichiers originaux est en réalité la matière « *Limed hide* », produit principal de l'étape *beamhouse*. La peau brute, quant à elle, est « *Green rawhide* », dont l'appellation « *Rawhide* » sera maintenue pour le bilan de masse. La Figure 3-3 est une illustration des étapes du processus de tannage qui tient compte des hypothèses susmentionnées.

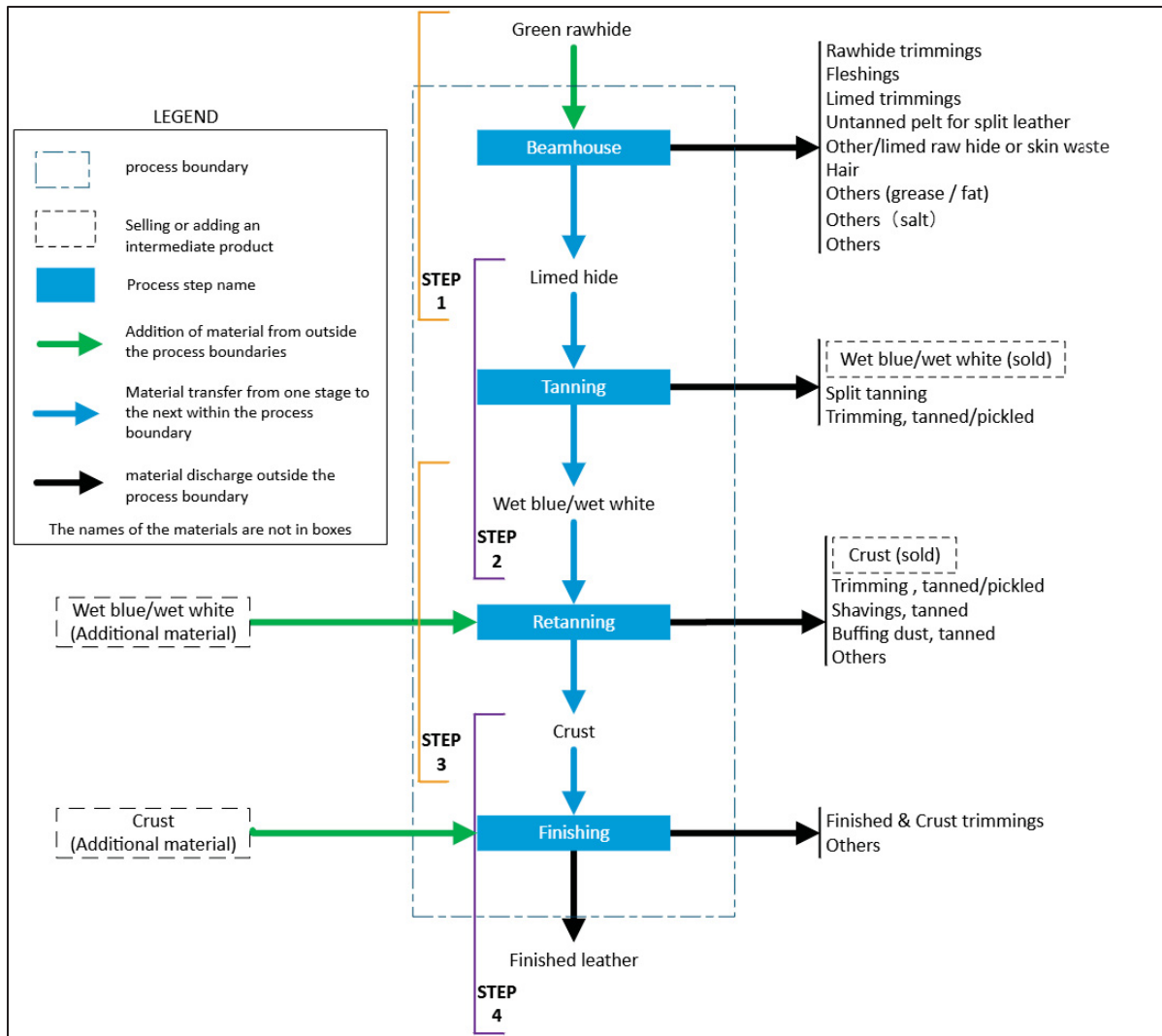


Figure 3-3 Schéma simplifié du processus de tannage à quatre étapes

Afin de trouver la valeur de la matière « Green rawhide » ou Rawhide, il a été supposé une conservation de masse en base sèche sur l'étape *Beamhouse*. Autrement dit, la masse sèche de la matière entrante « Green rawhide » est égale à la somme des masses sèches des matières sortantes de la même étape.

$$Masse\ sèche_{rawhide(kg)} = \sum masses\ sèches_{extrants_beamhouse(kg)} \quad (3.7)$$

Vu la nécessité d'exploiter les teneurs en matières sèches des matières, il s'est avéré important de se pencher sur la recherche des teneurs en eau.

3.2.4.2 Les teneurs en eau des matières

Les teneurs en eau sont très importantes pour un bilan de masse en base sèche, car la masse sèche est inversement proportionnelle à la teneur en eau de la matière. Les teneurs en eau des approches précédentes avaient été attribuées aux matières de façon arbitraire. Dans cette approche, il a été question d'identifier des valeurs de référence dans la littérature scientifique. Les teneurs en eau pour chacune des matières intervenant dans le bilan de masse sont illustrées à l'ANNEXE I. Sur la base de ces données, la conversion des unités de surfaces en unité de masse, en trouvant une meilleure façon de déterminer les facteurs de conversion.

3.2.4.3 Les masses surfaciques / facteurs de conversion

Par définition, la masse surfacique est la masse d'un mètre carré d'une matière. Il se trouve que la masse surfacique est un paramètre physique qui peut être exprimée en fonction de la densité et l'épaisseur de la matière concernées par l'expression :

$$Cf_{matière} \left(\frac{kg}{m^2} \right) = \left(100 * 100 * \left(\frac{e_{matière(mm)}}{10} \right) \right) * \frac{d_{matière(g/cm^3)}}{1000} \quad (3.8)$$

Où Cf est le facteur de conversion ou masse surfacique exprimé en kg/m^2 ,

$e_{matière}$ est l'épaisseur de la matière pour laquelle Cf est calculée. Elle est exprimée en millimètre (mm)

$d_{matière}$ est la densité de la matière pour laquelle Cf est calculée. Elle est exprimée en gramme par centimètre cube (g/cm^3).

Faute d'avoir les masses surfaciques déjà disponibles, elles ont pu être calculées à partir des épaisseurs et des densités des matières, dont les valeurs publiées dans la littérature ou données

dans les fichiers originaux. Une fois de plus, la prise de décision a été faite selon le schéma logique de la Figure 3-2.

Pour la suite des calculs, il a été supposé que les mêmes paramètres physiques de Crust et Finished leather sont sensiblement égaux, et pourraient donc être considérés identiques. Les paramètres physiques influençant les masses surfaciques ont donc été abrégés comme suit :

- épaisseurs de Crust et de Finished leather abrégé $e_{c/fl}$;
- densité de Crust et finished leather, abrégé $d_{c/fl}$;
- épaisseur de wet blue/wet white abrégé C_{wb} ;
- densité de wet blue/wet white, abrégée d_{wb} .

Le bilan de masse a été réalisé avec les valeurs du Tableau 3-7. Le fendage du cuir (*Splitting*) permet d'obtenir deux couches de cuir : le grain leather (partie haute ou « wet grain ») ici considéré comme wet blue/wet white avec une masse surfacique de 1,9 kg/m², et le split leather (partie basse) avec une masse surfacique de 1,47 kg/m² (J Buljan et al., 2000).

Tableau 3-7 Valeurs des facteurs de conversions utilisés pour effectuer le bilan de masse :
approche 3

Matière	Abréviati on	Intervalles publiés	Valeurs utilisées	Masse surfactive	Référence
Crust et finished leather	$e_{c/fl}$	1,20 - 1,8 mm	1,80 mm	1,44 kg/m ²	Buljan (UNIDO) 2000
	$d_{c/fl}$	0,57 – 0,94 g/cm ³	0,80 g/cm ³		Kanagy (NIST), 1943
Wet blue/wet white	e_{wb}	Nom publiée	Nom publiée	1,90kg/m ²	Buljan (UNIDO) 2000
	d_{wb}	Nom publiée	Nom publiée	-	-
Split leather		Nom publiée	Nom publiée	1,47 kg/m ²	Buljan (UNIDO) 2000

Les bilans de masse pour chacune des tanneries ont été calculés en prenant en compte chacune de ces modifications.

3.2.5 Approche 4 : correction des données par analyse statistique

Dans cette approche, la question de la viabilité des données d'usine a été abordée différemment. Une étude statistique a servi à évaluer l'influence des paramètres physiques sur les indicateurs des conservations de masse : les erreurs sur les bilans de masse des tanneries et des étapes.

La méthode statistique utilisée est celle des plans d'expériences, notamment, le plan de surface de réponse, modèle de Box Behnken. Le choix de ce plan est fondé sur son efficacité à estimer les facteurs d'un modèle quadratique avec un minimum d'essais expérimentaux (Minitab, 2026).

3.2.5.1 Variables d'entrée

Les variables d'entrée sont les paramètres physiques mentionnés dans le Tableau 3-7. Le but de cette étude a été de trouver les valeurs qui vont minimiser les erreurs sur les bilans de masse. Les teneurs en eau n'ont pas été prises comme variables d'entrée car elles sont fixes pour toutes les tanneries. Bien que sur le plan pratique et physique il soit difficile, voire quasiment impossible d'avoir des teneurs en eau identiques pour les mêmes matières sur plusieurs sites géographiquement éloignés qui utilisent des méthodes de tannage différentes, cette supposition a été maintenue en raison du manque de données et est reconnue comme une limite importante de cette étude. Le Tableau 3-8 montre les variables d'entrée avec les niveaux hauts et bas. Les variables d'entrée sont :

- l'épaisseur de Crust et finished leather ($e_{c/fl}$),
- l'épaisseur de Wet blue/wet white (e_{wb}),
- la densité de Finished leather et Crust ($d_{c/fl}$),
- la densité de Wet blue/wet white (d_{wb}).

Tableau 3-8 Variables d'entrée pour le plan de surface de réponse

Paramètre	Abréviation	Code	Borne basse (Min)	Borne haute (Max)	Référence
Épaisseur Crust/finished leather	e_c/fl	A	1,10 mm	1,80 mm	Min = données originales; max=Buljan (UNIDO) 2000
Densité Crust/Finished leather	d_c/fl	C	0,570g/cm ³	1,19 g/cm ³	Min = Kanagy (NIST), 1943; max = données originales
Épaisseur Wet blue/wet white	e_wb	B	0,950 mm	2,00 mm	Données originales
Densité Wet blue/wet white	d_wb	D	1,14 g/cm ³	2,00 g/cm ³	Données originales et Cf=1,90 (Buljan et al. UNIDO 2000)

La démarche d'obtention de ces valeurs est détaillée de la manière suivante :

Les données de base pour les calculs sont les intervalles publiés dans la littérature. Lorsqu'il existe des valeurs des données originales supérieures ou inférieures à l'un de ces extremums, la valeur de l'extremum de la littérature est remplacée par celle des données originales.

Pour le cas de Wet blue/wet white particulièrement, les épaisseurs et densités n'ont pas été trouvées parmi les valeurs publiées. Le maximum et le minimum des épaisseurs des fichiers originaux ont donc été considérés pour chacune des tanneries. Les densités, quant à elles, ont été calculées grâce à la relation entre l'épaisseur, la densité et la masse surfacique.

3.2.5.2 Réponses à exprimer

Les variables étant connues, il a été question de définir les réponses. La réponse de base est l'erreur sur la sortie pour les bilans de masse de chaque tannerie. Il s'agit d'un choix arbitraire entre les erreurs calculées pour les bilans de masse, en fonction des entrées ou des sorties. Pour limiter le nombre de réponses, les tanneries ont été regroupées par « *clusters* » et la moyenne quadratique de chaque cluster a été calculée et considérée comme réponse pour le plan d'expérience. La moyenne quadratique est calculée avec la relation suivante :

$$RMSE(\%) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Err_i(\%))^2}{N}} \quad (3.9)$$

Où N est le nombre de tannerie pour lesquelles la moyenne quadratique est calculée, Err_i est l'erreur du bilan de masse sur la sortie pour la tannerie i, i allant de 1 à 15.

Pour établir les clusters les rendements des étapes *retanning* et *finishing* ont été calculés, suivi des distances entre les différents rendements. Les tanneries les plus proches ont été regroupées ensemble. Ceci a permis d'obtenir 9 réponses réparties dans le Tableau 3-9. Les tanneries ont été regroupées selon leur similarité de leur séquence de production et leur rendement. Par exemple, un calcul des distances a été effectué entre les tanneries 3, 8 et 10 qui effectuent les étapes *tanning* et *retanning*, mais pas l'étape *finishing*. Les autres distances ont été calculées uniquement entre les tanneries qui effectuent toutes les étapes du procédé. Les installations présentant une configuration unique ont été traitées comme des groupes individuels, à l'instar de la tannerie 7 qui n'effectue que l'étape *finishing*. La tannerie 12, qui réalise les étapes de retannage et de finition sans effectuer le tannage, aurait dû constituer une réponse individuelle. Elle n'a toutefois pas été intégrée comme cluster distinct lors de la construction des réponses, en raison d'une omission involontaire. Elle demeurera néanmoins incluse dans la réponse globale RMSE_G, calculée pour les 15 tanneries.

Tableau 3-9 Réponses du plan d'expérience

Réponses	Groupe de tanneries	
RMSE_G	Tannerie T1 à T15	
RMSE_1	Cluster 1	T1, T2
RMSE_2	Cluster 2	T3
RMSE_3	Cluster 3	T4, T5, T6
RMSE_4	Cluster 4	T7
RMSE_5	Cluster 5	T8, T10
RMSE_6	Cluster 6	T9, T11
RMSE_7	Cluster 7	T13, T15
RMSE_8	Cluster 8	T14

La tannerie 12 est incluse dans RMSE_G, mais ne fait pas l'objet d'une réponse individuelle. Compte tenu de sa configuration particulière, une réponse supplémentaire RMSE_9 aurait pu lui être associée, comme ça a été le cas avec la tannerie 7, mais cette option a été mise de côté afin d'observer comment la fermeture des bilans de masse réagit aux paramètres physiques pour les réponses RMSE_3, RMSE_4 et RMSE_8, représentées par les tanneries 3, 7 et 14.

Cela étant fait, le plan de surface de réponse a été créé avec le logiciel Statgraphics 19. 27 expériences à réaliser ont été générées et effectuées. Les résultats de ces expériences ont été reportés dans Statgraphics. Une analyse statistique et un essai d'optimisation visant à minimiser les réponses ont été effectués.

3.3 Analyse du cycle de vie du tannage du cuir pour la tannerie 1

Afin d'avoir un aperçu de l'impact de la correction des données sur l'empreinte environnementale, une ACV préliminaire a été effectuée pour la tannerie 1, avec les quantités des matières obtenues à chacune des approches de correction 1 à 4.

3.3.1 Portée de l'étude : Objectif et champ de l'étude, unité fonctionnelle, limite du système

Objectif et champs de l'étude

La présente étude est une ACV exploratoire qui a pour but d'observer les données d'usine des tanneries, d'évaluer l'influence des différentes méthodes de traitement des données de production sur les résultats de l'ACV du procédé de tannage du cuir. Cette étude vise donc à comparer les approches de réconciliation des bilans de masses appliquées à un même ensemble de données afin de déterminer dans quelle mesure les variations des flux de matières affectent les impacts environnementaux calculés.

Ce travail est destiné aux équipes de recherche, à la communauté scientifique et éventuellement aux industriels. Il trouve son importance dans divers champs d'application, tels que : l'analyse

méthodologique, l'évaluation de la sensibilité des résultats d'ACV à la qualité des données ainsi que le soutien au développement d'une méthodologie de modélisation du tannage du cuir.

Définition et fonction du système

Le tannage du cuir est un procédé vieux de plusieurs siècles, dont le but est de changer les propriétés physiques de la peau (épaisseur, résistance à l'eau, résistance à la chaleur, biodégradabilité, etc.), pour passer d'une matière animale putrescible à un matériau durable dont l'usage est important dans les domaines de la maroquinerie, de l'automobile, et bien plus encore. Le tannage tel que connu aujourd'hui se déroule en plusieurs étapes et implique plusieurs matières chimiques (voir la section 1.1). Le système étudié dans ce mémoire se focalise sur la transformation des peaux brutes en cuir fini, avec la production de produits secondaires.

Unité fonctionnelle

Dans le cadre de cette ACV, l'unité fonctionnelle (UF) choisie est 1 kg de matière finale produite. Il est donc question d'adapter l'unité fonctionnelle selon le périmètre étudié. Si l'étude implique la tannerie au complet ou uniquement l'étape de finition, l'unité fonctionnelle de base est 1 kg de cuir fini, mais les impacts seront aussi calculés pour 1 m² de cuir fini afin d'observer l'influence de ce paramètre. Dans la littérature, il est récurrent d'avoir 1 m² de cuir fini comme unité fonctionnelle (Rosa-Giglio et al., 2018 ; Yang et al., 2021). Le choix de l'unité fonctionnelle est fait par rapport au bilan de masse, où les surfaces de cuir, ainsi que toutes les quantités des matières entrant dans le procédé de tannage ont été converties en kg de matières nécessaires à sa production, ou obtenues en parallèle.

Frontières du système

Le système étudié a été délimité entre l'entrée de la peau brute (*Rawhide*) et la sortie du cuir fini (Finished leather), incluant les produits chimiques, l'eau, l'énergie consommée et d'autres consommables nécessaires aux opérations, mais aussi le traitement des eaux usées de la tannerie. Les étapes du processus, soit *tanning*, *retanning* et *finishing*, sont considérées comme

des sous-systèmes ou procédés unitaires, bornés entre l'entrée d'une matière première (brute ou intermédiaires) et l'obtention d'un produit (intermédiaire ou fini). Le traitement des effluents est cependant traité comme un sous-système indépendant des autres avec ses propres flux entrants et sortants, mais ses impacts sont additionnés à ceux de la tannerie. Tous les coproduits obtenus à chaque étape du processus font partie du système. La Figure 1-2 illustre cette délimitation du périmètre de l'étude.

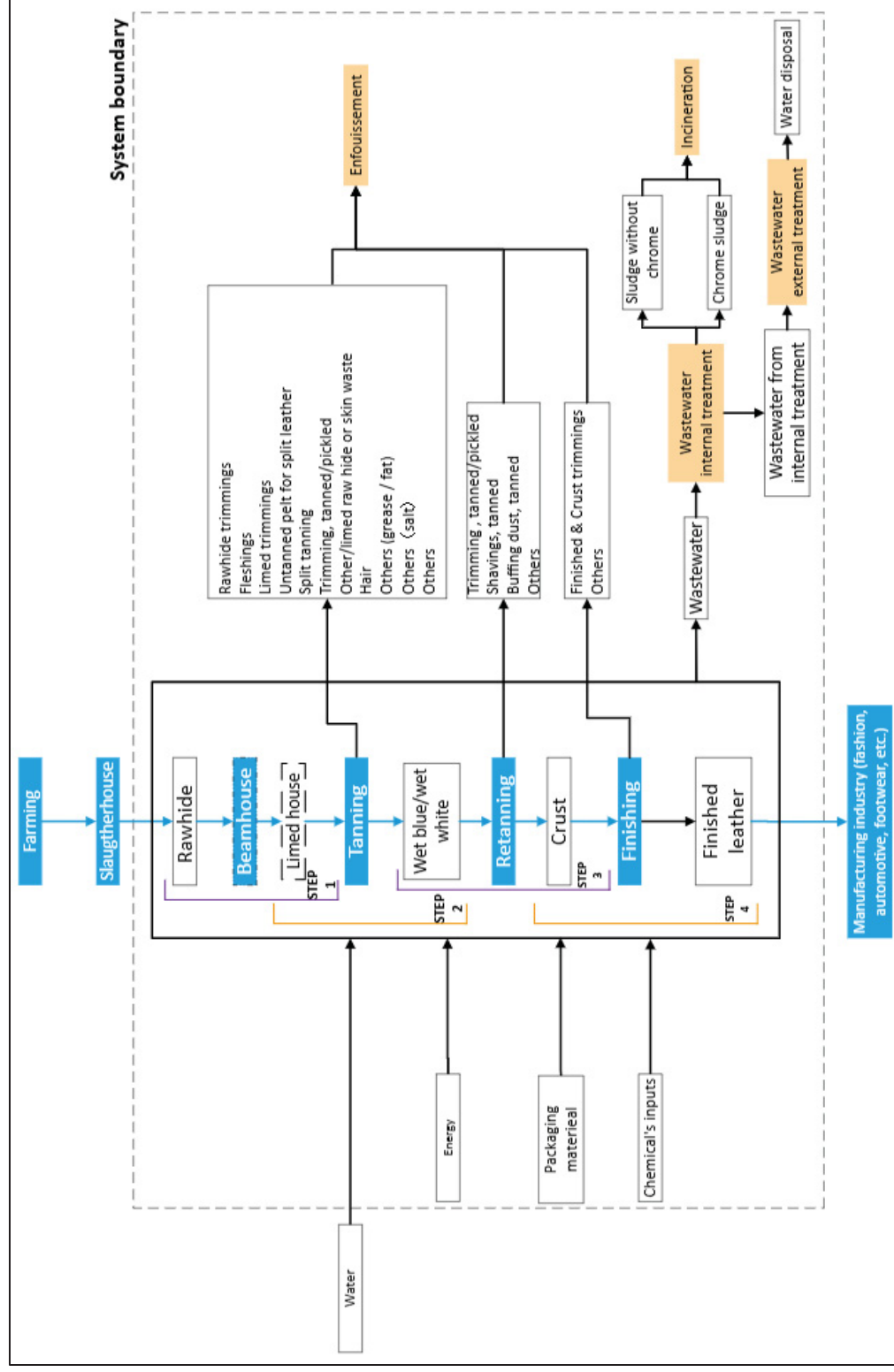


Figure 3-4 Périètre du système du modèle initial, avec enfouissement des coproduits

Ce modèle se focalise sur la transformation de la peau brute en cuir fini. De ce fait, les éléments suivants sont exclus du système : l'élevage des bovins, le processus d'abattage des bovins, les infrastructures, les équipements industriels, l'utilisation du cuir ainsi que sa fin de vie.

3.3.1.1 Type d'ACV

Cette étude est effectuée selon une approche d'analyse du cycle de vie attributionnelle (ACV-A). Il est question d'évaluer les impacts environnementaux pour les différentes approches de modification des données afin d'apprécier à quel point cette épreinte environnementale peut être attribuée aux paramètres clés, soit la consommation énergétique, le traitement des eaux usées, la consommation des consommables de conditionnement, la consommation de l'eau de procédé et les produits chimiques nécessaires pour les opérations.

3.3.1.2 Scénarios et hypothèses principales

Dans ce travail d'ACV, quatre principaux scénarios sont modélisés, chacun correspondant à l'une des approches de traitement des données abordées aux sections 3.2.2, 3.2.3, 3.2.4 et 3.2.5. Ces approches de conciliation sont les suivantes :

- approche 1 : Exploitation des données d'usine telles que fournies
- approche 2 : Correction des valeurs manquantes basée exclusivement sur les données fournies
- approche 3 : correction des données fournies basée sur les données de la littérature (J Buljan et al., 2000 ; Kanagy & Wallace, 1943).
- approche 4 : Exploitation des données fournies et celles de l'approche 3 pour construire un modèle statistique.

La modélisation de chacun de ces scénarios a été effectuée suivant plusieurs hypothèses :

- les quantités de produits chimiques sont identiques dans tous les scénarios.

- pour les scénarios 3 et 4 les quantités de produits chimiques de l'étape « *Tanning* » telles que fournies dans les fichiers originaux ont été réparties de moitié entre les étapes du travail de rivière (*beamhouse*) et du tannage (*tanning*).
- les matières utilisées dans la modélisation, excluant les intrants chimiques, sont en base sèche.
- tous les co-produits non réutilisés dans le processus sont considérés comme des déchets destinés à l'enfouissement.

3.3.1.3 Limitations du système

La principale limite de ce travail est qu'il n'est pas représentatif de l'empreinte environnementale complète du cuir. Des paramètres n'ont pas été pris en compte, à savoir. Les processus d'élevage des bovins « farming » et le processus d'abattage. De ce fait, les résultats de cette ACV représentent uniquement l'influence des variations des flux de matières issues des différentes méthodes de traitement des données, ainsi que des flux d'eau, d'énergie et du traitement des eaux usées. Bien que cette étude soit en réalité sectorielle comme plus d'une de la littérature (Tasca & Puccini, 2019 ; Yang et al., 2021), elle ne permet pas de conclure sur :

- les impacts absolus du tannage,
- les impacts réels sur une tannerie industrielle,
- la performance environnementale du cuir par rapport à d'autres matériaux.

3.3.1.4 Question de recherche

Compte tenu du contexte de cette ACV, la question de recherche qui s'impose est la suivante : « Dans quelle mesure les différentes méthodes de traitement de données d'usine influencent-elles les résultats d'analyse du cycle de vie d'un procédé de tannage du cuir lorsque seules les quantités de matières solides varient entre les scénarios ? ». Il ne s'agit pas ici d'une question différente de celle annoncée à la section 2.1, mais une déclinaison de celle-ci.

3.3.2 Inventaire du cycle de vie

L'inventaire du cycle de vie (ICV) est le socle sur lequel la modélisation du procédé de tannage et l'analyse des impacts environnementaux ont été effectuées. Les outils utilisés pour cette modélisation sont :

- le logiciel OpenLCA 2.6.1,
- la base de données Ecoinvent_3.7_cutoff_unit_regionalized_20201005,
- la base de données Warm_v16_openlca_database_Mar2022,
- la méthode IMPACT World+ Midpoint v2.2.1

La raison d'être de cette section est de présenter les hypothèses de modélisation qui sont impliquées dans le choix des flux et des processus pour la construction d'un modèle du procédé de tannage du cuir dans OpenLCA. La principale base de données utilisée est Ecoinvent 3.7 Cutoff_Unit_regionalized. Ce choix s'explique par la disponibilité des flux et processus nécessaires pour la modélisation du système désiré.

Pour cette étude les données des tanneries ont été exploitées selon les hypothèses suivantes :

Les quantités des matières solides (peau salée, produits intermédiaires, coproduits et déchets) intervenant dans le processus sont toutes quantifiées en kilogramme de matière sèche.

Pour chaque étape de fabrication, les coproduits autres que le produit principal du sous-système sont considérés comme des déchets destinés à l'enfouissement. Cette hypothèse fait l'objet d'une analyse de sensibilité à la section 3.3.3.

Modélisation du processus d'enfouissement

L'enfouissement des coproduits a été modélisé à l'aide du processus « P_Beef, landfilling » issu de la base de données WARM (U.S. Environmental Protection Agency, 2023), puis reproduit dans la base de données utilisée avec Ecoinvent 3.7 afin de l'intégrer au modèle

d'ACV du tannage du cuir. Ce processus constitue une approximation, puisqu'il représente l'enfouissement de matière bovine et non spécifiquement celui des différents coproduits du tannage. Bien que ceux-ci soient d'origine animale, leur composition et leur biodégradabilité peuvent différer sensiblement de celle de la viande, notamment en raison des transformations subies au cours du procédé et de la présence de substances chimiques telles que le chrome.

Le processus WARM comprend également un crédit environnemental associé à la récupération d'une partie du méthane produit en décharge et à sa conversion en électricité, correspondant à 79,07 kWh d'électricité évitée par *sh tn* de matière enfouie. Cette valeur a été conservée telle quelle dans le modèle. Toutefois, le processus ne permet pas de représenter les différentes pratiques de captage du biogaz et ce crédit pourrait surestimer le bénéfice associé à certains coproduits du tannage, en particulier ceux dont la matière organique est moins biodégradable après traitement.

Pour les approches 3 et 4, l'étape *tanning* des données originales a été divisée en deux étapes : *beamhouse* et *tanning*. Les quantités d'intrants chimiques ont été réparties de moitié entre chaque sous-processus.

Dans les fichiers reçus, les intrants chimiques sont désignés par leur nom industriel, or, ces appellations n'existent pas dans Ecoinvent 3.7 pour la majorité d'entre elles. Les proxys correspondants à certains intrants chimiques ont été trouvés ; d'autres ont été exclus de la modélisation en raison de l'incertitude liée au *proxy*, ou flux auquel ils auraient pu correspondre dans Ecoinvent. Cette exclusion s'explique par le but visé par ce travail, qui n'est pas de faire un état des impacts environnementaux de la tannerie, mais d'exposer l'influence des quantités de produit obtenues sur les résultats d'impact. L'ANNEXE I. donne les détails sur les intrants chimiques et les proxys utilisés pour la conception du modèle ACV sur OpenLCA avec la base de données Ecoinvent.

Le chrome utilisé comme agent tannant a été ajouté à la base de données. Ce flux a été créé à partir des données originales. Les détails sur les quantités, les fournisseurs et les flux choisis sont donnés à ANNEXE I..

Pour les approches 1 et 2, le procédé de tannage a été conçu en trois grandes étapes : Le tannage, le retannage et la finition (*tannin, retanning et Finishing*). L'étape du travail de rivière, ou *beamhouse*, a été ajoutée pour les approches 3 et 4. Les données d'inventaires ont donc été choisies pour chacune de ces étapes. Un processus d'enfouissement a été créé dans le but de servir de destination des co-produits. Il s'agit du processus « P_Beef, landfilling », créé à l'aide de la base de données « warm_v16_openlca_database_Mar2022 » (US EPA, 2026).

Les flux entrants du processus d'enfouissement sont :

- « Transport, freight, light commercial vehicle » : il représente le processus de transport des déchets à enfouir.
- « Diesel, burned in building machine » : représente la machinerie nécessaire pour effectuer la manutention des déchets sur le site d'enfouissement

En sortie de ce processus, les flux « *Carbon, organic, in soil or biomass stock* » et « *Methane, non-fossil* » sont les flux élémentaires obtenus. Le flux de sortie « *electricity, high voltage* » est l'électricité produite par la récupération et l'exploitation des gaz d'enfouissement, en l'occurrence le méthane, représenté ici par « *Methane, non-fossil* ». Ce processus est construit sur la base de celui existant dans la base de données WARM (US EPA, 2026), et sert de Provider pour les flux de déchet que sont les co-produits de la tannerie.

Pour la conception du système sur OpenLCA, il a été nécessaire de suivre une démarche singulière pour exploiter les données de consommation de l'eau et de l'énergie, ainsi que la gestion des effluents.

3.3.2.1 Données d'inventaire de la consommation d'eau

Les données originales font mention d'une consommation annuelle en eau de 563 000 à répartir entre les différents processus. D'après (Jakov Buljan & Král', 2019), les demandes en eau pour les étapes de travail de rivière, tannage, retannage et finition seraient respectivement de l'ordre de 68 %, 8 %, 22 % et 3 % de la demande globale en eau de la tannerie. La masse volumique de l'eau est supposée égale à 1 t/m^3 .

3.3.2.2 Données d'inventaire et hypothèses sur traitement des eaux usées de la tannerie

D'après les données reçues, les effluents de la tannerie subissent deux traitements, l'un à l'interne et l'autre en dehors de la tannerie. Une analyse de la littérature (Black et al., 2013) et les composés chimiques utilisés tels que l'hydroxyde de calcium (chaux) et le sulfate de fer, permettent d'émettre l'hypothèse selon laquelle le traitement à l'interne est un traitement physico-chimique (coagulation, floculation, dégrillage, etc.). Les données sur la demande chimique en oxygène (COD) du traitement externe laissent croire qu'il s'agit d'un traitement chimique ou biologique, et fait suite au traitement à l'interne. Deux processus de traitement ont été modélisés dans OpenLCA pour le traitement des eaux usées. L'un pour le traitement à l'interne et l'autre pour le traitement hors de la tannerie. Dans cette section, la masse volumique de l'eau est supposée égale à 1 t/m^3 , ou 1 kg/L : $\rho_{eau} = 1 \text{ t/m}^3 = 1 \text{ kg/L}$. La production de cette eau usée a été répartie entre les étapes du processus en suivant le même principe que celui de la consommation de l'eau de procédé tel que décrit à la section 3.3.2.1.

Traitement des eaux usées - interne

Le traitement à l'interne est considéré comme antécédent au traitement externe. À partir d'un volume d'eau usée, il permet d'obtenir le volume d'eau destinée au traitement externe, ainsi que deux types de boue : l'une chargée en chrome et l'autre sans chrome, toutes deux contenant 40 % de matières sèches. Chacune de ces boues est vouée à être incinérée. Les boues chargées en chrome sont traitées comme des déchets dangereux, d'où le choix du flux « hazardous

waste, for incineration » pour la désigner. La boue sans chrome quant à elle est assimilée à une boue municipale, avec pour *proxy* : « raw sewage sludge ». Par ailleurs, il est supposé que la totalité du volume d'eau de procédé soit transformée en eau usée destinée au traitement en station d'épuration. La différence de teneur en eau entre les peaux salées et le cuir fini, qui peut atteindre 38 % (J Buljan et al., 2000). Cette variation de teneur en eau pourrait agir comme tampon pour compenser l'eau perdue par évaporation lors des opérations de chauffage des bains et de séchage. De plus, une pratique courante pour mesurer l'eau de procédé serait de se référer au volume d'eau traité dans la station d'épuration de la tannerie (Jakov Buljan & Král', 2019). Une tannerie idéale rejette environ 12 m³ d'eau par tonne de peau salée, mais dans un contexte plus réaliste, le volume d'eau usée rejeté varie entre 19 et 28 m³ par tonne de peau salée (Jakov Buljan & Král', 2019). Pour un volume d'eau de 5,63 E5 m³ et une masse de peaux salées de 2,11 E4 t, le ratio d'eau usée produit est de 26,71 m³ par tonne de peau salée ; valeur qui se situe dans l'intervalle proposé par Buljan et al. (2019). Pour ces raisons, il n'est pas improbable que le volume d'eau usée sortant de la tannerie soit sensiblement égal à celui consommé par cette dernière. Ces hypothèses sont formulées en raison du manque d'information sur la nature des traitements, la composition des eaux entrantes et sortantes ou d'autres informations complémentaires qui auraient pu permettre de mieux cerner la gestion des eaux usées de la tannerie. Le Tableau 3-10 montre les données décrivant le premier traitement des eaux usées.

Tableau 3-10 Données du traitement de l'eau usée à l'interne

Flux	Unité	Quantités
Wastewater = Freshwater	m ³	5,63*10 ⁵
Energy	kWh	2,11*10 ⁶
Calcium hydroxyd (Lime)	kg	4,08*10 ²
Fe-sulphate	kg	2,18*10 ²

La consommation énergétique associée au système interne de traitement des eaux usées a été déclarée séparément de la consommation totale d'énergie de la tannerie. Cette distinction permet d'éviter l'attribution de l'énergie du traitement environnemental aux étapes de fabrication du cuir. Le traitement des effluents de la tannerie peut comprendre des opérations

mécaniques et physico-chimiques telles que le tamisage, le pompage, la coagulation-floculation, la précipitation et la gestion des boues (Black et al., 2013 ; Jakov Buljan & Král', 2019). Ces opérations nécessitent généralement des équipements électromécaniques, notamment des pompes, des mélangeurs, des systèmes de dosage, les dispositifs de séparation des solides et des équipements d'extraction ou de déshydratation des boues (Tchobanoglous, 2019). En l'absence d'information sur le vecteur d'énergie utilisée par la station interne, la consommation déclarée a été modélisée sous forme d'électricité. Cette hypothèse est considérée comme représentative d'un système de traitement interne, bien qu'elle introduise une incertitude liée à l'absence de données sur les équipements réels. Le marché de l'électricité moyenne tension (« *electricity, medium voltage* ») a été utilisé comme *proxy* pour l'approvisionnement en électricité, faute d'information sur le niveau de raccordement de la station.

Par ailleurs, les boues sont considérées comme des flux sortants du traitement des effluents à l'interne. Les boues sans chrome ont été modélisées en utilisant le flux Ecoinvent « *Sewage sludge* » (Boues d'épuration) comme approximation, car aucun flux de boue spécifique au tannage n'était disponible. Les boues contenant du chrome ont été modélisées séparément en utilisant le flux « *Hazardous sludge* » (matière dangereuse) en raison de la présence de chrome et des préoccupations environnementales spécifiques liées à son traitement thermique. Le choix de ces flux est un écart délibéré par rapport à l'hypothèse selon laquelle tous les déchets de la tannerie vont à l'enfouissement. Cet écart est justifié par le complément d'information de données originale ; Il y est clairement mentionné que les deux boues sont incinérées. Ces flux de boues ont été traités comme des déchets issus du processus interne de traitement des eaux usées liées à des fournisseurs d'incinération.

En somme, le traitement interne est un ensemble d'opérations qui a le même volume que celui de l'eau de procédé comme entrée, et en sortie il y a les boues et l'eau qui sert au traitement externe. Le calcul du ratio entre le volume d'eau entrant et la somme des volumes d'eaux sortants (volume d'eau destinée au traitement externe et volume d'eau contenu dans les boues)

montre que 98 % du volume d'eau entrant se retrouve en sortie. La littérature ne fournit pas de taux universel de fermeture du bilan hydrique pour les systèmes de traitement des effluents de tannerie. Toutefois, elle indique que le volume d'eau usée généré est généralement proche du volume d'eau usée utilisée. Le taux de récupération hydrique de 98% obtenu dans cette étude est donc considéré comme plausible. L'écart résiduel de 2 % peut être associé aux pertes par évaporation, aux pertes opérationnelles, ainsi qu'aux incertitudes de mesure.

Traitement des eaux usées - externe

Le traitement externe a été modélisé comme un traitement municipal des eaux usées recevant les effluents prétraités de la tannerie. La consommation énergétique a été calculée à partir d'une concentration de DCO de 300 mg/L d'eau entrante et d'une intensité énergétique de 0,833 kWh par kilogramme de DCO. Pour une charge de 0,300 kg DCO/m³, la consommation énergétique absolue est de 0,250 kWh/m³. En l'absence de données relatives à la qualité de l'effluent final, au rendement d'élimination de la DCO, à la production de boues biologiques et aux émissions résiduelles, ces paramètres n'ont pas été quantifiés. Les hypothèses sur la consommation énergétique sont les mêmes que celles du traitement interne.

3.3.2.3 Données d'inventaire des consommations d'énergie

Tel qu'abordé à la section 1.2.2, l'énergie est un paramètre des plus importants dans une industrie. D'après les données originales, la consommation énergétique de la tannerie 1 provient de quatre principales sources à savoir :

- l'électricité (100 % issue des ressources renouvelables) ; exprimée en kWh.
- le Diesel ; exprimé en kg.
- la vapeur externe ; exprimée en tonne (t).
- l'énergie solaire ; exprimée en kWh.

En l'absence de mesures énergétiques par ateliers ou par équipements, une approche fondée sur les opérations unitaires a été retenue. Cette approche consiste à attribuer chaque vecteur

énergétique aux opérations susceptibles de le consommer, puis à agréger ces opérations au niveau des grandes étapes du procédé. Une telle approche constitue une méthode de substitution couramment employée lorsque seules des données agrégées sont disponibles, conformément aux principes de transparence et de représentativité recommandés par les normes ISO 14040 et ISO 14044.

Trois étapes ont été nécessaires pour répartir la consommation énergétique sur chacune des étapes du processus de fabrication du cuir. Les étapes ont consisté à : regrouper les opérations de la production en fonction de chacune des étapes où elles apparaissent, puis, il a été question d'identifier le type d'énergie utilisé pour alimenter les équipements intervenants dans chacune des opérations susmentionnées. Enfin, une matrice d'allocation est créée pour illustrer la part d'énergie consommée pour chaque source d'énergie identifiée dans la tannerie. Ces parts d'énergie tiennent compte des opérations effectuées à chaque étape, des équipements que pourraient nécessiter ces opérations, et de l'énergie nécessaire pour faire fonctionner ces équipements.

Étape 1 : Identification des opérations unitaires

Tel que vu à la section 1.1.4, le procédé de tannage est effectué en plusieurs opérations réparties en étapes, dont le nombre et la description diffèrent selon les industries et les sources bibliographiques. Dans le contexte de cette étude, les opérations d'usine sont réparties entre les principales étapes qui sont *beamhouse* ou travail de rivière, *tanning* ou tannage, *retanning* ou retannage et *finishing* ou finition. Selon (Black et al., 2013), l'attribution des opérations à chacune de ces étapes est celle du Tableau 3-11.

Tableau 3-11 Répartition des opérations de la tannerie entre les étapes clés

Étapes du procédé	Opérations incluses
Travail de rivière	Trempage, Épilage/chaulage, écharnage, fendage, déchaulage, confitage enzymatique
Tannage	Picklage, tannage, basification, essorage/mise au vent, dérayage/rasage
Retannage	Neutralisation, retannage, teinture, engraissement, égouttage / déshydratation, conditionnement, séchage physique du cuir après teinture et graissage.

Étapes du procédé	Opérations incluses
Finition	Finition mécanique, enduction / application d'un revêtement, pulvérisation, séchage et réticulation des revêtements appliqués en surface, pressage, grainage, ponçage

Étape 2 : identification des équipements nécessaires et des vecteurs énergétiques

Pour chacune des opérations suscitées, il est important de connaître le type d'énergie qui lui est nécessaire et son allocation. Ces informations sont répertoriées dans le Tableau 3-12. Ce dernier a été élaboré dans le cadre de cette étude à partir de la description des opérations du procédé (Black et al., 2013) et des usages énergétiques rapportés par (Jakov Buljan & Král', 2019).

Tableau 3-12 Liste des opérations de la tannerie et des types d'énergie demandées

Opérations	Types d'énergie	Étapes concernées	Allocation énergétique
Rotation du tambour / cuves de traitement humide	Électricité	Travail de rivière Tannage Retannage	Alloué principalement aux étapes humides
Pompes / circulation de liquide	Électricité	Travail de rivière Tannage Retannage	Alloué aux étapes humides
Compressed air	Électricité	Principalement la finition, certaines opérations humides	Alloué principalement à la finition
Déshydratation mécanique / auto-épannage	Électricité	Tannage Retannage	Allouer au tannage/retannage
Shaving	Électricité	Tannage	Allouer au bronzage
Fûts de retannage/teinture/engraissage	Électricité + chaleur thermique	Retannage	Allouer à la recoloration
Eau chaude / bains chauffés	Solaire, bois, diesel si thermique	Travail de rivière Tannage Retannage	Allouer principalement au retannage et au bronzage
Séchage du cuir	Solaire, bois, diesel si thermique ; un peu d'électricité	Retannage / finition	Allocation thermique majeure
Lignes de finition / revêtement par pulvérisation	Electricity	Finition	Allouer à la finition
Polissage, meulage, pressage, gaufrage	Electricity	Finition / Retannage	Allouer à la finition et au retannage
Séchage du cuir et chauffage des bains	Diesel	Toutes les étapes	Allouer en tant qu'auxiliaire au niveau du site, de préférence par débit massique ou également

Étape 3: identification des vecteurs énergétiques

Les facteurs d'allocation présentés au Tableau 3-13 ne sont pas directement disponibles dans la littérature. Ils ont été établis dans cette étude à partir des opérations identifiées, des équipements associés et du secteur énergétique principalement mobilisés pour leur fonctionnement.

En l'absence d'information primaire sur l'usage réel du diesel dans la tannerie, celui-ci a été supposé alimenter les chaudières destinées à produire de l'énergie thermique pour le procédé. Le diesel a donc été traité comme un vecteur thermique, au même titre que la vapeur externe utilisée sur le site. Sa consommation a été répartie entre les principales étapes du procédé selon les besoins thermiques associés aux bains chauffés, à la production de l'eau chaude et au séchage du cuir.

Ainsi, 10 % de la consommation de diesel a été attribuée à l'étape de travail de rivière, 20 % au tannage, 50 % au retannage et 20 % à la finition. La part dominante affectée au *retanning* s'explique par l'importance des opérations de retannage, de teinture et surtout le séchage réalisé à cette étape. Une fraction supplémentaire a été attribuée à l'étape de finition afin de tenir compte du séchage et de la polymérisation des couches de finition (Black et al., 2013 ; Brugnoli, 2012). Les parts les plus faibles affectées au beamhouse et *tanning* reflètent principalement le besoin en eau chaude et en bain chauffé associé à certaines opérations humides.

Cette répartition constitue une hypothèse de modélisation fondée sur les usages thermiques généralement rapportés dans les tanneries. Elle demeure soumise à une incertitude en raison de l'absence de données mesurées par atelier ou par équipement.

Tableau 3-13 coefficient d'allocation des flux énergétiques entre les étapes du procédé de tannage

Flux d'énergie	Travail de rivière	Tannage	Retannage	Finition	Utilisation
Électricité, 100 % renouvelable	25 %	25 %	30 %	20 %	Tambours, pompes, opérations mécaniques, air comprimé et équipements de finition
Énergie solaire, utilisée en interne	10 %	20%	50 %	20 %	Traité comme énergie thermique utile pour l'eau chaude, les bains chauffés et/ou le séchage
Vapeur externe	10 %	20 %	50 %	20 %	Énergie thermique principalement utilisée pour les bains chauffés et le séchage, en particulier dans le retannage/post-tannage
Diesel	10 %	20 %	50 %	20 %	Utilisez-le uniquement si le diesel est principalement destiné à être utilisée comme énergie thermique pour chauffer les bains et sécher les matières

Les consommations énergétiques primaires représentent les quantités d'énergie effectivement achetées ou reçues par la tannerie. Ces valeurs incluent à la fois l'énergie délivrée aux opérations et les pertes associées à la conversion, à la distribution et à l'utilisation de l'énergie. Les pertes énergétiques n'ont donc pas été retranchées de l'inventaire, puisqu'elles contribuent aux impacts environnementaux du système.

La littérature confirme que les pertes thermiques des équipements, des bâtiments et des réseaux de distribution influencent la consommation énergétique des tanneries. Leur importance dépend toutefois des rendements des chaudières, de l'isolation, de la configuration du réseau, du climat et des technologies de séchage. En l'absence de mesure propre au site, aucun taux générique de pertes n'a été imposé afin d'éviter l'introduction d'une hypothèse non vérifiable (Black et al., 2013 ; Jakov Buljan & Král', 2019).

3.3.2.4 Synthèse sur l'inventaire du cycle de vie

Dans cette étude exploratoire de l'analyse du cycle de vie du procédé de tannage, quatre approches de modélisation ont été considérées. Celles-ci correspondent aux différents traitements appliqués préalablement aux données d'inventaire.

Les approches 1 à 4 reposent sur une structure d'inventaire similaire. Les mêmes catégories de flux entrants et sortants sont prises en compte d'une approche à l'autre, notamment les produits chimiques consommés, les consommations d'énergie et d'eau, la gestion des coproduits, ainsi que le traitement des effluents et des boues. Du point de vue de la modélisation, les quatre approches utilisent donc la même liste de flux. Les principales différences concernent les quantités de matière et de coproduits calculées en sortie des différentes étapes, comme présenté dans la section 3.1, consacrée au bilan de masse. Ces variations résultent des méthodes de correction et de traitement appliquées aux données originales.

Ainsi, l'inventaire du cycle de vie demeure globalement identique pour les 4 approches sur le plan de sa structure, mais les quantités associées à certains flux varient d'une approche à l'autre. Il convient toutefois de préciser que dans les approches 1 et 2, l'étape *beamhouse*, ou travail de rivière, n'est pas présentée dans la modélisation. L'empreinte environnementale est calculée grâce à la méthode IMPACT World+ Midpoint v2.2.1, et les résultats d'impact pour l'indicateur « changement climatique court terme » ou « Climate change short term » en anglais, sont extraits. Les détails sur les flux, les quantités et les fournisseurs pour chaque étape et chaque approche sont donnés à l'ANNEXE I.

3.3.3 Analyse de sensibilité relative à la gestion des coproduit

Dans le modèle initial, tous les coproduits issus du procédé de tannage étaient modélisés comme des déchets envoyés au processus d'enfouissement « P_Beef, landfilling ». Cette hypothèse de modélisation avait été retenue en l'absence d'informations détaillées sur le

devenir des coproduits et permettait d'intégrer, de manière uniforme dans les quatre approches, une étape de gestion en fin de procédé plutôt que d'omettre complètement les impacts potentiellement associés à ces flux. Elle conduisait toutefois à attribuer à la tannerie les impacts environnementaux associés au transport et à l'enfouissement de l'ensemble des coproduits, indépendamment de leur devenir réel.

Or, les données originales indiquent que plusieurs de ces matières peuvent être vendues, stockées ou valorisées plutôt qu'éliminées par enfouissement. Une analyse de sensibilité a donc été réalisée conformément au principe d'allocation « *cut-off* » afin d'évaluer l'influence de cette hypothèse sur les résultats d'ACV. Dans le scénario alternatif, les coproduits sont maintenus comme flux sortants du système, mais leurs connexions au processus d'enfouissement sont supprimées. Les impacts associés à leur gestion après leur sortie de la tannerie ne sont ainsi plus attribués au système étudié. La comparaison des deux scénarios permet d'évaluer la part des résultats qui dépend directement de l'hypothèse initiale d'enfouissement.

3.3.3.1 Principe de la méthode

Les coproduits vendus ou valorisés quittent les frontières du système au point de séparation, comme l'illustre la Figure 3-5. Les impacts ultérieurs associés au transport et au recyclage ne sont plus attribués à la tannerie

3.3.3.2 Modifications apportées au modèle

Le Tableau 3-14 montre l'ensemble des coproduits dont les quantités ont été déclarées dans les données originales. Seuls les flux explicitement identifiés comme « Déchet » / « *Disposal waste* » ou « Déchet enfoui » / « *Landfilled waste* » ont conservé un processus d'enfouissement. Dans le contexte actuel, tous ces flux ont donc été exclus du système. En

comparaison à la Figure 3-4, la Figure 3-5 illustre le nouveau périmètre, où les coproduits ne sont pas envoyés à l'enfouissement, mais sont simplement exclus du périmètre du système.

Tableau 3-14 Liste des coproduits et leur rapport avec le nouveau modèle qui ne prend pas en compte l'enfouissement

Étape	Matière	Type	Unité	quantité	devenir	Impact sur la modélisation
Tannage	Untanned pelt for split leather	Coproduit	t	$1,18 \cdot 10^4$	Vendu/stocké	sortie du système (hypothèse cut-off)
Tannage	Rawhide trimmings	Coproduit	t	$4,90 \cdot 10^2$	Vendu/stocké	sortie du système (hypothèse cut-off)
Tannage	Fleshings	Recyclage du suif et utilisation comme combustible	t	$1,36 \cdot 10^2$	Recyclé/valorisé	sortie du système (hypothèse cut-off)
Tannage	Other/limed raw hide or skin waste	Coproduit	t	$1,69 \cdot 10^3$	Vendu/stocké	sortie du système (hypothèse cut-off)
Tannage	Limed trimmings	Coproduit	t	$7,38 \cdot 10^2$	Vendu/stocké	sortie du système (hypothèse cut-off)
Retannage	Shavings, tanned	Coproduit	t	$1,91 \cdot 10^3$	Vendu/stocké	sortie du système (hypothèse cut-off)
Finition	Finished & Crust trimmings	Recyclage des matériaux pour une utilisation comme matériaux de construction	t	$4,24 \cdot 10^2$	Recyclé/valorisé	sortie du système (hypothèse cut-off)

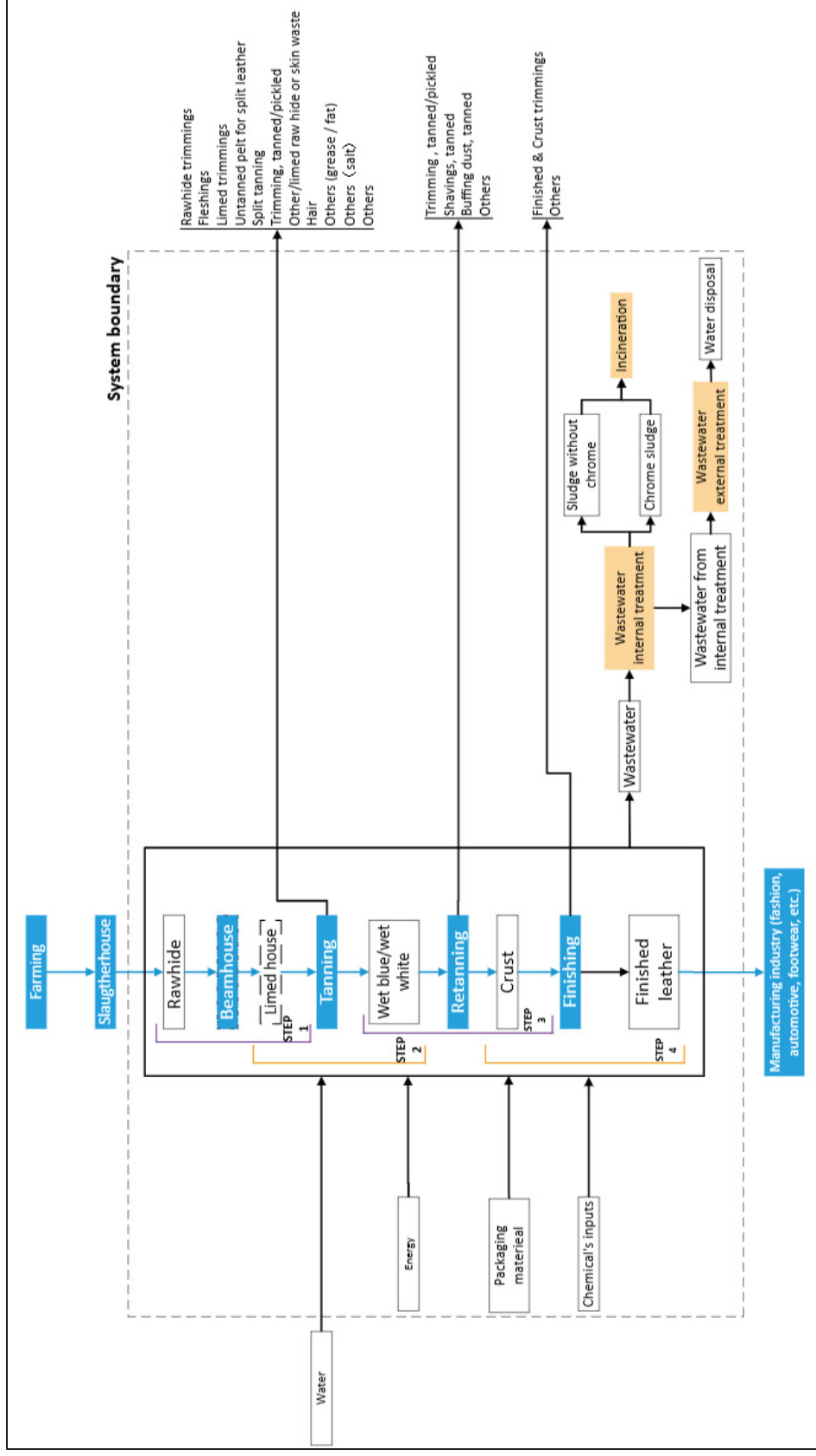


Figure 3-5 Nouveau périmètre du système prenant en compte l'approche cut-off appliquée aux coproduits de la tannerie

CHAPITRE 4

RÉSULTATS

Ce chapitre présente les principaux résultats obtenus à partir du traitement des données d'usine et de la modélisation en analyse du cycle de vie. Il expose d'abord les résultats associés aux différentes approches de correction des bilans de masse et à l'analyse de statistique, puis, examine leur influence sur les résultats d'impact environnemental. Les effets des principales hypothèses de modélisation et du choix de l'unité fonctionnelle sont également analysés.

4.1 Résultat du traitement des données d'usine

Les approches de traitement des données d'usines ont servi à tester leur viabilité au moyen des bilans de masse en base sèche après des modifications contrôlées. L'indicateur de validation des bilans de masse est les erreurs calculées sur la base de la somme des entrées de chaque étape de la tannerie d'une part, et la somme des sorties d'autre part. Ces indicateurs de conservation de masse vont être présentés et commentés pour chaque étape du procédé et chacune des approches abordées.

Pour rappel, les approches 1 et 2 sont basées exclusivement sur les données primaires reçues, tandis que l'approche 3 intègre des données mixtes, les unes tirées des données primaires, et les autres provenant de la littérature scientifique. L'approche 4, quant à elle, intègre les données mixtes de l'approche 3 à un modèle statistique.

Ces résultats sont présentés à l'échelle des étapes et de la tannerie au complet. Aucun résultat ne sera présenté sur l'étape du travail de rivière, car pour les approches 3 et 4, l'ajout de cette étape est basé sur une conservation de la masse sèche des matières entrantes (peaux salées) et sortantes (coproduits). Les erreurs calculées sont donc nulles. Seule l'erreur normalisée sur les

quantités entrantes sera présentée afin d'alléger les graphiques, car pour la majorité des processus les deux erreurs sont symétriques par rapport à l'axe d'ordonnées zéro.

Avant de présenter les résultats des bilans de masse, il est nécessaire de faire le point sur l'interprétation du modèle statistique exploré à l'approche 4, ceci afin de comprendre l'influence des paramètres d'entrées sur les réponses de sortie.

4.1.1 Résultats de l'études statistiques

Le Tableau 4-1 est une synthèse des principaux résultats statistiques fondés sur les neuf réponses précédemment définies. La fiabilité de chaque modèle est évaluée à partir de quatre indicateurs complémentaires. Le coefficient de détermination R^2 : c'est l'indicateurs qui permet de savoir si l'équation mathématique du modèle explique la variabilité des réponses obtenues pour les expériences réalisées. Le R^2 ajusté (R^2_{adj}) : il indique si la complexité du modèle justifie la variabilité des réponses. Le R^2 prédictif (R^2_{pred}) : il sert à savoir avec quel niveau de fiabilité le modèle peut prédire des réponses pour des scénarios différents de ceux des expériences de départ. Enfin, l'erreur absolue moyenne (MAE) permet de savoir de combien d'unité les réponses théoriques obtenues par le modèle diffèrent des réponses réelles

Tableau 4-1 Synthèse des résultats d'analyse statistique des neuf réponses

Réponse	Clusters	R^2 (%)	R^2_{adj} (%)	R^2_{pred} (%)	MAE	Termes significatifs
RMSE_ G	T1 - T15	99,2	98,3	95,4	0,00307	A, B, C, AA, AB, AC, AD, BB, BC, BD, CC, CD, DD
RMSE_ 1	T1, T2	95,3	89,9	73,2	0,0163	A, C, AC
RMSE_ 2	T3	100	99,9	99,8	0,000810	A, B, C, D, AB, AC, AD, BB, BC, BD, CD, DD
RMSE_ 3	T4, T5, T6	95,0	89,2	71,4	0,0223	A, C, AC, CC
RMSE_ 4	T7	64,8	60,3	14,4	0,000187	A, C, AC
RMSE_ 5	T8, T10	96,4	92,2	79,2	0,00904	A, B, C, D, AB, AC, AD, BB, BC, BD, CC

Réponse	Clusters	R^2 (%)	R^2_{adj} (%)	R^2_{pred} (%)	MAE	Termes significatifs
RMSE_ 6	T9, T11	99,5	98,9	97,1	0,00268	A, B, C, D, AB, AD, BB, BC, BD, CC, CD, DD
RMSE_ 7	T13, T15	94,4	87,8	67,5	0,00585	A, C, AC, CC
RMSE_ 8	T14	90,1	78,6	43,0	0,0000574	A, C

4.1.1.1 Validation du modèle

La cohérence entre ces indicateurs susmentionnés permet de distinguer les modèles bien ajustés et généralisables de ceux qui présentent un surajustement ou une capacité prédictive limitée. Sur la base de ces critères, les neuf réponses sont classées selon leur niveau de fiabilité:

Les réponses très fiables : RMSE_G, RMSE_2 et RMSE_6

Ces modèles présentent des R^2 et R^2_{adj} supérieurs à 95 %, et des R^2_{pred} supérieurs à 90%, l'écart entre R^2 et R^2_{pred} est donc inférieur à 5 %. Ces faibles écarts, combinés à une MAE très basse, témoignent d'une excellente qualité d'ajustement et d'une forte capacité de généralisation. Le modèle quadratique de Box Behnken décrit fidèlement le comportement de ces réponses dans la plage expérimentale explorée.

Modèles acceptables à bons

Ces modèles sont globalement bons en raison de R^2 et R^2_{adj} supérieures à 85 %, mais un R^2_{pred} sensiblement plus faible, avec un écart d'environ 15 à 20 % par rapport à R^2 . Cette chute de R^2_{adj} montre une capacité prédictive plus limitée. Deux interprétations sont envisageables : la présence de termes peu informatifs dans le modèle, ou il y a une légère instabilité dans le modèle. La différence entre R^2 et R^2_{pred} est de l'ordre de 16 %. Les réponses classées dans cette catégorie sont RMSE_1, RMSE_3, RMSE_5 et RMSE_7.

Modèles peu fiables : RMSE_8 et RMSE_4

Pour RMSE_4, le R^2 vaut 64,8 %, cela signifie que plus d'un tiers de la variabilité des réponses expérimentales n'est pas expliquée par le modèle. La très faible valeur de $R^2_{pred.}$ (14,6 %) indique une faible capacité de prédiction pour des essais exclus des expériences réalisées. Ce résultat est cohérent avec le fait que RMSE_4 était nulle pour tous les essais.

Bien que R^2 soit élevé pour RMSE_8 (90,1 %), la chute importante du $R^2_{pred.}$ révèle une faible robustesse prédictive. Cela peut traduire : un surajustement, un nombre insuffisant d'observations distinctes pour le cluster concerné (T14 seule), ou la présence de non-linéarité non capturée par le modèle quadratique. Ce modèle est donc peu fiable.

L'interprétation des résultats doit tenir compte de l'absence d'une réponse spécifique pour la tannerie 12. Bien que celle-ci contribue à la réponse globale RMSE_G, son comportement individuel n'est pas représenté dans l'optimisation multi-réponse. Il n'est donc pas possible d'évaluer séparément la qualité d'ajustement, la capacité prédictive ou la combinaison optimale des paramètres pour ce site. Cette omission limite l'analyse des tanneries présentant une configuration de production atypique.

Les observations de ces réponses ont motivé l'exclusion de la tannerie 12 en tant que réponse indépendante. Car les deux derniers modèles observés, dont ceux des tanneries, pris indépendamment comme cluster. Une réponse spécifiquement consacrée à T12 ne ferait qu'ajouter un troisième modèle peu fiable sur une seule installation, sans apporter d'informations nouvelles. En revanche, la tannerie 12 est entièrement représentée dans RMSE_G, dont le modèle est un des plus fiables.

4.1.1.2 Sensibilité des facteurs

Les réponses les plus fiables (RMSE_G, RMSE_2 et RMSE_6) présentent plusieurs termes linéaires et plusieurs interactions significatives. Cela indique que les facteurs A, B, C et D interagissent fortement. À l'inverse, les modèles faibles (RMSE_4 et RMSE_8) contiennent

essentiellement A et C comme termes significatifs, avec peu ou pas d'interactions. Cela suggère que :

- Soit la réponse dépend d'autres phénomènes non pris en compte,
- Soit le modèle quadratique Box-Behnken ne décrit pas bien cette réponse.

Effets directs et interactions

Les diagrammes des effets directs montrent que les facteurs A (épaisseur de la croûte et du cuir fini « *crust/finished leather* », $e_{c/fl}$) et C (densité de la croûte et du cuir fini « *crust/finished leather* », $d_{c/fl}$) exercent un effet significatif sur les réponses, tandis que les facteurs B (épaisseur du bleu humide ou blanc humide « *wetblue/wet white* », e_{wb}) et D (densité bleu humide ou blanc humide « *wetblue/wet white* », d_{wb}) ont un impact négligeable dans la majorité des cas. Cette observation est particulièrement nette pour les réponses RMSE_1, RMSE_3, RMSE_7 et RMSE_8.

Conformément aux résultats de l'ANOVA et du diagramme de Pareto standardisé, l'interaction AC ($e_{c/fl} \times d_{c/fl}$) est la plus significative et la plus constante parmi l'ensemble des réponses. Le graphique des interactions met en évidence des lignes qui se croisent pour cette paire de facteurs, traduisant une interaction qualitative : l'effet de l'épaisseur de la croûte sur les RMSE s'inverse selon le niveau de densité. Cela signifie que les deux ne peuvent pas être optimisés indépendamment l'un de l'autre. Toute stratégie d'optimisation doit les considérer conjointement.

Optimisation multi-réponse

L'optimisation multi-réponse simultanée est réalisée par maximisation de la fonction de désirabilité composite de Derringer Suich. La désirabilité composite atteint 72,2 %, ce qui traduit un compromis acceptable mais loin d'être parfait entre les neuf objectifs de minimisation.

L'examen des désirabilités individuelles révèle une forte hétérogénéité entre réponses. RMSE_G (0,955), RMSE_7 (0,864), RMSE_4 (0,873) affichent des désirabilités élevées, indiquant que l'optimum global satisfait bien ces réponses. Toutefois, dans le cas de RMSE_4, cette forte désirabilité résulte principalement du caractère quasi nul de la réponse sur l'ensemble des essais et ne doit pas être interprétée comme le signe d'un bon ajustement du modèle. En revanche, RMSE_1 (0,650), RMSE_2 (0,528), RMSE_5 (0,623) et RMSE_6 (0,608) présentent des désirabilités modérées, ce qui témoigne d'un compromis moins fiable pour les clusters correspondants.

Deux observations méritent une attention particulière. Premièrement, les valeurs optimales de $e_{c/fl}$ (1,10 mm) et d_{wb} (1,14 g/cm³) se situent aux bornes basses de la plage expérimentale. Cela indique que l'optimum réel se trouve vraisemblablement au-delà des limites explorées, ce qui invalide la possibilité d'identifier un optimum intérieur robuste avec le plan actuel. Deuxièmement, les prévisions à l'optimum (notamment RMSE_G = 0,113 et RMSE_3 = 0,125) demeurent substantiellement supérieures à zéro, confirmant que les quatre paramètres physiques étudiés ne suffisent pas à réconcilier les bilans de masse de l'ensemble des tanneries.

Ces observations conduisent à deux résultats complémentaires : d'une part, l'application du jeu d'un paramètre unique à l'ensemble des quinze tanneries génère des conflits d'optimum irréductibles entre clusters. Une approche différenciée par groupe de tannerie serait plus appropriée. D'autre part, les erreurs résiduelles persistantes suggèrent que les facteurs non inclus dans le plan exercent une influence significative sur les bilans de masse. Parmi les pistes identifiées figurent les teneurs en eau, dont la variabilité inter-tannerie n'a pas été prise en compte, ainsi que le problème d'origine structurelle dans les données primaires (flux non déclarés ou erreurs de mesures à la source) qui n'ont été ajustés par aucun ajustement paramétrique.

4.1.2 Résultats des bilans de masse sur l'étape de tannage

L'étape du tannage est commune aux quatre approches de traitement étudiées dans ce mémoire. Elle est également réalisée par l'ensemble des sites, à l'exception des tanneries 7 et 12. Le passage de l'approche 1 à l'approche 2 entraîne peu, ou pas de changement pour la majorité des tanneries, ce qui s'explique par la disponibilité des données nécessaires au calcul du bilan massique. Les tanneries 3, 9, 14 et 15 sont les plus affectées par ce changement de méthode comme l'illustre la Figure 4-1, Les variations des erreurs pour les autres tanneries sont présentées à l'ANNEXE II.

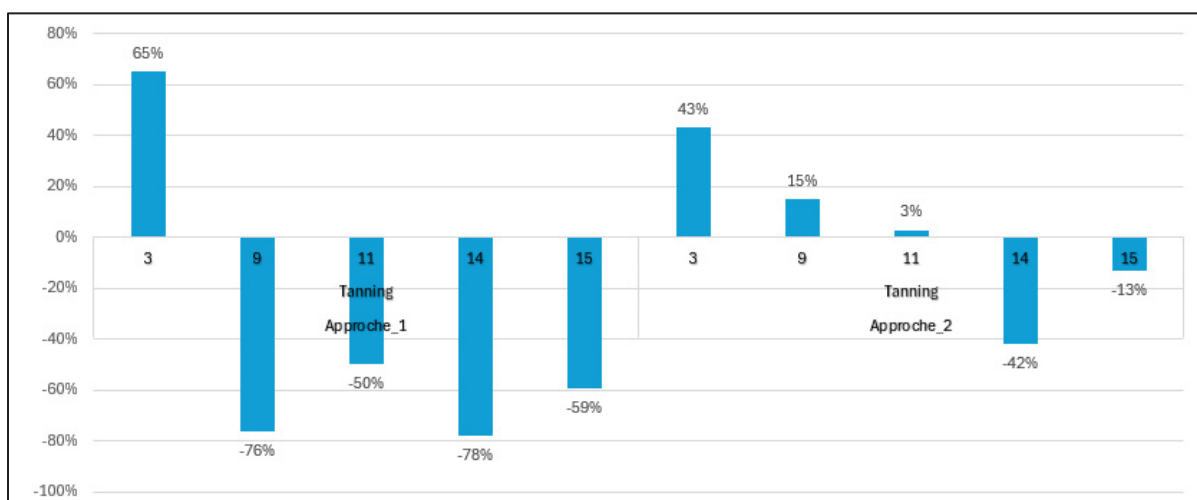


Figure 4-1 Erreurs sur l'étape de tannage pour les tanneries 3, 9, 11, 14, 15 : approches 1 et 2

Les approches 3 et 4 présentent des fermetures de bilan relativement proches pour plusieurs installations, comme l'illustré à l'ANNEXE II. Bien que l'approche 4 améliore la fermeture du bilan massique de certains sites, notamment les tanneries 1 et 3, l'effet inverse est observé pour une majorité d'installations. Ce résultat est cohérent avec l'analyse statistique : l'optimisation multi-réponse fournit une combinaison commune de paramètres physiques qui constitue un compromis entre plusieurs objectifs, avec une désirabilité globale de 72 %, plutôt optimale pour chaque tannerie. De plus, les facteurs associés au crust et au cuir fini, en particulier leur

épaisseur et leur densité, sont généralement plus influents que ceux associés au bleu humide/blanc humide. Comme l'étape de tannage se situe en amont de la production, du crust et du cuir fini, les paramètres les plus influents du modèle global n'agissent pas directement sur tous les flux de cette étape. Les erreurs résiduelles peuvent également traduire des facteurs non inclus dans le plan, notamment les variations d'humidité, des flux non déclarés ou des erreurs de mesure dans les données primaires.

4.1.3 Résultat des bilans de masse de l'étape de retannage

Au même titre que le tannage, le retannage est présent dans les quatre approches et dans l'ensemble des sites, à l'exception de la tannerie 7. Il s'agit également de l'étape pour laquelle les données manquantes sont les plus fréquentes. Dans l'approche 1, cette situation se traduit pour certaines tanneries par la présence d'une barre atteignant 100 %, ou une erreur de 0 % sur les graphiques présentés ; c'est le cas des tanneries 9, 10 et 11, 14 et 15. Cette valeur doit être interprétée comme la conséquence de l'absence d'un des termes nécessaires au calcul, et non comme une mesure précise de l'écart. Cependant, La tannerie 13 d'une erreur exponentiellement basse à une erreur faible et positive, beaucoup plus réaliste. Cela traduit aussi des valeurs non déclarées dans les données originales. Les données manquantes sont complétées dans l'approche 2, ce qui permet de recalculer les indicateurs d'erreur, comme l'illustre la Figure 4-2.

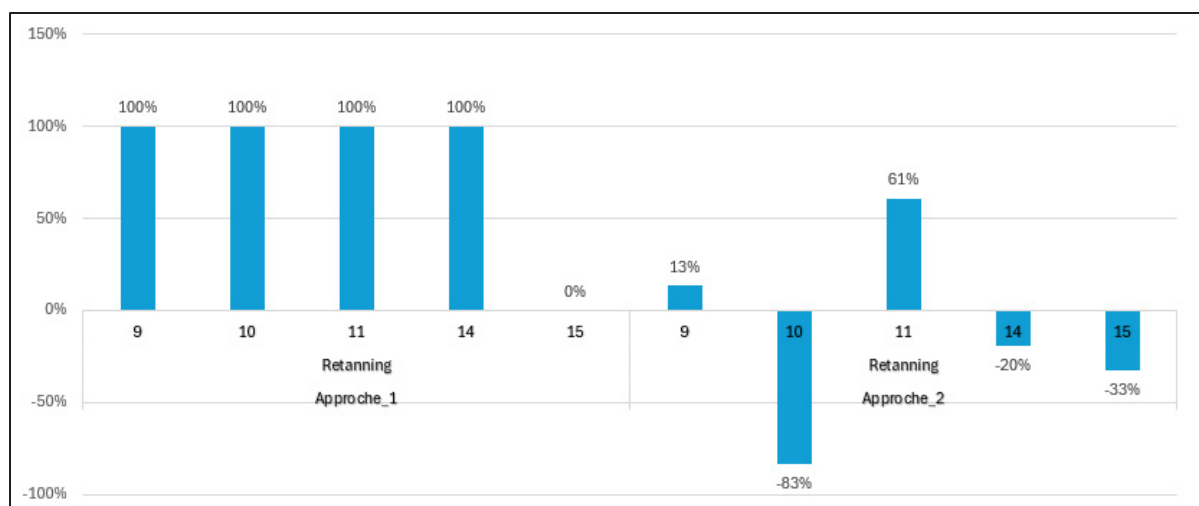


Figure 4-2 Erreurs sur le retannage pour les tanneries 9, 10, 11, 14 et 15 : Approches 1 et 2

La comparaison des approches 3 et 4 fait apparaître des comportements contrastés. Un premier groupe présente une amélioration marquée de la fermeture du bilan massique. Pour la tannerie 3, par exemple, l'erreur normalisée par rapport aux entrées passe d'environ 43 % à 0 %. Des tendances similaires sont observables pour les tanneries 2 et 13. À l'inverse, la fermeture du bilan se détériore avec l'approche 4, pour les tanneries 4, 5, 6, 8, 10, 12, 14 et 15. La tannerie 11 demeure singulière : son erreur diminue, mais reste très élevée, passant de 75 % à 70 %. Ces variations sont représentées à l'ANNEXE II.

Les modèles associés aux différents groupes de tanneries n'ont pas tous la même qualité prédictive ; la combinaison optimale obtenue ne correspond pas nécessairement à l'optimum propre de chaque installation. L'interaction entre l'épaisseur et la densité de la croûte et du cuir fini est particulièrement significative : une modification de l'épaisseur peut améliorer le bilan pour une certaine densité et le détériorer pour l'autre. Cette interaction contribue à expliquer pourquoi le jeu de paramètres retenu dans l'approche 4 améliore certaines tanneries mais détériore d'autres. Le cas de la tannerie 11 montre aussi qu'un modèle statistique peut bien décrire la variation d'une réponse sans pour autant ramener son erreur à une valeur faible. La pertinence de l'écart important indique enfin que les incohérences ne sont pas uniquement

attribuables aux quatre paramètres physiques étudiés et peuvent également provenir de l'humidité ou de coproduits non déclarés, l'erreur de mesure ou la définition des flux.

4.1.4 **Résultat des bilans de masse de l'étape de finition**

L'étape de finition n'est pas réalisée par les tanneries 3, 8 et 10. Les résultats des bilans de masse sur l'étape de finition montrent une fermeture du bilan de masses de l'ordre de 12 % pour la tannerie 13, jusqu'à 5 % pour la tannerie 15. Par ailleurs, les sites 12 et 14 présentent des erreurs exponentielles à l'approche 1, qui sont nettement rectifiées à l'approche 2, Figure 4-3. Cela traduit une incohérence ou un manque de données d'usine pour ces tanneries. Les erreurs de 100 % réapparaissent à l'approche 1, pour les tanneries 2, 7, 9 et 11, traduisant ainsi qu'au mois un paramètre permettant de calculer la masse de matière entrante n'est pas déclaré.

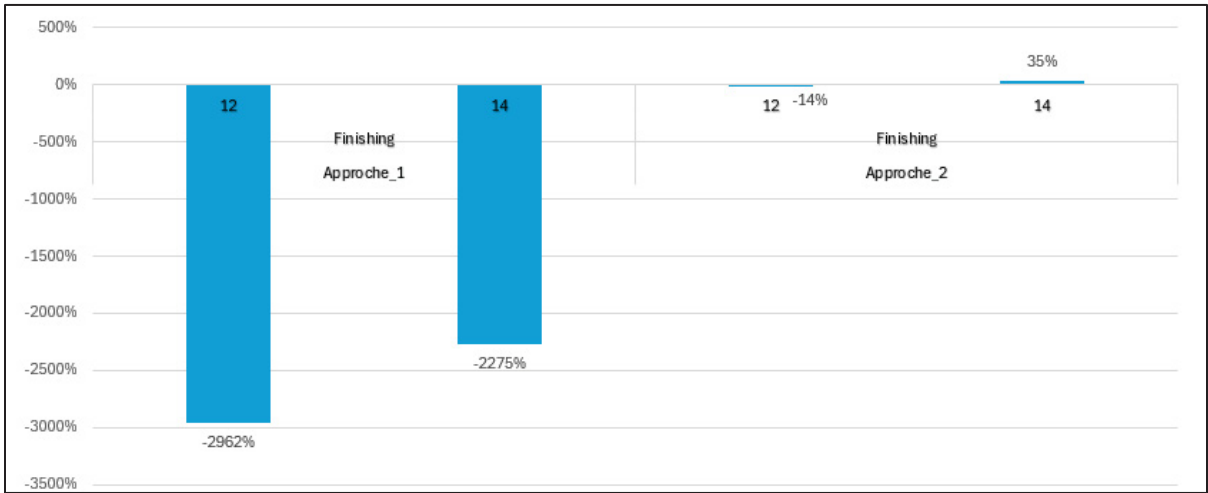


Figure 4-3 Erreurs sur la finition pour les tanneries 12 et 14 : Approches 1 et 2

Les approches 3 et 4, quant à elles, permettent d'obtenir une meilleure fermeture du bilan de masse. La tannerie 14 présente un comportement particulier, avec des erreurs presque pareilles (37 % à l'approche 3 et 37 % à l'approche 4). Ces valeurs demeurent élevées en comparaison à celles des autres tanneries, dont le maximum est de 14 % à l'approche 3, et 22 % pour

l'approche 4. Pour la majorité des installations, il y a une augmentation de l'erreur de l'ordre de 1 % à 8 %. La représentation graphique de ces résultats est faite à l'ANNEXE II, la Figure.

Cette sensibilité de l'étape de finition est cohérente avec l'analyse statistique. Les facteurs les plus souvent significatifs sont l'épaisseur et la densité de la croûte et du cuir fini. Lesquels interviennent directement dans la conversion des données de surface en masse pour le produit final. Une faible variation de ces paramètres peut modifier sensiblement la masse calculée et l'erreur du bilan. Leur interaction significative confirme qu'ils doivent être considérés conjointement. L'approche 4 réduit ainsi l'erreur de certaines installations, mais peut l'augmenter celle des autres, dont les caractéristiques physiques réelles s'éloignent de la combinaison commune retenue. Les différences de teneur en eau, de niveau de séchage et de spécifications du produit constituent également des sources plausibles d'écarts résiduels.

4.1.5 Résultat des bilans de masse à l'échelle des installations

Après l'analyse des différentes étapes du procédé, les bilans de masse ont également été évalués à l'échelle des tanneries complètes. Cette analyse permet d'observer les effets cumulés des incohérences présentes aux différentes étapes et d'évaluer dans quelle mesure les méthodes de traitement des données influencent la fermeture globale du système.

Le passage de l'approche 1 à l'approche 2 met principalement en évidence les effets de l'ajout des données manquantes. Cette observation est particulièrement visible pour les tanneries 7 et 12. À l'inverse, les erreurs demeurent pratiquement identiques pour les tanneries 1, 4, 5 et 6, dont les données n'ont pas été modifiées entre les approches. Ces résultats confirment que l'approche 2 constitue avant tout une étape de complétion des données disponibles : l'ajout d'une valeur manquante peut modifier fortement le bilan sans nécessairement améliorer sa fermeture. La Figure 4-5 illustre ces situations, et qu'une présentation complète est fournie à l'ANNEXE II.

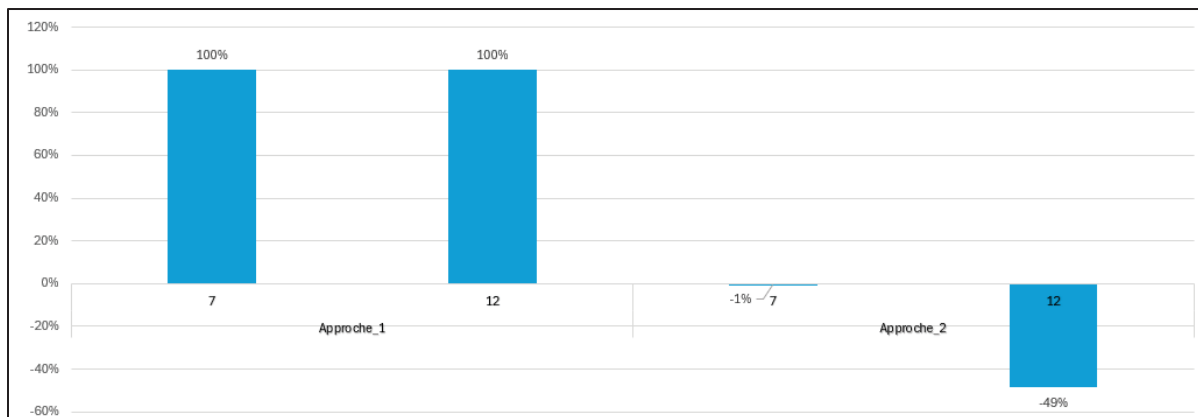


Figure 4-4 Erreurs des bilans de masse des tanneries 7 et 12 : Approches 1 et 2

Les résultats sont plus contrastés pour les approches 3 et 4. L'approche 3 combine les données primaires avec des valeurs externes, tandis que l'approche 4 exploite ces données dans un plan de surface de réponse de Box-Behnken afin de déterminer une combinaison de paramètres physiques qui minimisent simultanément plusieurs erreurs de bilan.

La combinaison des approches 3 et 4 met en évidence deux tendances. Une amélioration de la fermeture du bilan est observée pour les tanneries 1 à 3, ainsi que pour les tanneries 8, 9, 12 et 13. En revanche, les tanneries 4 à 6, 10, 11, 14 et 15 présentent une détérioration de leur bilan dans l'approche 4. La tannerie 7 reste particulière, son erreur étant inchangée. La Figure 4-5 illustre une partie de ces variations, qui sont représentées de façon complète à l'ANNEXE II.

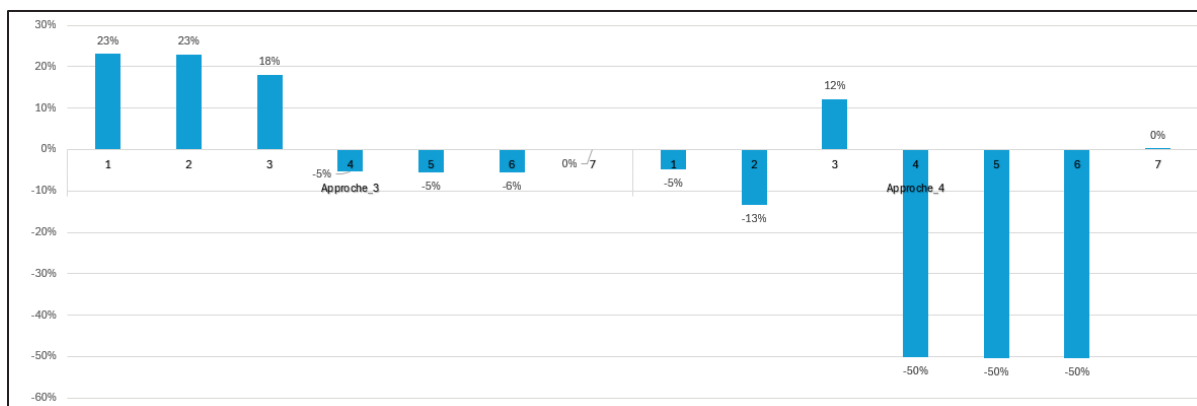


Figure 4-5 Erreurs des bilans de masse des tanneries 1 à 7 : Approches 3 et 4

Cette opposition entre les installations est directement cohérente avec l'optimisation multi-réponse. La désirabilité globale de 72,2 % indique que le point retenu constitue un compromis acceptable entre les neuf réponses, sans être optimal pour tous les groupes. Les désirabilités individuelles et les capacités prédictives varient fortement d'un cluster à l'autre. Ainsi, l'amélioration de certaines tanneries au détriment d'autres n'est pas une anomalie de calcul, mais la conséquence d'objectifs partiellement contradictoires. Les modèles associés à la réponse globale, à la tannerie 3 et au groupe formé des tanneries 9 et 11 sont les plus fiables, alors que ceux associés aux tanneries 7 et 14 présentent une capacité prédictive limitée. Ces deux derniers résultats doivent être interprétés avec davantage de prudence.

L'analyse statistique montre également que certaines valeurs optimales se situent directement aux bornes inférieures du domaine expérimental, notamment l'épaisseur, du crust, ou du cuir fini, et la densité de wet blue/wet white. Cette situation suggère que l'optimum réel pourrait se situer en dehors de la plage testée et que la combinaison retenue ne constitue pas nécessairement un optimum intérieur stable ; de plus, les erreurs prévues à l'optimum demeurent supérieures à zéro. L'ajustement des quatre paramètres physiques ne permet donc pas de fermer entièrement les bilans massiques.

Ces résultats montrent que les incohérences observées ne peuvent pas être corrigées uniquement par l'application d'un jeu commun d'épaisseur et de densité. D'autres facteurs, notamment les teneurs en eau du wet blue, du crust et du cuir fini, peuvent influencer fortement les masses déclarées. Des problèmes structurels dans les données primaires, tels que les flux non rapportés, les erreurs d'unité ou des différences de périmètre entre les installations, peuvent également persister indépendamment de l'optimisation. L'approche 4 doit donc être considérée comme une méthode exploratoire permettant d'identifier les paramètres sensibles et les limites des données, plutôt que comme une correction définitive applicable uniformément aux 15 tanneries.

Enfin, les réponses du plan expérimental ont été définies à partir d'un groupe de tannerie établi selon leur rendement de retannage et de finition. Cette classification a permis de limiter le nombre de réponses à optimiser, mais elle ne garantit pas que les installations d'un même groupe ne réagissent pas de manière identique aux variations des paramètres physiques. Deux tanneries peuvent présenter des rendements similaires tout en ayant des humidités des produits finis, des flux manquants ou des erreurs de mesures différents. La variabilité interne de certains groupes peut donc contribuer aux performances prédictives plus limitées. Cette interprétation demeure toutefois une hypothèse méthodologique, puisqu'une classification alternative n'a pas été testée dans le cadre de cette étude.

4.2 Analyse du cycle de vie

Les résultats précédents ont montré que les quatre approches de correction permettent d'obtenir une fermeture plus ou moins bonne des bilans pour chaque étape du procédé de tannage. La présente section vise à évaluer dans quelle mesure les approches influencent les impacts environnementaux estimés par l'ACV, conformément aux objectifs de l'étude. Les impacts ont été calculés grâce à la méthode IMPACT World+ Midpoint v2.2.1 pour deux unités fonctionnelles : 1 kg de cuir fini et 1 m² de cuir fini, pour chaque approche. Les résultats sont présentés de manière à permettre d'identifier les tendances communes des écarts attribuables

aux choix méthodologiques, sans interpréter ces différences comme des variations réelles de performances environnementales industrielles. Dans les sous-sections qui suivent, les abréviations « UF » et « CF » pourront être utilisées pour mentionner respectivement l'unité fonctionnelle et le cuir fini.

Les résultats sont présentés avec trois chiffres significatifs afin de conserver les différences observées entre les approches et en évitant de suggérer une précision excessive. Compte tenu des hypothèses de modélisation, des données secondaires et des proxys utilisées, les valeurs obtenues doivent être interprétées comme des estimations plutôt que comme des mesures exactes de l'impact environnemental.

4.2.1 Influence des approches de traitement des données sur les résultats globaux de l'ACV

La Figure 4-6 présente les impacts totaux de la tannerie pour chaque approche, rapportés à un kilogramme de cuir fini.

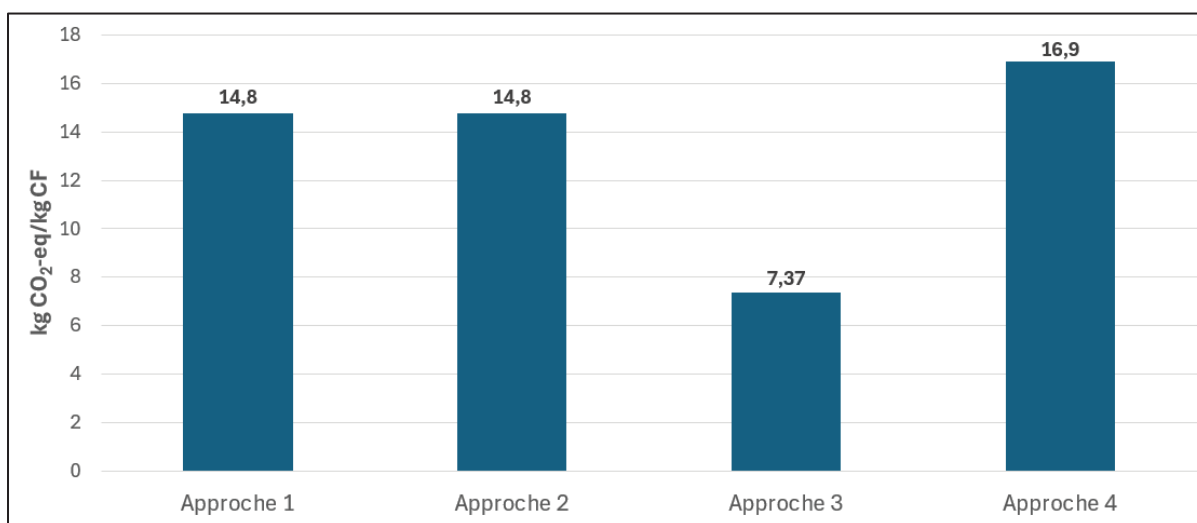


Figure 4-6 Influence des approches de modélisation sur les impacts globaux de la tannerie (UF = 1 kg de cuir fini)

Les résultats montrent des impacts quasiment identiques entre les approches 1 et 2, soit environ 14,8 kg CO₂-eq/Kg CF. Cette observation reflète parfaitement l'hypothèse de modélisation selon laquelle la disponibilité des données d'usine pour la tannerie 1 fait qu'il n'y a pas de donnée manquante à compléter. Les approches 3 et 4, quant à elles, présentent des contributions très différentes, d'une valeur de 9,65 kg de CO₂-eq/kg CF, soit une contribution de 7,37 kg CO₂-eq/kg de CF pour l'approche 3 et 16,9 kg de CO₂-eq/kg CF pour l'approche 4. Cette différence s'explique par les modifications apportées aux données, notamment sur la masse par unité de surface des matières. Les résultats du plan de surface de réponse ont montré que l'épaisseur de la croûte et du cuir fini, ainsi que la densité de ces matières, sont les paramètres qui ont le plus d'influence sur la masse surfacique, le bilan de masse et les résultats d'impact. Ces variations des résultats d'impact entre la paire d'approches 1-2, l'approche 3 et l'approche 4 sont une suite logique des remarques faites lors de l'analyse des bilans de masse.

4.2.2 Influence du choix de l'unité fonctionnelle sur l'interprétation des résultats d'impact

La Figure 4-7 présente les impacts globaux rapportés à un mètre carré de cuir fini.

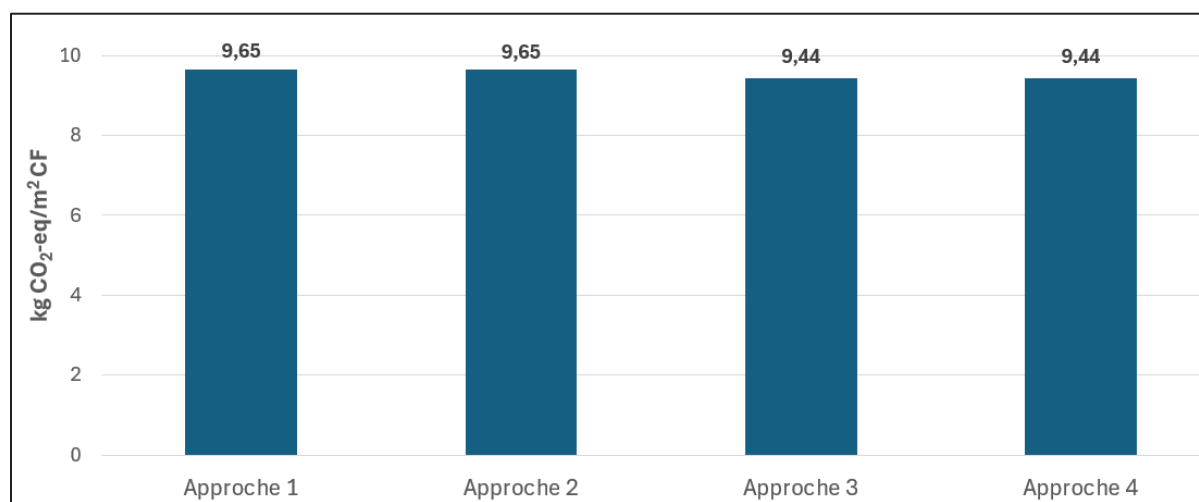


Figure 4-7 Influence des approches de modélisation sur les impacts globaux de la tannerie (UF = 1 m² de cuir fini)

Les résultats montrent que les impacts exprimés par mètre carré de cuir fini sont semblables d'une approche à l'autre, soit environ 9,65 kg CO₂-eq/m² CF pour le groupe d'approche 1-2, et 9,44 kg de CO₂-eq/m² CF pour le groupe d'approche 3-4. Cette convergence s'explique par une meilleure stabilité de la surface du cuir entre les approches, en comparaison à sa masse. En effet, la différence de masse finale résultant des méthodes de correction influence davantage les résultats lorsque l'unité fonctionnelle est exprimée en kilogramme de cuir fini. Ainsi, l'amplitude des écarts pour les résultats d'impact 2,30, soit le rapport entre le maximum (16,9 kg CO₂-eq/kg CF) et le minimum (7,37 kg CO₂-eq/kg CF). Cette observation suggère que l'unité fonctionnelle exprimée en surface est plus représentative de la fonction du cuir, notamment dans le secteur automobile, et moins sensible aux ajustements méthodologiques liés à la fermeture des bilans de masse. Par exemple, deux feuilles de cuir de même surface peuvent avoir des masses différentes, car celle-ci est directement influencée par des paramètres tels que la densité, l'épaisseur et l'humidité.

4.2.3 Analyse des contributions environnementales

Afin de déterminer si les approches de correction des bilans de masse modifient l'identification des points chauds environnementaux, les impacts ont été regroupés par catégorie d'inventaire, comme le montre les illustrations de la Figure 4-8 à la Figure 4-11.

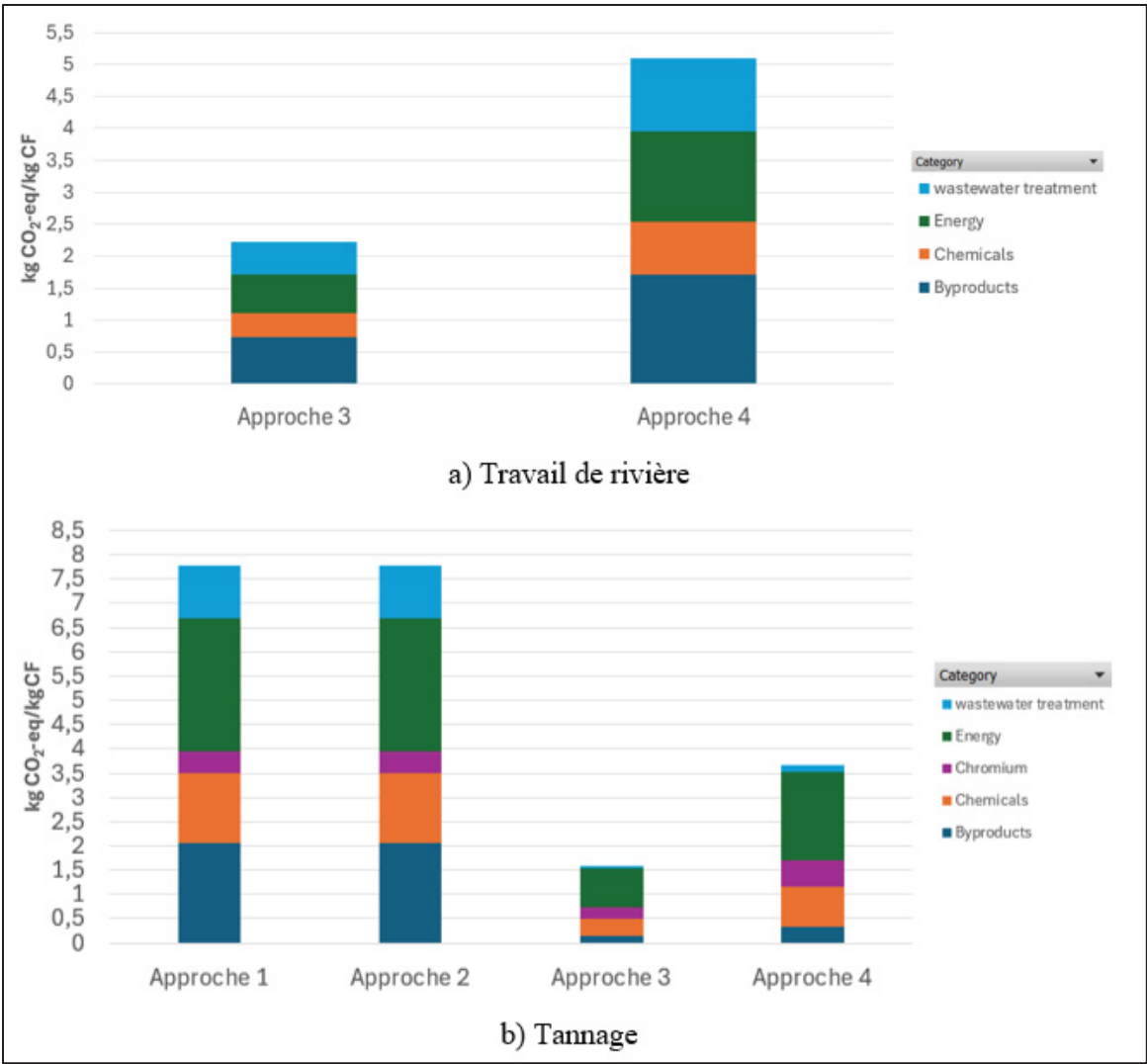


Figure 4-8 Contribution des principales catégories d'inventaires des étapes de travail de rivière et de tannage (UF = 1 kg de cuir fini)

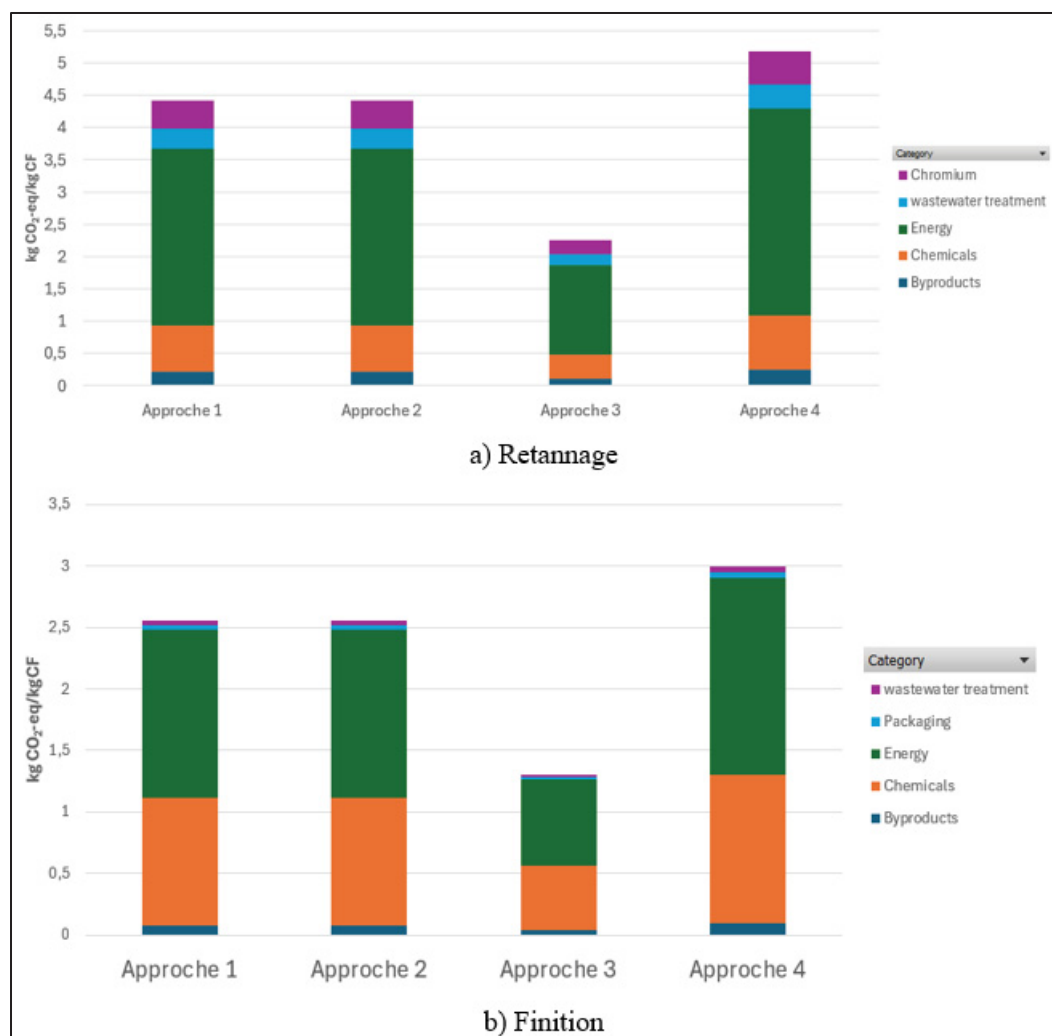


Figure 4-9 Contribution des principales catégories d'inventaires des étapes de et retannage et de finition (UF = 1 kg de cuir fini)

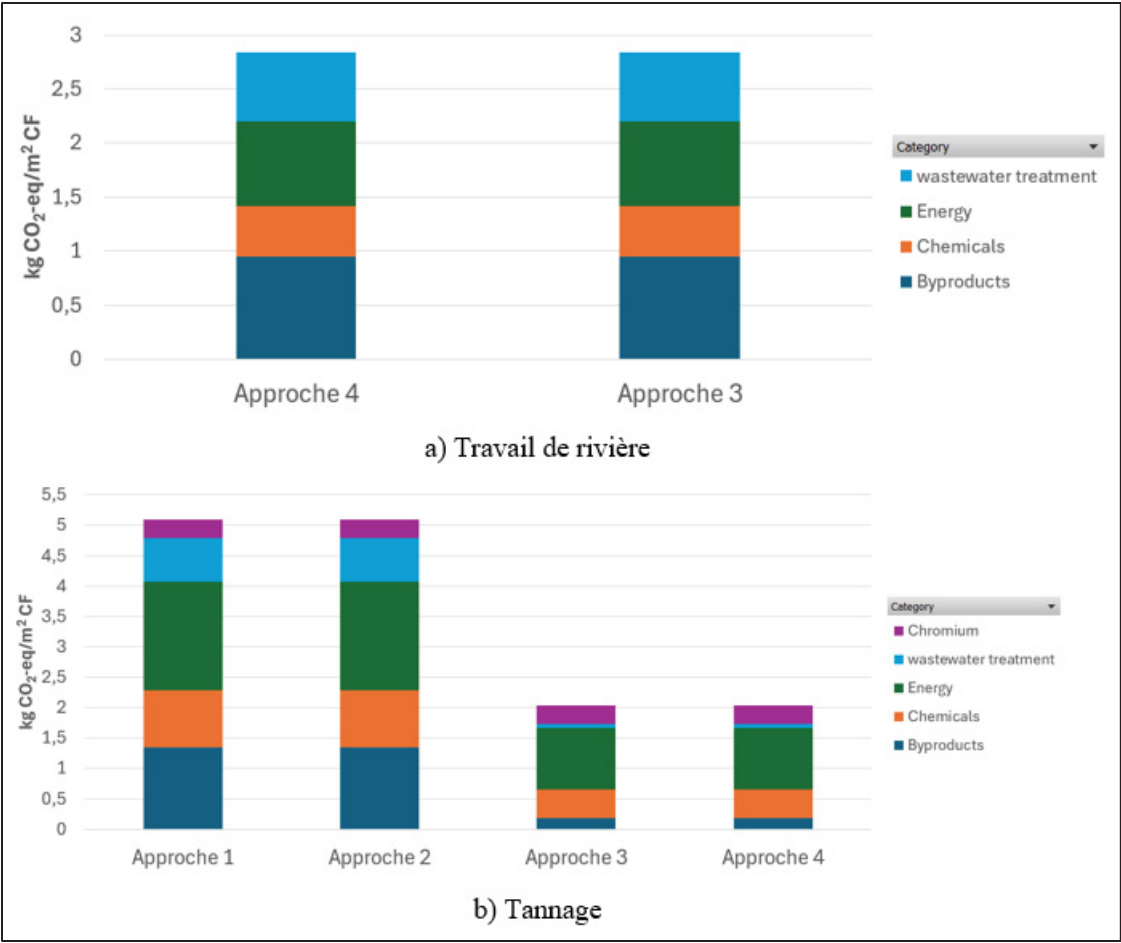


Figure 4-10 Contribution des principales catégories d'inventaires des étapes de travail de rivière et de tannage (UF = 1 m² de cuir fini)

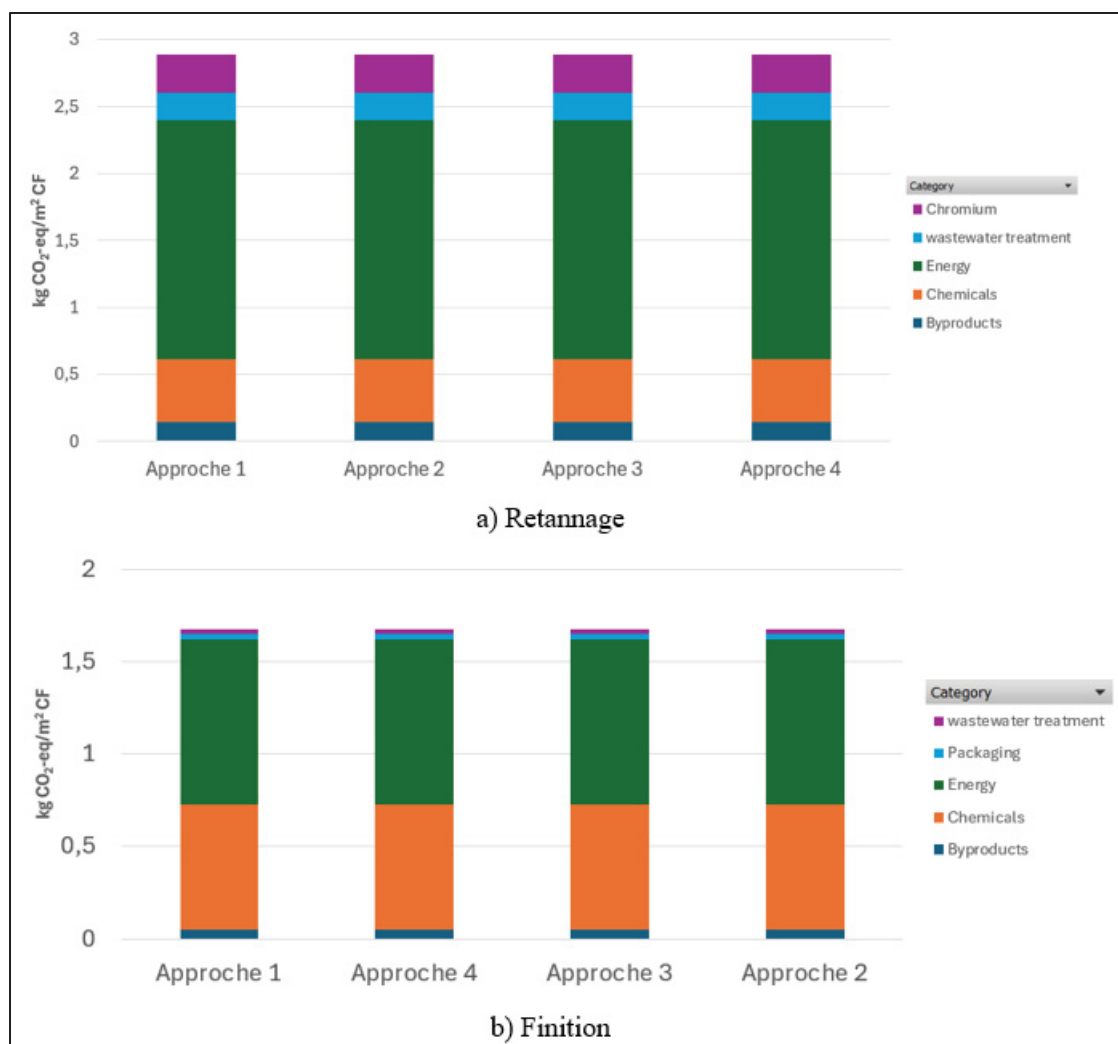


Figure 4-11 Contribution des principales catégories d'inventaires des étapes de retannage et de finition (UF = 1 m² de cuir fini)

Les résultats indiquent que la hiérarchie des contributions demeure globalement inchangée d'une approche à l'autre. L'énergie « *Energy* » constitue le principal contributeur, suivi des produits chimiques « *Chemicals* ». Les contributions associées aux emballages « *Packaging* », aux coproduits « *Byproducts* » et aux traitements des eaux usées « *Wastewater* » restent faibles en comparaison.

L'étape de travail de rivière pour les approches 3-4, et le tannage pour les approches 1-2 sont particulières. La gestion des sous-produits représentée par la catégorie « *Byproduct* » a une contribution supérieure à celle des produits chimiques représentée par la catégorie « *Chemicals* ». Ceci est dû à la quantité importante de matières obtenues à ces étapes et pour ces approches. Les faibles différences observées entre les approches sont attribuables aux ajustements des flux de matières intermédiaires, mais ne remettent pas en cause l'identification des principaux leviers potentiels d'amélioration.

Il est intéressant d'observer que les approches 3 et 4 ont les mêmes systèmes physiques, même énergie, mêmes produits chimiques, mêmes impacts absolus ($\sim 4,6 \cdot 10^7$ kg CO₂-eq) chacun ; elles ne diffèrent que par le dénominateur, soit la masse de cuir fini pour laquelle les impacts sont rapportés. Ce seul paramètre induit un changement de réponse d'un facteur de 2,3. Cela démontre qu'un paramètre physique non mesuré peut influencer les résultats d'ACV de manière significative.

Dans les données originales, la tannerie déclare un approvisionnement électrique 100 % renouvelable. Toutefois, afin d'assurer la cohérence méthodologique de l'étude, le processus « Market electricity medium voltage – CN-SGCC » représentant le mix électrique chinois a été conservé dans le modèle. Ce choix repose sur l'absence d'informations vérifiables concernant l'origine exacte de cette électricité, ainsi que la volonté d'assurer la traçabilité des données et la comparabilité des résultats avec les inventaires de base de données Ecoinvent.

Cette hypothèse est conservatrice. Si l'électricité réellement consommée provenait exclusivement de sources renouvelables, les impacts associés à la consommation d'électricité seraient inférieurs. Cette diminution affecterait principalement les étapes où l'électricité contribue fortement aux impacts, notamment le tannage (22,1 %) et le travail de rivière (19,8 %), le retannage (23,3 %) et la finition (26,8 %). Les résultats présentés peuvent donc être considérés comme une estimation prudente des impacts liés à cette source d'énergie.

4.2.4 Contribution des étapes du procédé de tannage

L'analyse a ensuite été approfondie en décomposant les impacts par étape. Les étapes de tannage et de retannage apparaissent comme les principales contributrices aux impacts, tandis que les étapes de travail de rivière et de finition présentent des contributions plus faibles. Cette répartition est principalement liée à l'intensité des opérations réalisées lors du tannage et du retannage, notamment en termes de consommation de produits chimiques et d'énergie. Malgré les ajustements effectués sur les flux de matières, la contribution relative de chaque étape reste stable d'une approche à l'autre, ce qui confirme que les conclusions relatives au point chaud du procédé sont robustes vis-à-vis des choix méthodologiques étudiés. La Figure 4-12 montre la contribution des étapes de tannage, retannage et finition.

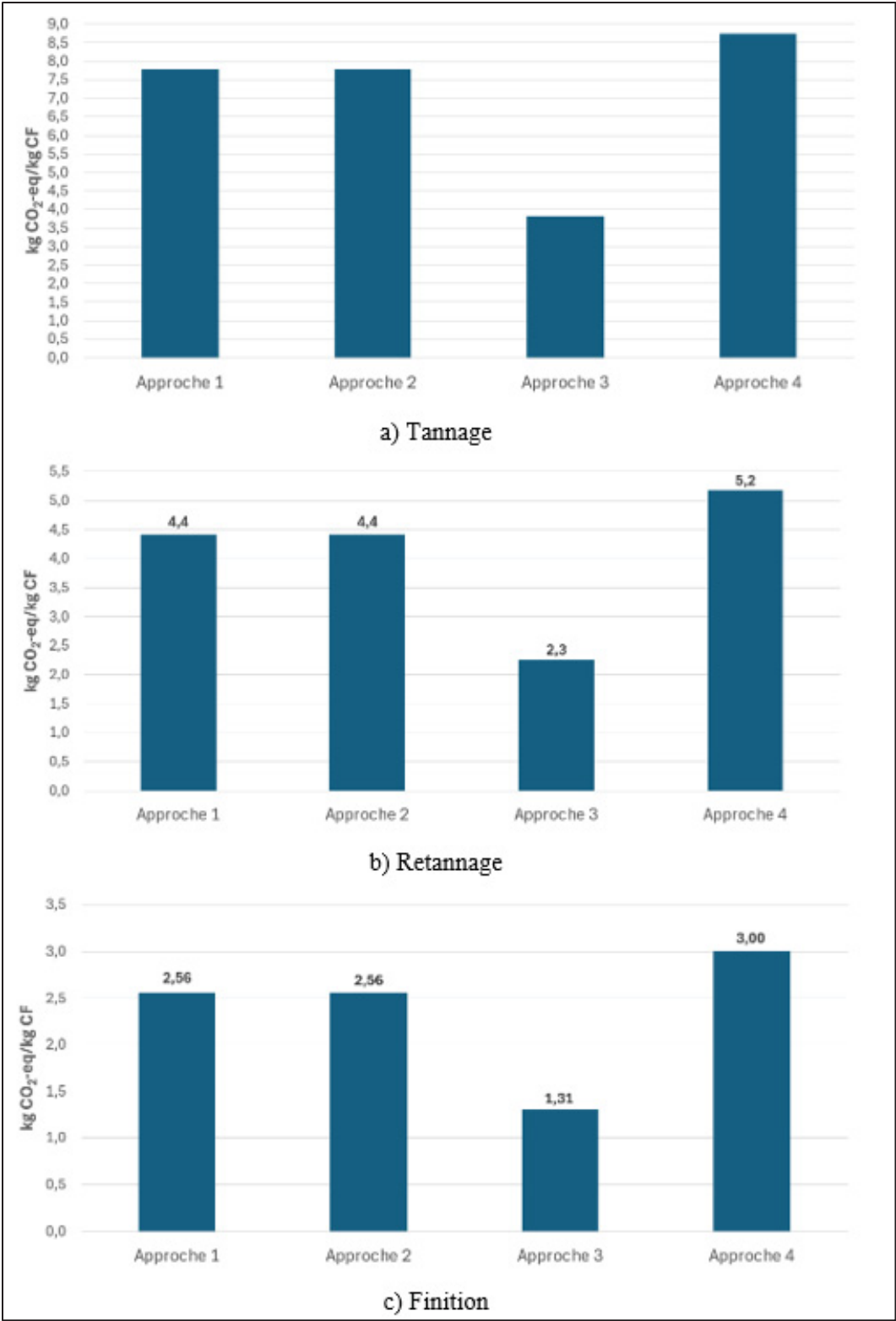


Figure 4-12 Contribution des étapes du procédé au changements climatiques à court terme
modélisation (UF = 1 kg de cuir fini)

4.2.5 Influence des hypothèses de modélisation sur l'interprétation des résultats d'impact

L'interprétation des résultats doit tenir compte des hypothèses de modélisation présentées dans la méthodologie. En particulier, l'utilisation de certains substituts (proxys) issus de la base de données Ecoinvent 3.7 était nécessaire en raison de l'absence de processus spécifiques. Par exemple, « soda ash » a été utilisé comme substitut du sodium carbonate tandis que l'acide adipique « Adipic acid » a été retenu comme *proxy* pour l'intrant « *Deliming agent (powder)* ». Ce *proxy* contribue à lui seul pour 7,25 % des impacts du tannage. Dans le même ordre d'idée, l'intrant chimique « Polyurethane binder (duller) », représenté par le *proxy* « Polyurethane adhesive », représente à lui seul 26,3 % des émissions de l'étape de finition. Le polyacrylamide, quant à lui, réclame 13 % des émissions de la finition, et représente l'intrant chimique « Acrylic binder ». Cela peut s'expliquer par la forte consommation de ces intrants : 387 t pour le polyurethane, et 303 t pour le polyacrylamide. Ces choix constituent les hypothèses de modélisation et n'ont pas pour objet d'être évalués dans le cadre de cette étude, puisqu'ils ne varient pas entre les approches de correction des bilans de masse. En conséquence, ces hypothèses n'affectent pas la comparaison entre les approches, mais elles doivent être prises en compte dans l'interprétation des impacts.

4.2.6 Influence de l'hypothèse de gestion des coproduits

Une analyse a été réalisée afin d'évaluer à quel point les résultats d'impact des différentes approches de modélisation sont sensibles à la gestion des coproduits. Pour effectuer cette analyse, un nouveau modèle a été créé. Comme décrit à la section 3.3.3, il ne prend pas en compte le processus d'enfouissement « P_Beef, landfilling », et applique la méthode cut-off aux coproduits, les excluant ainsi du périmètre étudié.

Dans le modèle initial, les résultats d'impact absolus sont identiques pour les approches 1 et 2, d'une part, et pour les approches 3 et 4 d'autre part. Après suppression de la connexion des coproduits au processus d'enfouissement, les résultats deviennent identiques pour les quatre approches, aussi bien à l'échelle des différentes étapes du procédé qu'à celle de la tannerie dans son ensemble. En effet, les consommations d'énergie, de produits chimiques, d'eau et d'emballage, ainsi que le traitement des eaux usées, demeurent inchangées entre les quatre approches. Les différences observées dans le modèle initial provenaient donc des quantités de coproduits associés au processus d'enfouissement.

À l'échelle de la tannerie, la suppression de ce scénario d'enfouissement entraîne une diminution de l'impact total de 12 % pour les approches 1 et 2, et de 10 % pour les approches 3 et 4. Ces résultats montrent que l'hypothèse initiale de mise en décharge des coproduits contribue de manière non négligeable aux résultats du modèle. Elle explique ainsi environ 10 à 12 % de l'impact total calculé, selon l'approche considérée. Bien que l'application du principe cut-off réduise les impacts absolus d'environ, elle ne modifie pas l'amplitude des écarts entre les résultats exprimés par kilogramme de cuir fini : le rapport entre la valeur maximale (15,2 kg CO₂-eq/kg CF) et la valeur minimale (6,62 kg CO₂-eq/kg CF) demeure d'environ 2,30, soit le même ordre de grandeur que dans le modèle initial, puisque les masses finales utilisées comme dénominateur restent inchangées.

Ces résultats indiquent que, dans le modèle initial, les écarts d'impacts absolus entre les groupes d'approches 1-2 et 3-4 étaient principalement liés à l'hypothèse de gestion des coproduits par enfouissement. Ils soulignent également l'influence que peuvent exercer les hypothèses de modélisation de l'inventaire sur les résultats de l'ACV, indépendamment des corrections apportées aux bilans de masse.

Comme l'illustre le Tableau 4-2, les résultats rapportés aux unités fonctionnelles montrent que 1 m² de cuir fini demeure une unité fonctionnelle beaucoup plus stable. À l'inverse, les résultats exprimés par kilogramme de cuir fini demeurent différents entre les approches, non pas parce

que les impacts du procédé sont différents, mais parce que chaque approche conduit à une masse finale différente utilisée comme dénominateur dans le calcul des résultats par unité fonctionnelle. Ceci rappelle qu'un paramètre physique, même s'il semble peu important, peut exercer une influence remarquable sur les résultats d'impact.

Tableau 4-2 Tableau récapitulatif des impacts de la tannerie pour les modélisations avec et sans enfouissement

Approches	Modèle initial (avec enfouissement)			Modèle sans enfouissement			Variation des impacts absolus en %
	Impacts Absolus (kg CO ₂ -eq)	Impacts (kg CO ₂ -eq/kg CF)	Impacts (kg CO ₂ -eq/m ² CF)	Impacts Absolus (kg CO ₂ -eq)	Impacts (kg CO ₂ -eq/kg CF)	Impacts (kg CO ₂ -eq/m ² CF)	
Approche 1	4,73*10 ⁷	14,8	9,65	4,16*10 ⁷	13,0	8,48	12 %
Approche 2	4,73*10 ⁷	14,8	9,65	4,16*10 ⁷	13,0	8,48	12 %
Approche 3	4,73*10 ⁷	7,37	9,44	4,16*10 ⁷	6,62	8,48	10 %
Approche 4	4,73*10 ⁷	16,9	9,44	4,16*10 ⁷	15,2	8,48	10 %

4.2.7 Synthèse des principaux résultats

L'objectif de cette étude était d'évaluer l'influence de différentes approches de correction des bilans de masse sur les résultats d'une analyse du cycle de vie appliquée aux procédés du tannage et du cuir au chrome. Les résultats montrent que les différentes approches conduisent à une meilleure cohérence des bilans de masse sans modifier l'identification des principaux points chauds du procédé, ni les principales catégories contributrices. Les analyses de contribution montrent que les étapes les plus contributrices demeurent les mêmes, quelle que soit l'approche de correction retenue.

L'analyse de sensibilité a également montré que les différences d'impacts absolus observées dans le modèle initial provenaient principalement des hypothèses de gestion des coproduits.

Après application du principe cut-off, les quatre approches conduisent à des impacts absolus identiques, ce qui montre que les approches de correction des bilans de masse n'influencent pas le procédé de tannage lui-même, mais uniquement les quantités de matières obtenues à l'issue du procédé.

En revanche, les impacts rapportés à l'unité fonctionnelle exprimée en kilogramme de cuir fini demeurent différents entre les approches, car chacun des modèles conduit à une masse finale de cuir différente, utilisée comme dénominateur dans le calcul des impacts. À l'inverse, les résultats rapportés à 1 m² de cuir fini convergent et sont stables. Ces observations montrent que, dans le contexte étudié, les différences entre les résultats d'ACV proviennent principalement du choix du dénominateur associé à l'unité fonctionnelle plutôt que des impacts générés par les procédés eux-mêmes.

CONCLUSION

Le procédé industriel de tannage du cuir met en œuvre de nombreux flux de matière, d'énergie et de produits chimiques, ce qui rend la qualité des données d'inventaire déterminante pour la fiabilité d'une analyse du cycle de vie. Dans ce contexte, ce mémoire avait pour objectif d'évaluer l'influence des données d'inventaire sur les résultats d'ACV appliquée au tannage du cuir au chrome, en s'appuyant sur plusieurs approches de correction des bilans de masse. L'étude visait également à identifier les paramètres les plus sensibles à la modélisation et à évaluer leur influence sur les impacts environnementaux calculés.

Les résultats obtenus montrent que les propriétés physiques des matières, notamment la densité et l'épaisseur de la croûte et du cuir fini, influencent directement la fermeture des bilans de masse et, par conséquent, les valeurs des impacts calculées. L'analyse statistique réalisée à l'aide du plan d'expérience de Box-Behnken a confirmé que ces paramètres sont les principaux facteurs responsables des écarts observés. Les différentes approches de correction proposées ont permis d'améliorer la cohérence des données d'inventaire tout en conduisant à des interprétations environnementales similaires. Bien que les impacts rapportés à l'unité fonctionnelle 1 kg de cuir fini varient selon les approches, les principaux points chauds du procédé demeurent identiques. L'analyse de sensibilité réalisée sur la gestion des coproduits a également montré que les différences initialement observées entre les approches provenaient principalement de l'hypothèse d'allocation des coproduits. Après application du principe cut-off, les quatre approches convergent vers les mêmes impacts absolus. Cette convergence confirme que les écarts observés dans le modèle initial provenaient de la gestion des coproduits et non des approches de correction des bilans de masse elles-mêmes.

L'un des principaux enseignements de cette étude concerne le choix de l'unité fonctionnelle. Les résultats montrent que les impacts rapportés à 1 kg de cuir fini sont sensibles aux variations de masse induites par les caractéristiques physiques du cuir. À l'inverse, l'unité fonctionnelle

1 m² de cuir fini présente une meilleure stabilité et apparaît plus représentative de la fonction du produit dans le contexte étudié. Cette observation met en évidence le fait que, une fois les hypothèses de modélisation harmonisées, le choix de l'unité fonctionnelle constitue le principal facteur influençant l'interprétation des résultats.

Au-delà du cas d'étude considéré, ce travail souligne l'importance de la validation des données d'inventaire avant toute étude d'ACV. Il montre qu'une démarche combinant les bilans de masse, l'analyse statistique et la modélisation environnementale constitue une approche pertinente pour renforcer la robustesse des inventaires et améliorer la fiabilité des évaluations environnementales. Cette méthodologie pourrait être transposée à d'autres procédés industriels caractérisés par des données de production complexes ou incomplètes. Plus largement, cette étude montre que la validation des données d'inventaire constitue un préalable essentiel à toute analyse du cycle de vie, puisque la qualité des résultats dépend autant de la cohérence des données utilisées que de la méthode d'évaluation environnementale elle-même.

Cette étude comporte néanmoins certaines limites, notamment l'analyse d'une seule tannerie, l'évaluation d'une unique catégorie d'impact (« Climate change short term ») et le recours à plusieurs proxys issus de la base de données Ecoinvent 3.7, pour représenter certains intrants. Les travaux futurs pourraient porter sur l'application de cette méthodologie à d'autres catégories d'impact, à plusieurs sites industriels et sur l'intégration explicite de la teneur en eau des matières dans le modèle de bilan de masse. Ces développements permettraient d'améliorer encore la fiabilité des analyses du cycle de vie appliquées au secteur du cuir.

RECOMMANDATIONS

Les résultats de cette étude montrent que la qualité des données d'inventaire constitue un facteur déterminant pour la robustesse des bilans de masse et des résultats de l'analyse du cycle de vie. Il est donc recommandé que les tanneries accordent une attention particulière à la collecte des données physiques tout au long du procédé, notamment les masses surfaciques, les surfaces de cuir à chaque étape de transformation, les épaisseurs, les densités, ainsi que les teneurs en eau des matières. Ces informations permettraient d'améliorer la fermeture des bilans de masse et de réduire les incertitudes associées aux inventaires.

Les résultats suggèrent également que le suivi des flux de production par unité de surface est plus robuste que le suivi basé uniquement sur la masse. En effet, les variations des densités, d'épaisseur et de teneur en eau modifient les masses des produits sans nécessairement affecter leur surface utile. Il est donc recommandé de privilégier la surface du cuir comme variable de suivi du procédé et comme unité fonctionnelle pour les études d'ACV visant à comparer la performance environnementale de différentes tanneries ou de différents procédés.

Enfin, il est recommandé d'améliorer la documentation des intrants et des coproduits utilisés dans les tanneries. Une identification plus précise de la composition chimique des formulations commerciales, de la fonction des produits utilisés et des caractéristiques des déchets générés permettrait de limiter le recours à des proxys, d'améliorer la représentativité des modèles et de renforcer la fiabilité des évaluations environnementales. Les résultats de l'analyse de sensibilité montrent en effet que les hypothèses retenues pour la gestion des coproduits peuvent influencer significativement les résultats d'ACV. Une meilleure traçabilité des flux permettrait ainsi de réduire les incertitudes liées aux hypothèses d'allocation et d'améliorer la robustesse des modèles.

ANNEXE I

DÉTAILS SUR LES FLUX ET PROCESSUS DE MODÉLISATION DU TANNAGE

Cette section a pour vocation de donner des détails sur les différents flux et fournisseurs de Ecoinvent 3.7 choisis pour modéliser le tannage du cuir.

Choix des *proxys* des intrants chimiques

Tableau-A I-1 Tableau de correspondance entre une partie des intrants chimiques et les flux Ecoinvent choisis

Intrant chimique	Proxy	Commentaire
TANNAGE		
Deliming agent	adipic acid	C'est l'acide utilisé pour éliminer la chaux de la peau et réduire le pH. Le produit chimique généralement utilisé est l'acide hydroxy-carboxylique. Sa structure générale est R-CH-(OH)-COOH, contenant un groupe carboxylique et hydroxyle.
Biocide	ammonium thiocyanate	Il est historiquement utilisé comme biocide dans le cuir. C'est un biocide phénolique. Sa toxicité est très élevée et son utilisation est désormais limitée !! PAS FORTEMENT RECOMMANDÉ – ACCEPTABLE.
Chrome tanning agent (powder)	Chrome powder	Modélisé à partir des données originales.
Weting agent surfactants	dipropylene glycol monomethyl ether	Les produits chimiques généralement utilisés pour cette fonction sont le dipropylène glycol monométhyle (c'est un solvant organique 9 (éther de glycol) utilisé comme solvant industriel et dans la formation chimique), l'alkylbenzène sulfonate (c'est un tensioactif dérivé de la pétrochimie), l'acide gras éthoxylé. (un tensioactif non ionique, obtenu par réaction avec de l'alcool gras).
Formic acid	Formic acid	Tiré d'Ecoinvent 3.7
Liming auxiliary	Lime	Tiré d'Ecoinvent 3.7
Calcium hydroxid lime	Lime, hydrated, loose weight	Tiré d'Ecoinvent 3.7
magnesia oxid	magnesium oxide	Tiré d'Ecoinvent 3.7
fungicides	Pesticide, unspecified	Les fongicides sont une classe de pesticides. Comme il n'y a que des flux fongicides élémentaires dans Ecoinvent 3.7, et en l'absence de détails sur le nom chimique du fongicide utilisé, le « Pesticide » a été choisi comme substitut.
Sodium carbonate	Sosa ash, dense	« Soda ash, dense » a été choisi comme <i>proxy</i> , car il représente le carbonate de sodium anhydre généralement utilisé industriellement,

Intrant chimique	Proxy	Commentaire
		contrairement à la forme heptahydratée qui contient une proportion importante d'eau de cristallisation.
Sodium chloride_powder	Sodium chloride, powder	Tiré d'Ecoinvent 3.7
sodium formiate	sodium formate	Le formiate de sodium (HCOONa) est une chlorure blanche ou un sel pulvérulent dérivé du formol. Il peut être utilisé dans le tannage du cuir jusqu'au contrôle du pH, ainsi que dans le décapage sans ammonium ou la fixation de colorants.
sodium hydrosulphide	sodium hydrosulfide	Tiré d'Ecoinvent 3.7
sodium sulfide	sodium sulfide	Tiré d'Ecoinvent 3.7
Sodium sulfite	sodium sulfite	Tiré d'Ecoinvent 3.7
sulfuric acid	sulfuric acid	Tiré d'Ecoinvent 3.7
RETANNAGE		
Chrome tanning agent (powder)	Chrome powder	Ajouté à partir des données originales
Wetting agent surfactants	dipropylene glycol monomethyl ether	Un tensioactif est utilisé pour réduire la tension de surface entre deux phases dans les formulations chimiques grâce à la combinaison des groupes hydrophiles et hydrophobes qui composent sa structure chimique. D'un point de vue chimique, il agit comme un agent dégraissant. bien que les formulations diffèrent, elles jouent le même rôle, celui de réduire la contrainte excessive entre deux phases hydrophile et hydrophobe
Antistatic agent	ethoxylated alcohol (AE11)	« <i>ethoxylated alcohol</i> » est le meilleur indicateur. Dans l'exemple, il y a AE3, AE7, AE11 et AE>20 (degré d'éthoxylation). AE3-7 : Détergents, fort mouillage, dégraissage, AE9-11 : Antistatiques, dispersants, auxiliaires de finition, AE>20 : Très hydrophiles, dispersants, antistatiques, mélanges antimousses.
formic acid	formic acid	Tiré d'Ecoinvent 3.7
maleic anhydre	maleic anhydride	Tiré d'Ecoinvent 3.7
Amino resins	melamine urea formaldehyde adhesive	Les résines aminiques sont produites par la réaction de condensation d'aldéhydes (principalement du formaldéhyde) avec des composés contenant de l'azote, principalement de l'urée ou de la mélamine. Principaux types : résines urée-formaldéhyde UF, résines mélamine-formaldéhyde MF, résines mélamine-urée-formaldéhyde MUF.
Acrylic polymer	polyacrylamide	La production de polyacrylamide comprend une synthèse dérivée de l'acrylique. C'est une étape de polymérisation. Il comprend l'énergie et les auxiliaires pour le traitement des polymères. Plus représentatif que l'acide acrylique.
Fluorcarbon	polyvinylfluoride	La production de polyfluorure de vinylidène, y compris la polymérisation en émulsion, représente le squelette du polymère fluoré, une teneur élevée en fluor, une charge de matériau persistante de type PFAS. Même s'il n'est pas acrylique, il capte l'intensité des polymères fluorés, leur intensité énergétique et leur impact sur le climat. Ce n'est pas de l'acrylique. Les finitions en fluorocarbonate du cuir véritable sont généralement constituées d'une ossature polymère (acrylique/uréthane) à

Intrant chimique	Proxy	Commentaire
		95-98% et de chaînes latérales fluorées à 2-5%. Le PVDF est entièrement fluoré, il est donc légèrement conservateur.
sodium bicarbonate	sodium bicarbonate	Tiré d'Ecoinvent 3.7
Sodium Formiate	sodium formate	Le formiate de sodium (HCOONa) est une chlorure blanche ou un sel pulvérulent dérivé du formol. Il peut être utilisé dans le tannage du cuir pour le contrôle du pH, ainsi que dans le décapage sans ammonium ou la fixation de colorants.
FINITION		
Organic solvent	ethylene glycol	De Rosa et al. 2018; PEF Category rules: Leather; Annex 7, pages 120-129
Fungicides	Pesticides, unspecified	Les fongicides sont une classe de pesticides. Comme il n'y a que des flux fongicides élémentaires dans Ecoinvent 3.7, et en l'absence de détails sur le nom chimique du fongicide utilisé, le « Pesticide » a été choisi comme substitut.
Acrylic binder	polyacrylamide	Tiré d'Ecoinvent 3.7
Polyurethane binder (duller)	polyurethane adhesive	Tiré d'Ecoinvent 3.7
Wax	wax, lost-wax casting	La cire (Wax) est utilisée pour créer des motifs détaillés qui sont fondus pour former des moules pour le coulage de métaux.
PACKAGING		
Cartonage/corboard	corrugated board box	Tiré d'Ecoinvent 3.7
wooden pallets (22 kg/Pallet)	EUR-flat pallet	Tiré d'Ecoinvent 3.7
PE-plastic foil	packaging film, low density polyethylene	Tiré d'Ecoinvent 3.7

Détails de modélisation des processus intermédiaires, utiles à la modélisation des entrants et sortants

Cette sous-section présente les flux et fournisseurs choisis pour la modélisation des processus intermédiaires tels que la production du chrome en poudre (Chrome powder), le traitement interne et externe de l'eau et le processus d'enfouissement.

Tableau-A I-2 Détails sur la modélisation du processus de fabrication du chrome

Flux	Quantité	Unité	Identifiant (UUID)	Fournisseur	Identifiant (UUID)	Emplacement
Intrants						
electricity, medium voltage	734	MJ	759b89bd-3aa6-42ad-b767-5bb9ef5d331d	market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U	8a86739e-2936-3e24-be2a-469221b7c443	State Grid Corporation of China
glucose	150	kg	fde9ca6e-daeef-4963-a975-e8128d2bf92f	market for glucose glucose Cutoff, U	5ef0dfdb-14b6-4afe-b3eb-a1de0e950aca	Global
heat, district or industrial, natural gas	5292	MJ	1125e767-7b5d-442e-81d6-9b0d3e1919ac	market for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas Cutoff, U	77b78e89-dfa4-3ff7-a687-43cdcf07b87	Rest of World
sodium dichromate	500	kg	606ce42e-0f6b-43b2-8f08-273f1728d48d	market for sodium dichromate sodium dichromate Cutoff, U	e5047843-e1bb-3a1b-9d8c-95957197f616	Global
sulfuric acid	125304,74	kg	9d63da75-8289-4b96-a900-67ec3bd40a16	market for sulfuric acid sulfuric acid Cutoff, U	c86f9519-89a3-4e7c-95d7-0ef311b23f12	Rest of World
water, deionised	1000	kg	360e2eb0-f81c-4e4b-ba6b-c7a690f31275	market for water, deionised water, deionised Cutoff, U	c6442abc-d373-4312-81f6-0ff420417cf0	Rest of World
Extrants						
Carbon dioxide, non-fossil	110	kg	eba59fd6-f37e-41dc-9ca3-c7ea22d602c7	Elementary flows/Emission to air/unspecified		
Chrome powder	1000	kg	6d7bdfde-cbfc-493f-9731-094e2f7fac98	Flux de référence		
Water	990	kg	075e433b-4be4-448e-9510-9a5029c1ce94	Elementary flows/Emission to air/unspecified		

Tableau-A I-3 Détails sur la modélisation du processus d'enfouissement des déchets « Beef landfilling »

Flux	Quantité	Unité	Identifiant (UUID)	Fournisseur	Identifiant (UUID)	Emplacement
Intrants						
diesel, burned in building machine	231 000	btu	b0f4c2fb-5081-474a-8ffa-1457da8345db	diesel, burned in building machine diesel, burned in building machine Cutoff, U	8c196766-6b84-3625-bb96-fb9acb965f36	Global
transport, freight, light commercial vehicle	18,1	t*km	090f56b8-6a83-48c1-ae26-234d04771e53	market for transport, freight, light commercial vehicle transport, freight, light commercial vehicle Cutoff, U	0c38ea85-db24-45b9-b31b-3d516413d3b2	Rest of World
Extrants						
Beef, landfilling	1	sh tn	c9f4bf68-a822-4cac-968f-6d1306db5687	Flux de référence		
Carbon, organic, in soil or biomass stock	1	t	8c2fe757-6866-4ed2-9f89-81012ad774a0	elementary flow/Ressource/in ground		
Methane, non-fossil	0,0248	t	da1157e2-7593-4dfd-80dd-a3449b37a4d8	Elementary flow/Emission to air/unspecified		
electricity, high voltage	79,1	kWh	66c93e71-f32b-4591-901c-55395db5c132	Impact évité		

Tableau-A I-4 Détails sur la modélisation du processus de traitement des effluents à l'interne et à l'externe

Flux	Quantité	Unité	Identifiant (UUID)	Fournisseur	Identifiant (UUID)	Emplacement
Traitement à l'interne						
Intrants						
electricity, medium voltage	2 110 000	kWh	759b89bd-3aa6-42ad-b767-5bb9ef5d331d	market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U	8a86739e-2936-3e24-be2a-469221b7c443	State Grid Corporation of China
iron sulfate	218	kg	c614ee4a-ee63-4b51-b129-8a18a5e458fe	market for iron sulfate iron sulfate Cutoff, U	53453ee3-ded5-4d5c-aaa3-2c559b4d802b	Rest of World
lime, packed	408	kg	9394b900-bc1b-40b4-b9f0-90c5c9d6b734	market for lime, packed lime, packed Cutoff, U	96b7a72a-8f10-344f-af0d-56c9c52b3445	Rest of World
wastewater from tanning process, to internal treatment	563 000	t	7449fe9c-2aa1-4df5-89f5-935cb9ad0871	Flux de référence		
Extrants						
hazardous waste, for incineration	680	t	e5208079-1561-4537-a1f8-863db2702d0f	treatment of hazardous waste, hazardous waste incineration, with energy recovery hazardous waste, for incineration Cutoff, U	435ed2e0-0546-4616-ab83-bff20294af7a	Rest of World
raw sewage sludge	8200	t	eec52dcb-5b55-414a-81e3-b1331ff3462c	treatment of raw sewage sludge, municipal incineration raw sewage sludge Cutoff, U	e34325e0-c7dc-39b7-8ba1-02abe147e2cf	Rest of World
Wastewater from internal	544 000	m³	973e1e99-ce49-4163-	second wastewater treatment	fecf0ba9-2a6d-4a52-bfda-090741e5f879	

Flux	Quantité	Unité	Identifiant (UUID)	Fournisseur	Identifiant (UUID)	Emplacement
treatment to external			b3cb-a60f9763c6dc			
Traitement externe						
Flux	Quantité	Unité	UUID	Fournisseur	UUID	Localisation
Intrants						
COD, Chemical Oxygen Demand	163 200	kg	961ccd56-2eec-4f57-bb18-fc4362b49000	Elementary flows/Emission to water/unspecified		
electricity, medium voltage	136 000	kWh	759b89bd-3aa6-42ad-b767-5bb9ef5d331d	market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U	8a86739e-2936-3e24-be2a-469221b7c443	State Grid Corporation of China
Wastewater from internal treatment to external	544 000	m³	973e1e99-ce49-4163-b3cb-a60f9763c6dc	Flux de référence		
Extrants						
Water, CN	544 000	m³	4f2c6805-4c00-347c-8554-9e1e474e9b99	Elementary flows/Emission to water/ground water		

Tableau A I-5 Liste des matières entrantes et sortantes pour chacune des étapes du processus de tannage, avec leurs teneurs en eau et matière sèche

Matière	Entrée / sortie	Étape	Fraction d'humidité	Référence
Rawhide	Intrant	Beambouse	50 %	Données primaires
Limed hide	Extrant	Beambouse	78 %	Données primaires
Rawhide trimmings	Extrant	Beambouse	50 %	Données primaires
Fleshings	Extrant	Beambouse	80 %	Buljan et al. UNIDO 2000
Limed trimmings	Extrant	Beambouse	80 %	Données primaires
Untanned pelt for split leather	Extrant	Beambouse	70 %	Buljan et al. UNIDO 2000
Other/limed raw hide or skin waste	Extrant	Beambouse	00 %	Karl Flower, Expert en tannage di cuir (2026)
Hair	Extrant	Beambouse	00 %	Hypothèse

Matière	Entrée / sortie	Étape	Fraction d'humidité	Référence
Others (grease)	Extrant	Beambouse	00 %	Hypothèse
Others (salt)	Extrant	Beambouse	00 %	Hypothèse
Others	Extrant	Beambouse	00 %	Hypothèse
Limed hide	Intrant	Tanning	77 %	Données primaires
Wet blue/wet white	Extrant	Tanning	50 %	Buljan et al. UNIDO 2000
Split tanning	Extrant	Tanning	60 %	Karl (2026) and Buljan et al. UNIDO 2000
Trimming, tanned/pickled	Extrant	Tanning	45 %	Karl Flower, Expert en tannage di cuir (2026)
Wet blue/wet white	Intrant	Retanning	50 %	Buljan et al. UNIDO 2000
Crust	Extrant	Retanning	15 %	Données primaires
Trimming , tanned/pickled	Extrant	Retanning	45 %	Karl Flower, Expert en tannage di cuir (2026)
Shavings, tanned	Extrant	Retanning	45 %	Karl Flower, Expert en tannage di cuir (2026)
Buffing dust, tanned	Extrant	Retanning	00 %	Hypothèse
Others	Extrant	Retanning	00 %	Hypothèse
Crust	Intrant	Finishing	15 %	Original data
Finished leather	Extrant	Finishing	11 %	Original data
Finished & Crust trimmings	Extrant	Finishing	11 %	Original data
Others	Extrant	Finishing	00 %	Hypothèse

ANNEXE II

GRAPHIQUES DES ERREURS SUR LES BILANS DE MASSE

Cette section a pour but de présenter les figures qui illustrent les fermetures des bilans de masse de toutes les tanneries, pour chaque approche de correction et chaque étape réalisée.

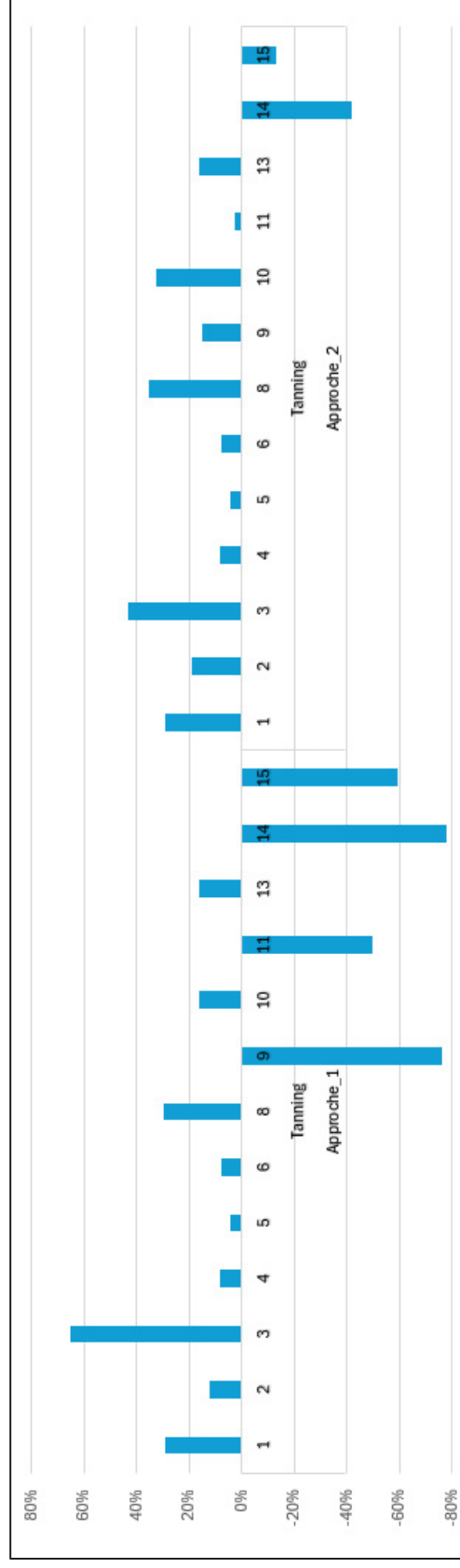


Figure-A II-1 Erreurs sur les bilans de masse pour l'étape de tannage des tanneries 1 à 15, sauf les tanneries 7 et 12, car elles n'effectuent pas cette étape : approches 1 et 2

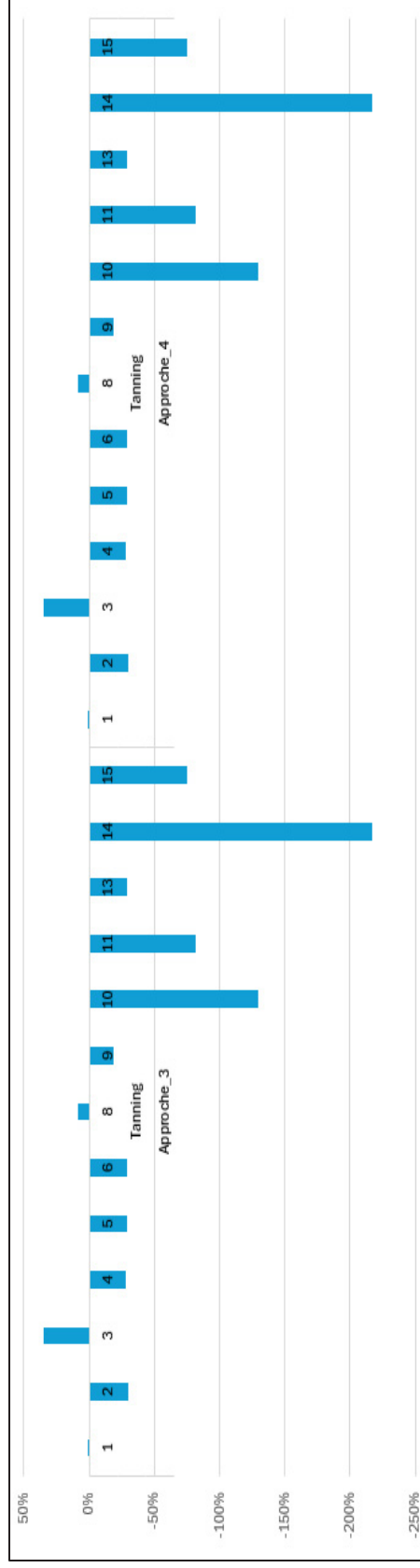


Figure-A II-1 Erreurs sur les bilans de masse pour l'étape du tannage des tanneries 1 à 15, sauf les tanneries 7 et 12, car elles n'effectuent pas cette étape : approches 3 et 4

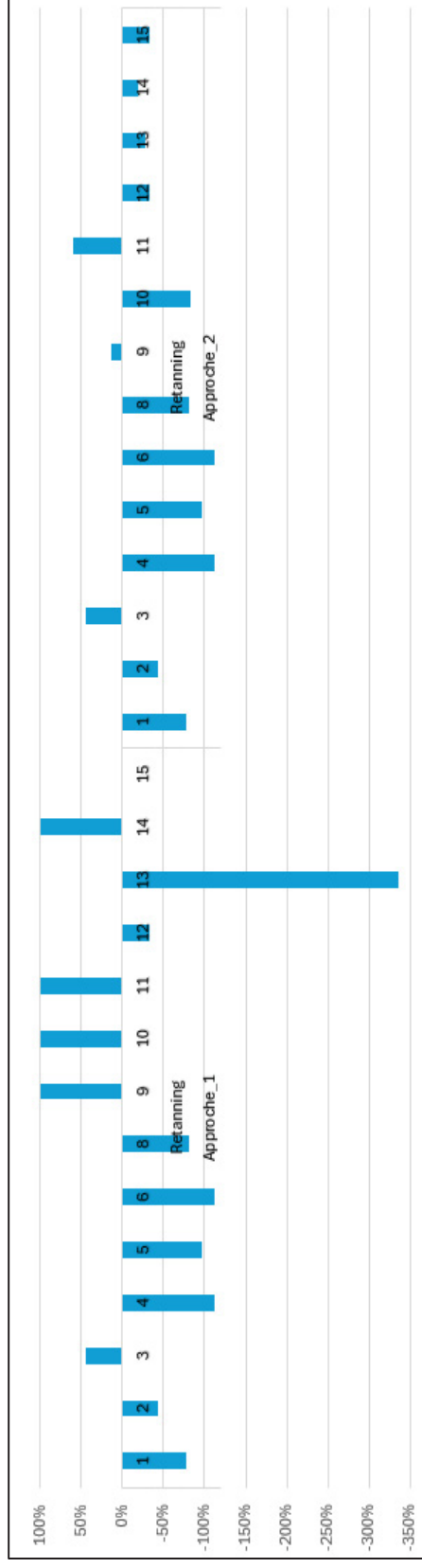


Figure-A II-2 Erreurs sur les bilans de masse pour l'étape de retannage des tanneries 1 à 15, sauf la tannerie 7 car elle n'effectue pas cette étape : approches 1 et 2

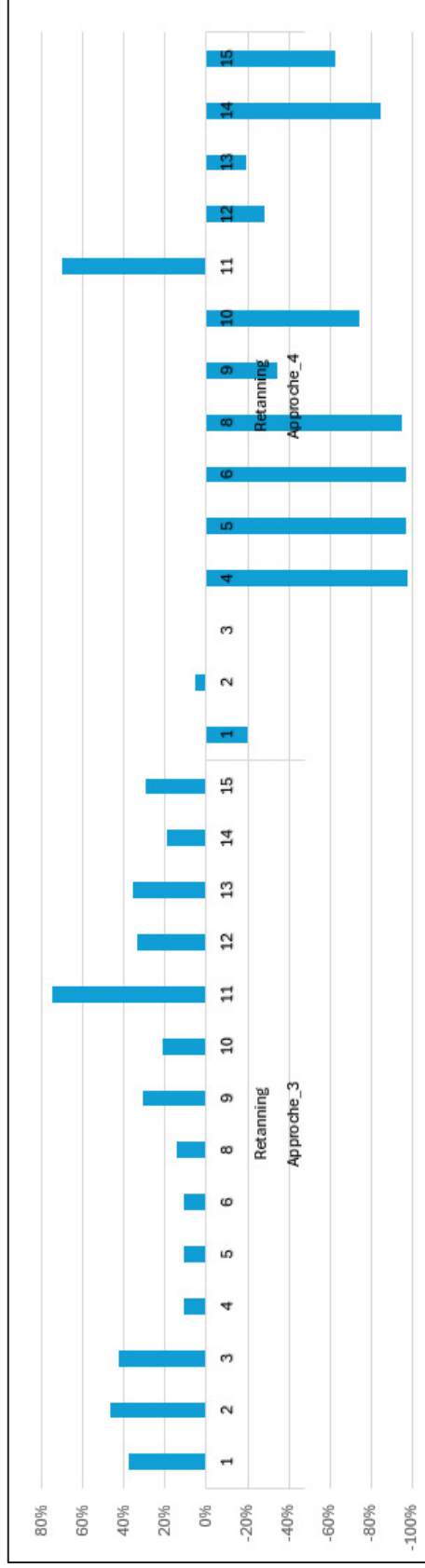


Figure-A II-3 Erreurs sur les bilans de masse pour l'étape de retannage des tanneries 1 à 15, sauf la tannerie 7 car elle n'effectue pas cette étape : approches 3 et 4

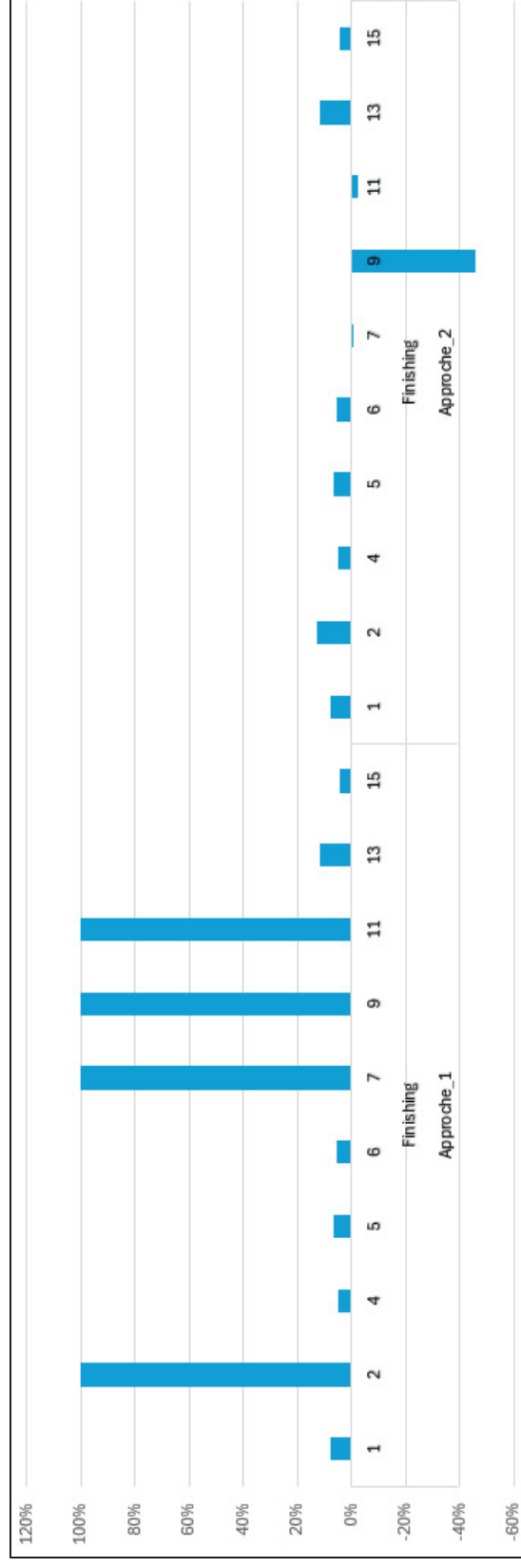


Figure-A II-4 Erreurs sur les bilans de masse pour l'étape de finition des tanneries 1 à 15, sauf les tanneries 3, 8 et 10 qui ne font pas cette étape, ainsi que les tanneries 12 et 14 qui ont des erreurs exponentielles : approches 1 et 2

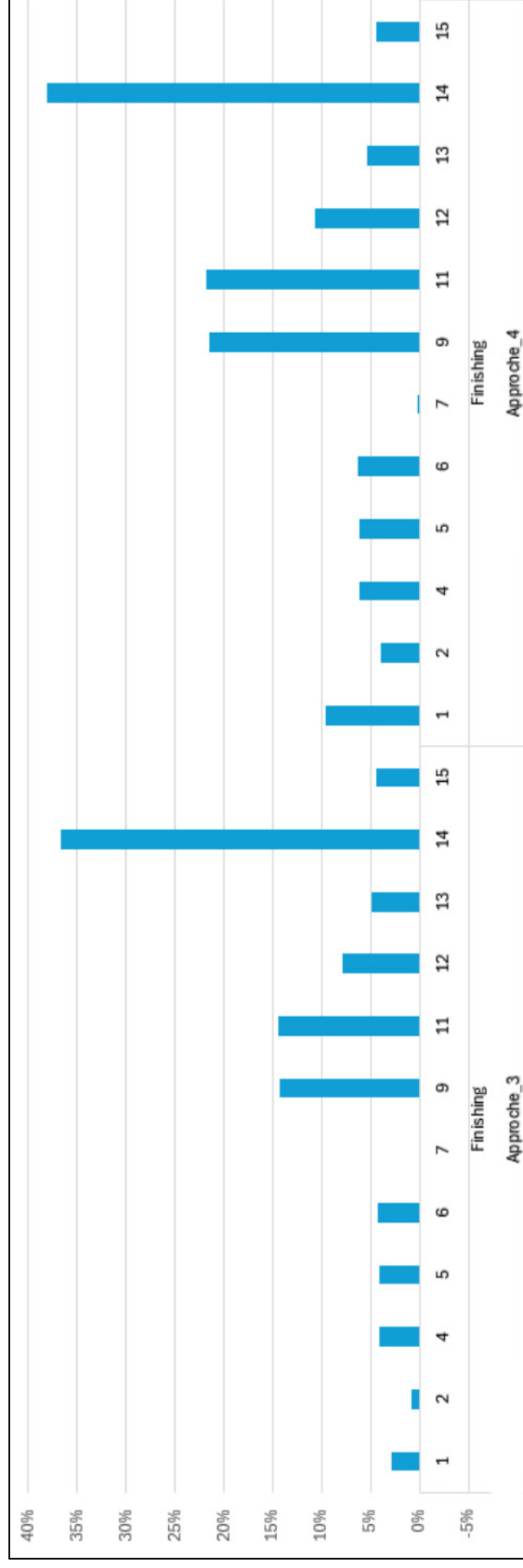


Figure-A II-5 Erreurs sur les bilans de masse pour l'étape de finition des tanneries 1 à 15, sauf les tanneries 3, 8 et 10, qui n'effectuent pas cette étape : approches 3 et 4

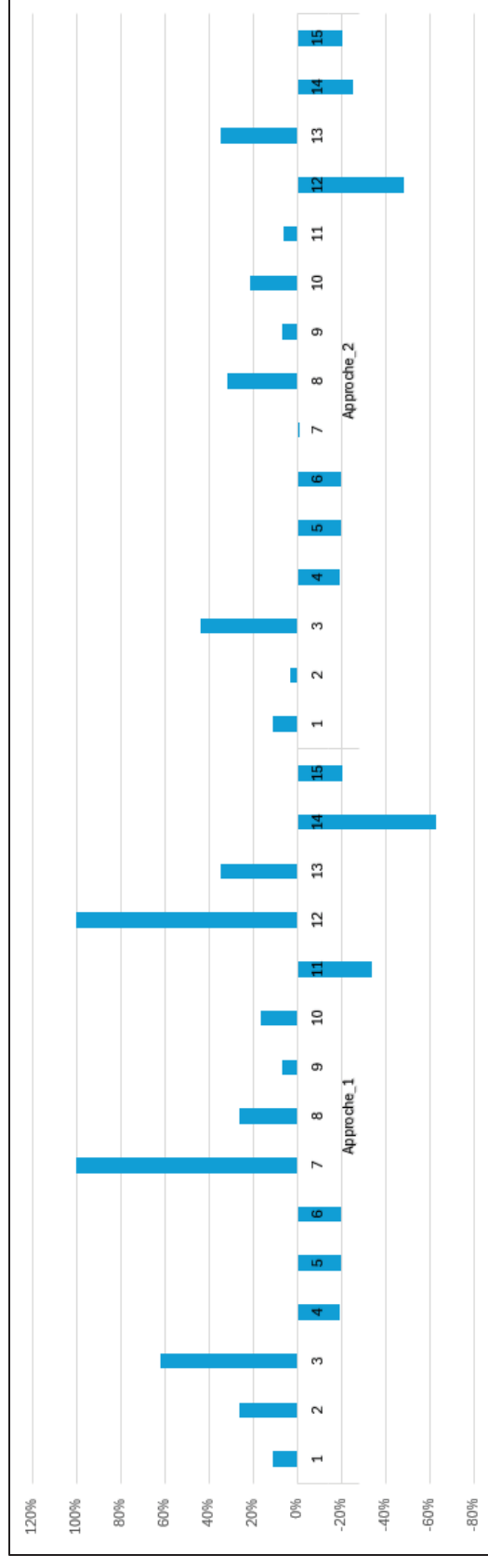


Figure-A II-6 Erreurs sur les bilans de masse des tanneries 1 à 15 pour les approches 1 et 2

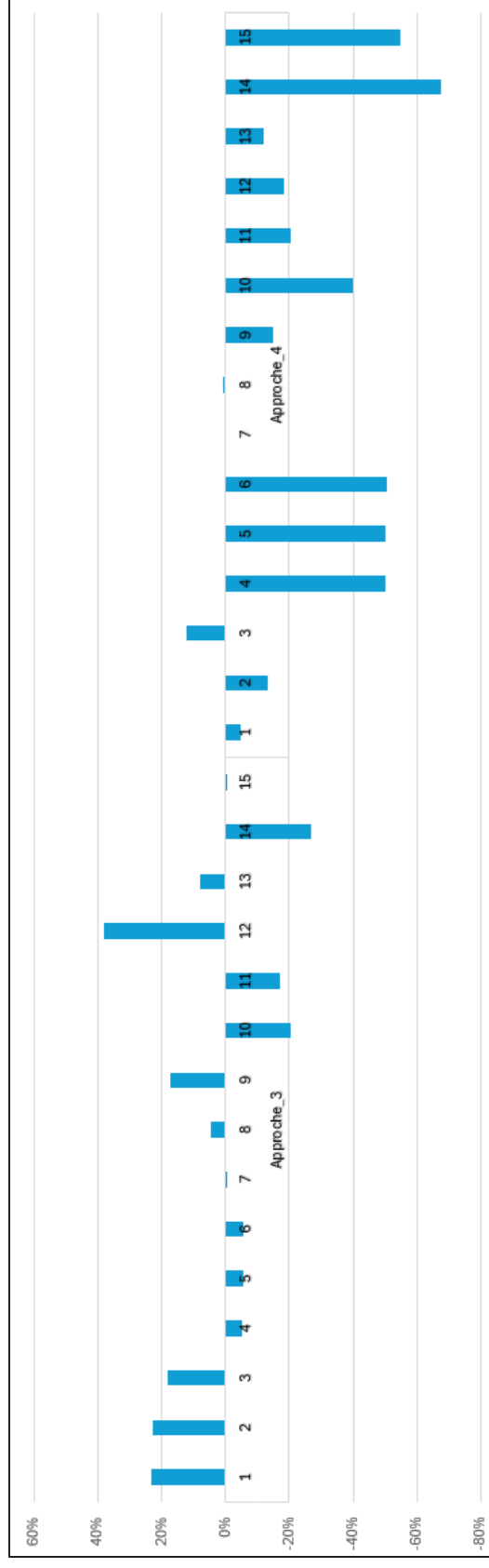


Figure-A II-7 Erreurs sur les bilans de masse des tanneries 1 à 15 pour les approches 3 et 4

ANNEXE III

ANALYSE DÉTAILLÉE DES IMPACTS ABSOLUS DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE

Cette annexe présente les résultats absolus des impacts environnementaux obtenus pour chacune des étapes du procédé de tannage. Ces résultats complètent l'analyse présentée au CHAPITRE 4, dans lequel les impacts ont été interprétés en fonction des unités fonctionnelles retenues. Les valeurs présentées ici permettent d'illustrer la contribution détaillée des différentes catégories d'inventaires à chaque étape du procédé. Elle constitue un complément d'informations destiné à faciliter l'interprétation des résultats sans intervenir dans la comparaison des approches de modélisation, laquelle est réalisée à partir des impacts normalisés.

Travail de rivière

Les impacts absolus du travail de rivière montrent que cette étape a une forte contribution à l'empreinte environnementale globale de la tannerie. Les catégories les plus contributrices sont l'enfouissement des coproduits, la consommation énergétique, le traitement des eaux usées et les intrants chimiques. Les approches 3 et 4 présentent des résultats identiques conformément aux hypothèses de modélisation retenues pour ces deux approches.

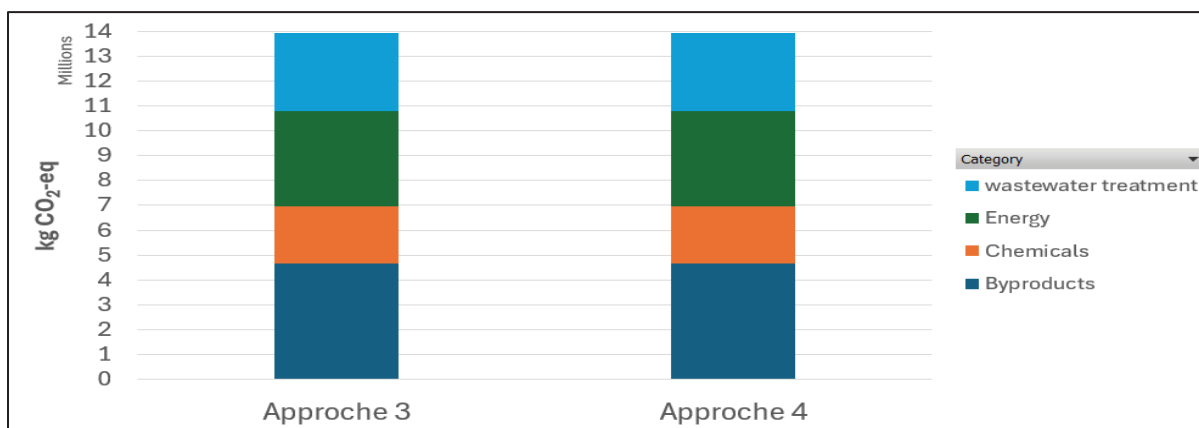


Figure-A III-1 Contribution des principales catégories d'inventaires aux impacts de l'étape de travail de rivière (UF = 1 kg de cuir fini)

Tannage

Les résultats absolus du tannage mettent en évidence une différence entre les approches 1-2 et les approches 3-4, résultant de la séparation du travail de rivière dans ces dernières. La consommation énergétique demeure le principal poste d'impact, tandis que les contributions des intrants chimiques, les traitements des eaux usées et des coproduits diminuent lorsque les flux sont répartis entre les 2 étapes. La contribution du chrome reste pratiquement identique entre les 4 approches.

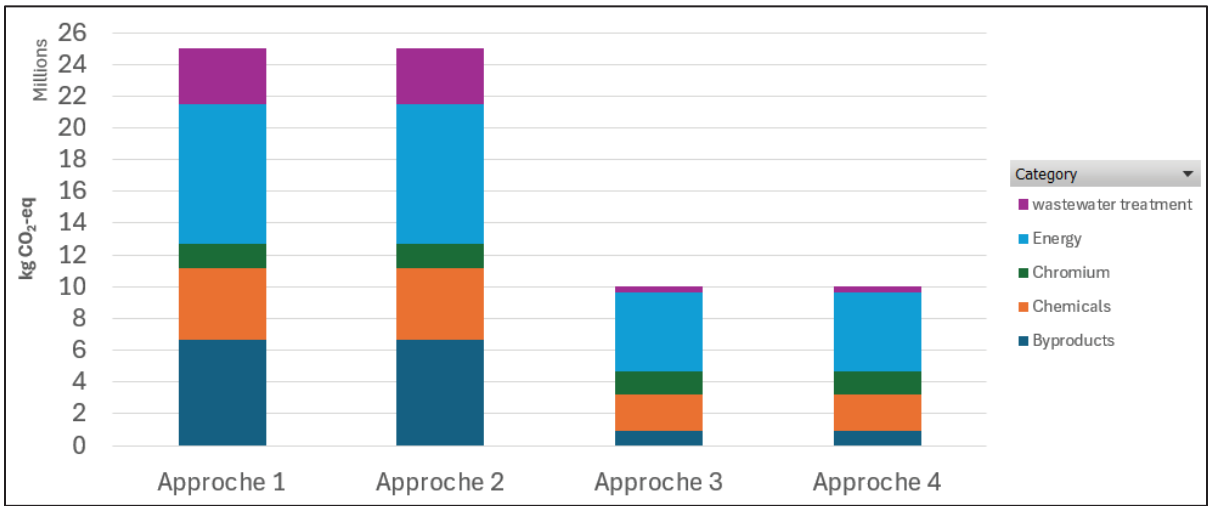


Figure-A III-2 Contribution des principales catégories d'inventaires aux impacts de l'étape de tannage (UF = 1 kg de cuir fini)

Retannage

Les impacts absolus du retannage sont très similaires pour les 4 approches de modélisation. La consommation énergétique, principalement la vapeur et l'électricité, représente la majeure partie des impacts, tandis que les contributions des intrants chimiques et des coproduits demeurent plus faibles.

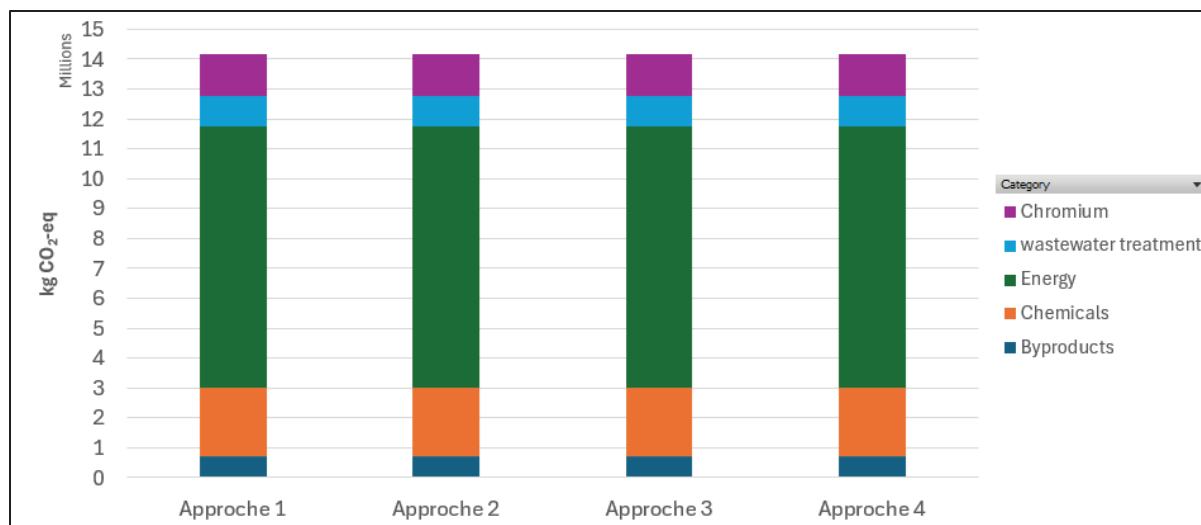


Figure-A III-3 Contribution Les principales catégories d'inventaires aux impacts de l'étape de retannage (UF = 1 kg de cuir fini)

Finition

La finition constitue l'étape présentant les impacts absolus les plus faibles. Les émissions sont principalement attribuables à la consommation énergétique et aux intrants chimiques, alors que les contributions liées aux emballages, aux coproduits et au traitement des eaux usées restent limitées.

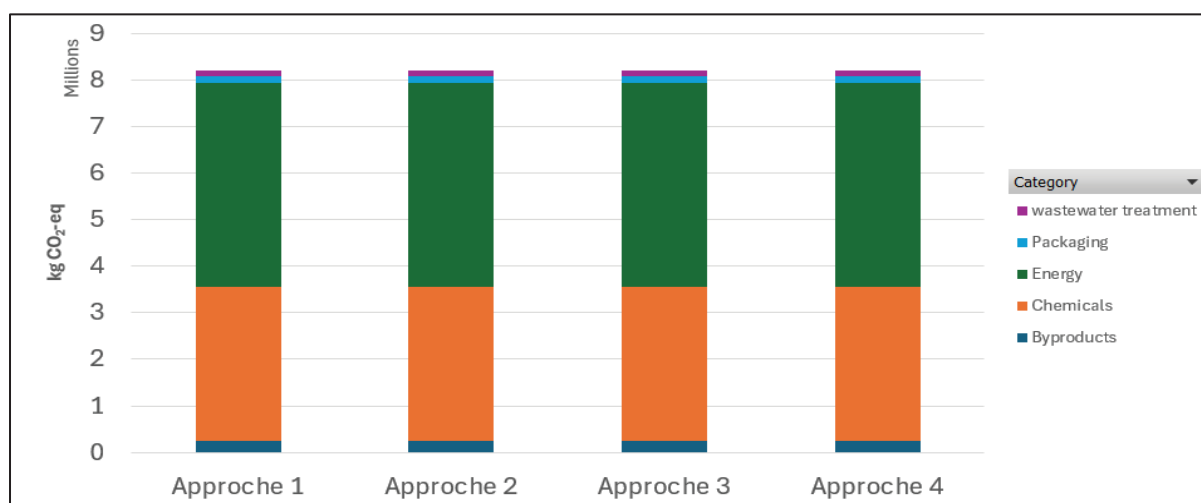


Figure-A III-4 Contribution des principales catégories d'inventaires aux impacts de l'étape de finition (UF = 1 kg de cuir fini)

Comparaison des deux unités fonctionnelles

Les impacts calculés pour les unités fonctionnelles exprimés pour 1 kg et un 1 m² de cuir fini présentent des valeurs très proches d'une unité fonctionnelle à l'autre. Cette observation confirme que les différences observées dans les résultats globaux proviennent principalement du choix du dénominateur associé à l'unité fonctionnelle plutôt que des impacts générés par les procédés eux-mêmes.

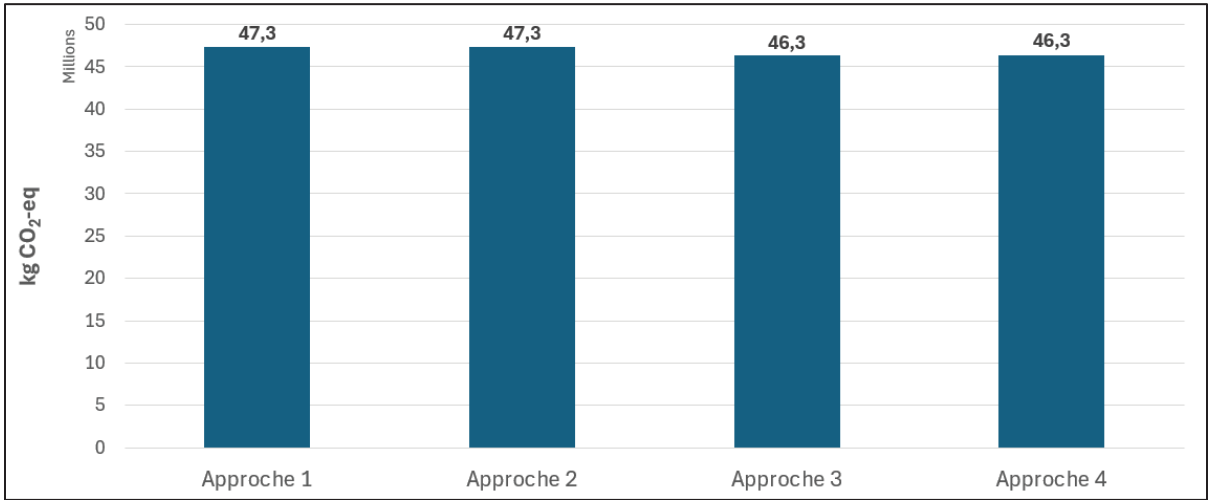


Figure-A III-5 Impacts globaux de la tannerie aux approches 1 à 4, pour les unités fonctionnelles exprimées en kilogramme et en mètre carré de cuir fini

Tableau-A III-1 Résumé des impacts absolus des changements climatiques à court terme pour les différentes étapes du procédé et les quatre approches de modélisation

Étape	Approche 1	Approche 2	Approche 3	Approche 4
Unité fonctionnelle exprimée en kg de cuir fini				
Travail de rivière	-	-	$1,39 \cdot 10^7$	$1,39 \cdot 10^7$
Tannage	$2,50 \cdot 10^7$	$2,50 \cdot 10^7$	$1,00 \cdot 10^7$	$1,00 \cdot 10^7$
Retannage	$1,42 \cdot 10^7$	$1,42 \cdot 10^7$	$1,42 \cdot 10^7$	$1,42 \cdot 10^7$
Finition	$8,21 \cdot 10^6$	$8,21 \cdot 10^6$	$8,21 \cdot 10^6$	$8,21 \cdot 10^6$
Unité fonctionnelle exprimées en m ² de cuir fini				
Travail de rivière	-	-	$1,39 \cdot 10^7$	$1,39 \cdot 10^7$
Tannage	$2,50 \cdot 10^7$	$2,50 \cdot 10^7$	$1,00 \cdot 10^7$	$1,00 \cdot 10^7$
Retannage	$1,42 \cdot 10^7$	$1,42 \cdot 10^7$	$1,42 \cdot 10^7$	$1,42 \cdot 10^7$
Finition	$8,21 \cdot 10^6$	$8,21 \cdot 10^6$	$8,21 \cdot 10^6$	$8,21 \cdot 10^6$

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Arvidsson, R., Tillman, A., 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. <https://doi.org/10.1111/jiec.12690>
- Bare, J. C., Hofstetter, P., Pennington, D. W., & De Haes, H. A. U. (2000). Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6), 319. <https://doi.org/10.1007/BF02978665>
- Belay, A. A. (2010). Impacts of Chromium from Tannery Effluent and Evaluation of Alternative Treatment Options. *Journal of Environmental Protection*, 01(01), 53-58. <https://doi.org/10.4236/jep.2010.11007>
- Black, M., Canova, M., Rydin, S., Scalet, B. M., Roudier, S., & Sancho, L. D. (2013). *Best available techniques (BAT) reference document for the tanning of hides and skins: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (integrated pollution prevention and control)*. LU : Publications Office. Repéré à <https://data.europa.eu/doi/10.2788/13548>
- Boulay, A.-M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuillière, M. J., Manzardo, A., ... Pfister, S. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(2), 368-378. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>
- Brugnoli, F. (2012). Life Cycle Assessment, Carbon Footprint in Leather Processing (Review of methodologies and recommendations for harmonization), 74.
- Buljan, J., Reich, G., & Ludvik, J. (2000). MASS BALANCE IN LEATHER PROCESSING. *UNITED NATIONS INDUSTRIAL DEVELOPMENT ORGANIZATION*, (US/RAS/92/120). Repéré à <https://www.unido.org/publications/ot/9654228/pdf>
- Buljan, Jakov, & Král', I. (2019). The framework for sustainable leather manufacturing 2nd edition. United Nations Industrial Development Organization.
- Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A.-M., Bourgault, G., De Bruille, V., ... Jolliet, O. (2019). IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1653-1674. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>

- Chen, W., Chen, Z., Long, Z., & Shan, Z. (2022). Development of aldehyde and similar-to-aldehyde tanning agents. *Textile Research Journal*, 92(17-18), 3387-3397. <https://doi.org/10.1177/00405175211023813>
- Chowdhury, M., Mostafa, M. G., Biswas, T. K., Mandal, A., & Saha, A. K. (2015). Characterization of the Effluents from Leather Processing Industries. *Environmental Processes*, 2(1), 173-187. <https://doi.org/10.1007/s40710-015-0065-7>
- Chowdhury, Z. U. Md., Ahmed, T., & Hashem, Md. A. (2017). Materials and energy flow in the life cycle of leather: a case study of Bangladesh. *Matériaux & Techniques*, 105(5-6), 502. <https://doi.org/10.1051/mattech/2018013>
- Conde, M., Combalia, F., Baquero, G., Ollé, L., & Bacardit, A. (2022). Exploring the feasibility of substituting mimosa tannin for pine bark powder. A LCA perspective. *Cleaner Engineering and Technology*, 7, 100425. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100425>
- Curran, M. A. (2004). The status of life-cycle assessment as an environmental management tool. *Environmental Progress*, 23(4), 277-283. <https://doi.org/10.1002/ep.10046>
- Curran, M. A., Mann, M., & Norris, G. (2005). The international workshop on electricity data for life cycle inventories. *Journal of Cleaner Production*, 13(8), 853-862. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2002.03.001>
- Ding, W., Liu, H., Remón, J., Jiang, Z., Chen, G., Pang, X., & Ding, Z. (2022). A step-change toward a sustainable and chrome-free leather production: Using a biomass-based, aldehyde tanning agent combined with a pioneering terminal aluminum tanning treatment (BAT-TAT). *Journal of Cleaner Production*, 333, 130201. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130201>
- Dziadel, M., & Ignatowicz, K. (2022). Assessment of the Quality of Wastewater Generated During Production at a Tannery Plant. *Journal of Ecological Engineering*, 23(5), 109-115. <https://doi.org/10.12911/22998993/147253>
- Fantke, P., Bijster, M., Hauschild, M. Z., Huijbregts, M., Joliet, O., Kounina, A., ... Van Zelm, R. (2017). USEtox® 2.0 Documentation (Version 1.00). <https://doi.org/10.11581/DTU:00000011>
- Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., & Klüppel, H.-J. (2006). The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2), 80-85. <https://doi.org/10.1065/lca2006.02.002>

- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., ... Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1-21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Fortune Business Insights. (2024). Leather Goods Market Size, Share, Growth, Report, 2032. *Fortune Business Insights*. Repéré à <https://www.fortunebusinessinsights.com/leather-goods-market-104405>
- Frischknecht, R., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Heck, T., Jungbluth, N., ... Nemecek, T. (2007). The Environmental Relevance of Capital Goods in Life Cycle Assessments of Products and Services.
- Giaccherini, F., Munz, G., Dockhorn, T., Lubello, C., & Rosso, D. (2017). Carbon and energy footprint analysis of tannery wastewater treatment: A Global overview. *Water Resources and Industry*, 17, 43-52. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2017.03.001>
- Grand View Research. (2024). Leather Goods Market Size & Share | Industry Report, 2033. *Grand View Research*. Repéré à <https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/leather-goods-market>
- Hansen, É., de Aquim, P. M., & Gutterres, M. (2021). Environmental assessment of water, chemicals and effluents in leather post-tanning process: A review. *Environmental Impact Assessment Review*, 89, 106597. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2021.106597>
- Hasan, Md. K., Shahriar, A., & Jim, K. U. (2019). Water pollution in Bangladesh and its impact on public health. *Heliyon*, 5(8), e02145. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02145>
- Hasan, S. Md. M., Akber, Md. A., Bahar, Md. M., Islam, Md. A., Akbor, Md. A., Siddique, Md. A. B., & Islam, Md. A. (2021). Chromium Contamination from Tanning Industries and Phytoremediation Potential of Native Plants: A Study of Savar Tannery Industrial Estate in Dhaka, Bangladesh. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 106(6), 1024-1032. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03262-z>
- Hauschild, M. Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., ... Pant, R. (2013a). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), 683-697. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0489-5>
- Hauschild, M. Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., ... Pant, R. (2013b). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), 683-697. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0489-5>

- Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K., & Olsen, S. I. (Éds). (2018). *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. Cham : Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3>
- Heijungs, R., & Guinée, J. B. (2007). Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*, 27(8), 997-1005. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.013>
- Hertwich, E. G. (2005). Consumption and the Rebound Effect: An Industrial Ecology Perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 9(1-2), 85-98. <https://doi.org/10.1162/1088198054084635>
- Jia, L., Ma, J., Gao, D., Lyu, B., & Zhang, J. (2016). Application of an amphoteric polymer for leather pickling to obtain a less total dissolved solids residual process. *Journal of Cleaner Production*, 139, 788-795. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.097>
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324. <https://doi.org/10.1007/BF02978505>
- Jolliet, O., Saadé-Sbeih, M., Crettaz, P., Jolliet-Gavin, N., Shaked, S., Soucy, G., & Houillon, G. (2017). *Analyse du cycle de vie Comprendre et réaliser un écobilan* (3e édition mise à jour et augmentée). Italie : (s.n.).
- Kanagaraj, J., Velappan, K. C., Babu, N. K. C., & Sadulla, S. (2006). Solid wastes generation in the leather industry and its utilization for cleaner environment□A review, 65.
- Kanagy, J. R., & Wallace, E. L. (1943). Density of leather and its significance. *Journal of Research of the National Bureau of Standards*, 31(1), 169. <https://doi.org/10.6028/jres.031.006>
- Khan, K. M., Nahar, L., Mannan, A., Arfan, M., Khan, G. A., Hobbs, G., & Sarker, S. D. (2018). Evaluation of resazurin microtiter plate assay and HPLC- photodiode array analysis of the roots of *Asparagus adscendens*. *Natural Product Research*, 32(3), 346-349. <https://doi.org/10.1080/14786419.2017.1353509>
- Kılıç, E., McLaren, S. J., Holmes, G., Fullana-i-Palmer, P., & Puig, R. (2023). Product environmental footprint of New Zealand leather production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 28(4), 349-366. <https://doi.org/10.1007/s11367-023-02143-3>

- Li, X., Wang, Y., Li, J., & Shi, B. (2016). Effect of Sodium Chloride on Structure of Collagen Fiber Network in Pickling and Tanning, *III*.
- Lyu, B., Chang, R., Gao, D., & Ma, J. (2018). Chromium Footprint Reduction: Nanocomposites as Efficient Pretanning Agents for Cowhide Shoe Upper Leather. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 6(4), 5413-5423. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b00233>
- Mahdi, S., Messaoud-Bouregghda, M.-Z., & Aksas, H. (2021). Comparative study of environmental impact of three-leather process production by life cycle analysis. *Indian Journal of Chemical Technology*. <https://doi.org/10.56042/ijct.v28i3.43989>
- Mann, B. R., & McMillan, M. M. (1994). The Chemistry of the Leather Industry. G. L. Bowron & Co. Ltd. / Aranui High School. Mis à jour par B. R. Mann (Managing Director G. L. Bowron & Co. Ltd.).
- Maximize Market Researc. (2024). Automotive Leather Market - Global Industry Analysis and Forecast (2024-2030). *Maximize Market Research*. Repéré à <https://www.maximizemarketresearch.com/market-report/global-automotive-leather-market/54794/>
- Minitab. (2026). Assistance de Minitab [Plans de surface de réponse]. *Que sont les plans de surface de réponse, les plans composites centrés et les plans de Box-Behnken ?* <https://doi.org/support.minitab.com>
- Morera, J. M., Borri, E., Zsembinszki, G., Vérez, D., Gasa, G., Bartolí, E., & Cabeza, L. F. (2023). Energy Assessment of a Tannery to Improve Its Sustainability. *Sustainability*, 15(6), 5599. <https://doi.org/10.3390/su15065599>
- Muthu, S. S. (Éd.). (2021). *Water Footprint: Assessment and Case Studies*. Singapore : Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-33-4377-1_5
- Pizzol, M., Laurent, A., Sala, S., Weidema, B., Verones, F., & Koffler, C. (2017). Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(6), 853-866. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1199-1>
- 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. <https://doi.org/10.1111/jiec.12074>

- Precedence Research. (2024). Leather Goods Market Size To Hit USD 831.38 Bn by 2034. *Precedence Research*. Repéré à <https://www.precedenceresearch.com/leather-goods-market>
- Ramalingam, S., Das, I., Ganesan, S., Rajendiran, N., Rathinam, A., & Srinivasan, S. V. (2025). Chromium chemistry and chromium management in tanneries. Dans *Advanced Technologies in Wastewater Treatment* (pp. 93-123). (S.l.): Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-13844-7.00009-1>
- Rawshot. (2025). Leather Goods Industry Statistics. *Rawshot*. Repéré à <https://rawshot.ai/statistic/leather-goods-industry/>
- Rosa-Giglio, P. D., Ioannidis, I., Gonzalez-Quijano, G., & Fontanella, A. (2018). Product Environmental footprint category rules.
- Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Joliet, O., Juraske, R., ... 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. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>
- Shou, M., & Domenech, T. (2022). Integrating LCA and blockchain technology to promote circular fashion – A case study of leather handbags. *Journal of Cleaner Production*, 373, 133557. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133557>
- Singh, K., Kumari, M., & Prasad, K. S. (2023). Tannery Effluents: Current Practices, Environmental Consequences, Human Health Risks, and Treatment Options. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 51(3). <https://doi.org/10.1002/clen.202200303>
- Sky Quest Technology Consulting. (2025, juin). Leather Goods Market Size & Share | Industry Growth. *Sky Quest Technology Consulting*. Repéré à <https://www.skyquestt.com/report/leather-goods-market>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., ... Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Tadesse, A., Fentaw, E., Mekbib, B., Abebe, R., Mekuria, S., & Zewdu, E. (2011). Study on the prevalence of ectoparasite infestation of ruminants in and around Kombolcha and damage to fresh goat pelts and wet blue (pickled) skin at Kombolcha Tannery, Northeastern Ethiopia. *Ethiopian Veterinary Journal*, 15(2). <https://doi.org/10.4314/evj.v15i2.67697>

- Tasca, A. L., & Puccini, M. (2019). Leather tanning: Life cycle assessment of retanning, fatliquoring and dyeing. *Journal of Cleaner Production*, 226, 720-729. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.335>
- Tchobanoglous, G. (2019). Integrated wastewater management: The future of water reuse in large metropolitan areas. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15(1), 160-163. <https://doi.org/10.1002/ieam.4103>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2023, décembre). Waste Reduction Model Tool - Version 16. U.S. Environmental Protection Agency. Repéré à <https://www.epa.gov/waste-reduction-model/versions-waste-reduction-model#v16>
- US EPA. (2026, 5 février). <https://www.epa.gov/waste-reduction-model/documentation-waste-reduction-model>. United State, Environment Protection Agency. <https://www.epa.gov/waste-reduction-model/versions-waste-reduction-model#v16>
- Van Zelm, R., Hennequin, T., & Huijbregts, M. A. J. (2025). Performing life cycle impact assessment with the midpoint and endpoint method ReCiPe. *Nature Protocols*, 20(12), 3400-3411. <https://doi.org/10.1038/s41596-025-01207-y>
- Verones, F., Bare, J., Bulle, C., Frischknecht, R., Hauschild, M., Hellweg, S., ... Fantke, P. (2017a). LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. *Journal of Cleaner Production*, 161, 957-967. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.206>
- Verones, F., Bare, J., Bulle, C., Frischknecht, R., Hauschild, M., Hellweg, S., ... Fantke, P. (2017b). LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. *Journal of Cleaner Production*, 161, 957-967. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.206>
- Vieira, M., Ponsioen, T., Goedkoop, M., & Huijbregts, M. (2016). Surplus Cost Potential as a Life Cycle Impact Indicator for Metal Extraction. *Resources*, 5(1), 2. <https://doi.org/10.3390/resources5010002>
- Wang, X., Wang, W., Liu, X., & Wang, Y. (2021). Amphoteric functional polymers for leather wet finishing auxiliaries: A review. *Polymers for Advanced Technologies*, 32(5), 1951-1964. <https://doi.org/10.1002/pat.5248>
- Weidema, B. P. (1999). System expansions to handle co-products of renewable materials.
- Yang, H., An, D., Gaidau, C., Zhang, J., & Zhou, J. (2021). Life cycle assessment of processing for chrome tanned cowhide upper leather. *Leather and Footwear Journal*, 21(2), 75-86. <https://doi.org/10.24264/lfj.21.2.1>

- Ya'u Muhammad, J., Alhassan, S., Sule Ahmad Abdulmajeed, I., Hassan Waziri, N., Hassan Waziri, N. X., & Faruk Tukur, F. (2020). Energy Audit and Management of a Tannery Company: A Case Study of Kano State. *American Journal of Electrical Power and Energy Systems*, 9(1), 1. <https://doi.org/10.11648/j.epes.20200901.11>
- Zamagni, A., Guinée, J., Heijungs, R., Masoni, P., & Raggi, A. (2012). Lights and shadows in consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(7), 904-918. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0423-x>

