

RECOMMANDATIONS POUR L'AMÉLIORATION D'UN OUTIL D'ANALYSE DE CYCLE DE VIE
ENVIRONNEMENTALE :
MESURE DE L'INCERTITUDE
ET CARACTÉRISATION DES IMPACTS DE LA CONSOMMATION D'EAU

Par Alexandre Charpentier Poncelet

Essai présenté au Centre de formation en environnement et développement durable
et à l'Université de technologies de Troyes,
en vue de l'obtention du double diplôme
Maîtrise en environnement et
Master en Ingénierie et Management de l'Environnement et du Développement Durable
(M. Env. - IMEDD)

Sous la direction de Monsieur Bertrand Laratte

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE (Québec, Canada)
UNIVERSITÉ DE TECHNOLOGIES DE TROYES (France)

Septembre 2017

SOMMAIRE

Mots clés : Analyse de cycle de vie, évaluation environnementale, impact environnemental, incertitude, échantillonnage de Monte Carlo, consommation d'eau, empreinte eau, *Available Water Remaining*

L'analyse de cycle de vie, encadrée par les normes internationales ISO 14 040 et ISO 14 044 et les lignes directrices de la Commission européenne dans les documents de l'*International Reference Life Cycle Data System Handbook*, est une méthode reconnue internationalement pour réaliser l'évaluation environnementale exhaustive de produits et services. L'Institut des Corps Gras a développé un outil d'analyse de cycle de vie pour les huiles végétales. Pour demeurer pertinente face au contexte du secteur et de l'ACV en général, la méthodologie doit être mise à jour régulièrement. Pour la version actuelle de la méthodologie, l'intégration de la mesure de l'incertitude et la mise à jour de la méthode de caractérisation des impacts de la consommation d'eau sont considérés. Pour ce faire, une revue de littérature permet de faire ressortir la situation actuelle de la prise en compte de l'incertitude dans les analyses de cycle de vie, et les différentes méthodes utilisées en analyse de cycle de vie. Une seconde revue de littérature présente les paramètres importants à considérer pour caractériser les impacts de la consommation d'eau, soit l'empreinte eau, et les méthodes pertinentes intégrant ces paramètres. L'empreinte eau, au sens de la norme ISO 14 046 :2014, représente l'ensemble des impacts sur la ressource « eau », tant sur les aspects quantitatifs que sur les aspects qualitatifs. Pour l'instant, en ACV, un indicateur d'impact pour la consommation d'eau solide doit couvrir les impacts liés strictement à la consommation locale de l'eau en relation au contexte géographique et temporel, sans considérer le changement de qualité de celle-ci.

Les méthodes de mesure de l'incertitude et d'évaluation des impacts de la consommation d'eau sont nombreuses. Les méthodes les plus pertinentes sont décrites et évaluées. Des analyses multicritères ressortent les méthodes les plus performantes et les mieux habilitées à accomplir leur rôle, compte tenu du contexte de l'Institut des Corps Gras et de la nature de ses travaux. Pour l'incertitude, la méthode d'échantillonnage de Monte Carlo ressort comme étant la plus facilement utilisable. Pour l'impact de la consommation d'eau, la méthode *Available Water Remaining* est la mieux évaluée. Cependant, pour les mettre en œuvre, des travaux futurs, portant notamment sur les renseignements des données utilisées, sont à prévoir. Les documents référencés, les grilles d'analyses et les évaluations effectuées peuvent être réutilisés pour l'approfondissement des travaux menés et les travaux futurs basés sur cet essai.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont rendus l'accomplissement de cet essai-intervention possible. Plus particulièrement, j'adresse mes remerciements à M. Bertrand Laratte, professeur à l'ENSAM de Bordeaux, qui m'a dirigé et guidé pour la rédaction de cet essai. Je remercie aussi M. Fabrice Bosque, responsable de l'unité Environnement et Eco-Industries de l'ITERG, qui m'a recruté pour ce poste et suivi régulièrement en tant que maître de stage tout au long de mon séjour.

Je tiens aussi à remercier mes collègues Antoine Besnier et Laureen Badey, qui m'ont encadrés pendant le stage, et qui ont réussi à supporter ma présence dans leur bureau pendant six longs mois, et m'apporter de l'aide et des explications à moult reprises.

Je salue aussi mes nouveaux amis européens, qui ont su égayer mon séjour sur le vieux continent et rendre cette expérience mémorable, et aussi mes amis que j'ai laissés derrière pour un moment, mais sur lesquels je peux toujours compter.

Finalement, je remercie ma famille, qui m'a encouragé à vivre ce séjour outre-Atlantique fort enrichissant tant sur le plan professionnel que personnel. Donald, j'aurais vraiment aimé partager ces moments avec toi.

En marche!

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. MISE EN CONTEXTE.....	4
1.1 Contexte de l'ACV en France, en relation avec le contexte européen.....	4
1.2 Description et spécificités des ACV d'huiles végétales	5
1.2.1 Production et ACV d'huiles végétales.....	5
1.2.2 Débouchés pour les huiles végétales	7
1.2.3 Outil d'ACV pour l'évaluation environnementale des huiles végétales	8
2. MÉTHODOLOGIE.....	13
2.1 Recherche d'information pour l'état de l'art	13
2.1.1 Spécificités pour l'état de l'art portant sur l'incertitude en ACV	13
2.1.2 Spécificités pour les méthodes de caractérisation des impacts pour la consommation d'eau ...	13
2.2 Construction des grilles d'analyse multicritères	14
2.2.1 Sélection des méthodes de mesure de l'incertitude retenues pour l'évaluation.....	14
2.2.2 Sélection des critères d'évaluation pour les méthodes de mesure de l'incertitude	14
2.2.3 Sélection des méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau retenues pour l'évaluation	14
2.2.4 Sélection des critères d'évaluation pour les méthodes de caractérisation des impacts pour la consommation d'eau	15
2.3 Pondération.....	15
2.4 Évaluation	15
2.4.1 Spécificités de l'évaluation des méthodes de mesure de l'incertitude	15
2.4.2 Spécificités de l'évaluation des méthodes de mesure de caractérisation des impacts de la consommation d'eau	15
3. ÉTAT DE L'ART - MESURE DE L'INCERTITUDE EN ACV.....	17
3.1 Sources d'incertitude	17
3.2 Défis pour l'évaluation d'incertitude	19
3.3 Analyse d'incertitude.....	19
3.4 Méthodes de propagation de l'incertitude.....	19
3.4.1 Modélisation stochastique.....	23
3.4.2 Échantillonnage Monte Carlo.....	24
3.4.3 Échantillonnage quasi-Monte Carlo	24
3.4.4 Échantillonnage Monte Carlo Bayésienne	24
3.4.5 Échantillonnage Latin Hypercube	25
3.4.6 Ensembles flous de données et propagation par calcul d'arithmétique floue	25
3.4.7 Approche hybride entre l'échantillonnage et les ensembles flous de données.....	26

3.4.8 Propagation analytique de l'incertitude	27
3.4.9 Modélisation de scénario	28
3.5 Note sur la prise en compte de la corrélation entre les variables	28
3.6 Choix de la méthode de mesure en fonction de la nature des sources d'incertitude	29
3.7 Sommaire des caractéristiques des différentes méthodes	30
4. ÉTAT DE L'ART - CARACTÉRISATION DES IMPACTS DE LA CONSOMMATION D'EAU	32
4.1 Cadre normatif ISO 14 046 :2014 pour l'empreinte eau	32
4.2 Chaînes cause-à-effets	33
4.3 Paramètres considérés	35
4.4 Disponibilité de l'eau	36
4.4.1 Approche prélèvement-à-disponibilité	37
4.4.2 Approche consommation-à-disponibilité	37
4.4.3 Approche demande-à-disponibilité	37
4.5 Méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau	38
4.5.1 Swiss Ecoscarcity 2013 (Frischknecht et Büsser Knöpfel, 2013).....	39
4.5.2 Water scarcity α (simplifiée) (Boulay, Bulle, Bayart, Deschênes et Margni, 2011)	40
4.5.3 Pfister WSI (Pfister, Koehler et Hellweg, 2009)	40
4.5.4 Blue water scarcity (Hoekstra, Mekonnen, Chapagain, Mathews et Richter, 2012)	40
4.5.5 WAVE (Berger et al., 2014)	41
4.5.6 Water unavailability factor (Yano, Hanasaki, Itsubo et Oki, 2015)	41
4.5.7 AWARE (Boulay et al., 2017)	42
4.5.8 Water Intake BEES + (Lippiatt, 2007) v4.02 modifiée	42
4.6 Sommaire des caractéristiques des différentes méthodes	43
5. ANALYSES MULTICRITÈRES	46
5.1 Analyse multicritères pour les différentes options de méthodes de mesure de l'incertitude	46
5.1.1 Choix des critères et sous-critères d'évaluation	46
5.1.2 Définition des barèmes d'évaluation et de la pondération	46
5.1.3 Analyse multicritères pour les différentes méthodes de mesure de l'incertitude.....	47
5.2 Analyse multicritères pour les différentes options de méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau	50
5.2.1 Choix des critères et des sous-critères d'évaluation	50
5.2.2 Définition des barèmes d'évaluation et de la pondération	51
5.2.3 Analyse multicritères pour les méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau.....	52
6. INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS, LIMITES ET RECOMMANDATIONS	59
6.1 Méthodes de mesure de l'incertitude	59

6.1.1 Discussion.....	59
6.1.2 Limites.....	61
6.1.3 Travaux futurs.....	61
6.2 Méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau.....	62
6.2.1 Discussion.....	62
6.2.2 Limites.....	64
6.2.3 Travaux futurs.....	64
CONCLUSION.....	66
LISTE DES RÉFÉRENCES.....	67
ANNEXE 1 – MATRICE DE PEDIGREE.....	73
ANNEXE 2 - ARBRE DE DÉCISION POUR CHOISIR LA OU LES MÉTHODES APPROPRIÉES POUR REPRÉSENTER LES DIFFÉRENTS TYPES D'INCERTITUDE.....	74

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Limites du système considérées pour la réalisation de l'analyse de cycle de vie des huiles de colza et de tournesol.....	7
Figure 1.2	Impacts relatifs à la consommation d'eau évalués pour cinq différents pays à l'aide des méthodes WAVE, Pfister WSI et Swiss Ecoscarcity (version 2009).....	11
Figure 3.1	Représentation schématisée de la propagation de l'incertitude dans une ACV	21
Figure 3.2	Exemple de propagation de l'incertitude d'une donnée d'ICV avec des distributions de probabilités	22
Figure 3.3	Obtention des incertitudes sur les données d'un modèle par la conversion des indices de la qualité des données dans la matrice Pedigree	23
Figure 3.4	Exemple d'une courbe de possibilité.....	26
Figure 3.5	Exemple de représentation de l'incertitude sur une courbe de scores d'impacts mesurée avec l'approche hybride combinant les calculs flous et la méthode EIA avec la propagation de Monte Carlo.....	27
Figure 4.1	Chaînes de cause-à-effets de l'inventaire aux impacts midpoint, endpoint et aux aires de protection.....	34
Figure 4.2	Transition entre l'inventaire et l'impact sur la rareté de l'eau, et types d'approche de calcul de la rareté de l'eau correspondants	38
Figure 4.3	Principaux choix méthodologiques des différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau.....	43
Tableau 3.1	Différentes sources de variabilité et d'incertitude dans les ACV	18
Tableau 3.2	Sommaire des caractéristiques des différentes méthodes de mesure de l'incertitude	21
Tableau 4.1	Caractéristiques des principales méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau	21
Tableau 5.1	Barèmes d'évaluation et explications correspondantes	21
Tableau 5.2	Pondération pour la grille d'analyse multicritères évaluant les méthodes de mesure de l'incertitude	47
Tableau 5.3	Grille d'analyse multicritères pour l'évaluation des différentes méthodes de mesure de l'incertitude	48
Tableau 5.4	Barèmes d'évaluation et explications correspondantes.....	51

Tableau 5.5	Niveau d'importance des sous-critères pour la grille d'analyse multicritères évaluant les méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau	52
Tableau 5.6	Grille d'analyse multicritères pour l'évaluation des différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau	53

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

ACV	Analyse de cycle de vie
AWARE	<i>Available water remaining</i>
BDD	Base de données
CAD	Consommation à disponibilité (« <i>consumption-to-availability</i> »)
CE	Commission européenne
CTUe	Unité toxique comparative
DAD	Demande à disponibilité (« <i>demand-to-availability</i> »)
EAI	Ensembles aléatoires indépendants
EEP	Évaluation environnementale d'un produit
EEO	Évaluation environnementale d'une organisation
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FC	Facteur de caractérisation
FNCG	Fédération Nationale des Corps Gras
<i>fwua</i>	facteur d'indisponibilité de l'eau (« <i>water unavailability factor</i> »)
GES	Gaz à effet de serre
ICV	Inventaire de cycle de vie
ILCD	<i>International Reference Life Cycle Data System</i>
ITERG	Institut des Corps Gras
JRC	Joint Research Center
LH	Latin Hypercube
MC	Monte Carlo
MCB	Monte Carlo Bayésienne
N-É	Non-évalué
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
PAD	Prélèvement à disponibilité (« <i>withdrawal-to-availability</i> »)
PAI	Propagation analytique de l'incertitude
PNUe	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
QMC	Quasi Monte Carlo
SETAC	Société de la toxicologie et de la chimie de l'environnement
SIG	Système d'information géographique
UE	Union européenne
v	version
WAVE	<i>Water Accounting and Vulnerability Evaluation</i>
WULCA	<i>Water Use in Life Cycle Assessment</i>
0,5° x 0,5°	0,5 degrés de longitude par 0,5 degrés de latitude

INTRODUCTION

Les outils permettant d'identifier les impacts environnementaux pour la production d'un produit ou service est sont plus en plus diversifiés et répandus. Le développement de tels outils simplifiés permet à une large gamme d'utilisateurs d'évaluer leurs impacts environnementaux et d'effectuer des démarches d'écoconception de leurs produits ou services en aval. Ils sont fréquemment fondés sur une évaluation environnementale par l'approche d'analyse de cycle de vie (ACV). Cette approche, qui permet de faire ressortir les phases de production d'un bien ou service les plus impactantes, est la seule pouvant être utilisées à des fins de déclaration environnementale ou de comparaison entre divers produits ou services d'une même nature. Pour cela, les ACV doivent être réalisées conformément aux directives des normes ISO 14 040 : 2006 (ISO, 2006a) et ISO 14 044 : 2006 (ISO, 2006b). De surcroît, elles peuvent servir de base à la prise de décision pour les acteurs concernés par la production de produits ou services.

Comme pour tout produit, les phases de production des huiles végétales comportent leur lot d'impacts environnementaux. La réalisation d'ACV des différentes huiles végétales permet de faire ressortir les huiles les moins impactantes. Les résultats d'ACV peuvent ensuite servir à supporter les décisions prises par les entreprises ou les gouvernements souhaitant réduire voire bannir localement l'utilisation de certaines huiles, ou les remplacer par d'autres (Schmidt, 2015). Or, pour prendre des décisions sensées, les décideurs doivent tenir compte de l'incertitude dans les résultats d'ACV pour différents systèmes étudiés, et de la divergence entre ces résultats (Lloyd et Ries, 2007). L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) recommande, par le biais du référentiel portant sur l'affichage environnemental pour les produits alimentaires, de modéliser les impacts liés à l'effet de serre, à la consommation d'eau, à l'écotoxicité aquatique et à l'eutrophisation marine (ADEME, 2012). Le choix de la méthode permettant de caractériser les impacts pour chacune de ces catégories doit être cohérent au contexte dans lequel se déroule l'ACV.

En ce sens, l'institut des corps gras (ITERG) a développé un outil public, AcévOil, permettant d'évaluer l'impact de la production d'une ou de plusieurs phases de la production de plusieurs huiles végétales. Une méthodologie, mise à jour régulièrement, présente les choix méthodologiques quant aux bases de données (BDD), aux inventaires de cycle de vie (ICV), aux méthodes de calcul d'impacts employées, ainsi qu'au périmètre considéré pour ces ACV. Dans le cadre d'une mise à jour future de la méthodologie, l'ITERG a la volonté d'évaluer la pertinence de mesurer l'incertitude inhérente aux calculs d'impacts, de modifier la méthode de calcul d'impact utilisée pour la consommation d'eau, et d'identifier les meilleures pratiques en ce qui concerne l'utilisation des résultats d'ACV pour effectuer des démarches d'écoconception en aval. Ainsi, l'essai se découpe en deux thématiques distinctes, mais se regroupant sous des pistes d'amélioration de la méthodologie sous-jacente à l'outil AcévOil : la mesure de l'incertitude et sa prise en compte, une méthode de caractérisation des impacts de la consommation d'eau.

Le degré d'incertitude dépend du niveau de fiabilité des données de fond provenant des BDD, des ICV et des méthodes de calcul d'impact mis en œuvre dans les ACV. Ces derniers ont une grande influence sur les conclusions pouvant en être tirées. En effet, l'incertitude, inhérente à chaque donnée et à chaque méthode de calcul utilisées, a une importance relative multipliée à chaque palier du calcul d'impact. L'utilisation d'information fiable permet d'optimiser les chances de prendre des décisions justes et de renforcer la communication sur un produit (De Schryver et Lansche, 2012). De ce fait, l'utilisation de BDD bien renseignées, et de méthodes de calcul d'impacts appropriées et fiables et permet de réduire et d'estimer le degré d'incertitude et d'améliorer la représentativité des résultats obtenus, afin de prendre des décisions mieux fondées. Une mesure de l'incertitude effectuée permet de prendre en compte celle-ci lors de l'interprétation des résultats.

En ce qui concerne la consommation d'eau, la volonté de mieux contextualiser les impacts est à la base, depuis quelques années, de l'émergence de plusieurs nouvelles méthodes de calcul d'impacts prenant en compte de nouveaux paramètres, tels que la source d'approvisionnement, la rareté, et la consommation nette d'eau plutôt que les prélèvements. Cela permet d'évaluer avec plus de justesse les impacts d'une consommation d'eau en fonction des situations géographique et temporelle spécifiques de celle-ci. En effet, qui divergent en fonction de la rareté de l'eau dans une région donnée, à un moment donné.

Pour utiliser les résultats d'ACV à bon escient dans la prise de décision, notamment dans le cadre d'une démarche d'écoconception ou pour une comparaison de produits, l'obtention de résultats les plus concis possibles, et la prise en compte de l'incertitude sur ces derniers, sont importants. L'objectif principal de cet essai est d'identifier les meilleures pratiques concernant la réalisation d'ACV pour la filière des huiles végétales, en ce qui concerne la prise en compte de l'incertitude et le choix d'une méthode de caractérisation des impacts de la consommation d'eau.

Plusieurs objectifs spécifiques permettent d'atteindre l'objectif principal : réaliser un état de l'art portant sur la mesure de l'incertitude en ACV, et un état de l'art portant sur la caractérisation des impacts de la consommation d'eau en ACV; déterminer les meilleures pratiques en ce qui concerne l'intégration des résultats d'ACV pour cette filière à des démarches d'écoconception; évaluer les méthodes disponibles pour mesurer l'incertitude et pour caractériser les impacts de la consommation d'eau; et finalement, élaborer des recommandations quant aux méthodes les plus appropriées dans le contexte des travaux réalisés à l'ITERG.

Afin de mener à bien cet essai, une attention particulière est portée sur la qualité et la validité des sources utilisées. Pour s'assurer de celles-ci, deux critères d'analyse suggérés par la Bibliothèque de l'Université Laval (2011) sont retenus : la fiabilité des sources et la réputation des auteurs. La fiabilité des sources est assurée en retenant des publications de périodiques ou des monographies d'auteurs dont l'expertise est reconnue dans le domaine de la publication. Les quelques ressources internet employées proviennent de

sites reconnus, notamment de la Commission européenne (CE) et de développeurs de logiciels en ACV comme SimaPro. La réputation du ou des auteurs est validée en évaluant leur expertise sur le sujet via leurs autres publications dans le domaine. De plus, les auteurs souvent référencés dans la littérature portant sur le sujet traité sont considérés crédibles. Finalement, les publications publiées le plus récemment sont privilégiées, afin de prendre en compte des nouvelles avancées dans le domaine de l'ACV.

L'essai est composé de six chapitres présentant une progression logique. Le premier chapitre, soit le contexte, présente les grandes lignes de l'ACV dans le contexte européen et y cadre le champ d'activité de l'ITERG, en y contextualisant les besoins de l'ITERG. Le second chapitre, soit la méthodologie, détaille la démarche menée pour répondre aux objectifs de l'essai. Le troisième chapitre, soit l'état de l'art portant sur l'incertitude, exhibe les guidances disponibles sur la mesure de l'incertitude en ACV et présente les principales méthodes permettant d'effectuer celle-ci. Le quatrième chapitre, soit l'état de l'art portant sur la caractérisation des impacts de la consommation d'eau, fait ressortir les éléments cruciaux à inclure dans une méthode permettant de faire cette caractérisation en ACV, et présente les méthodes les plus pertinentes qui intègrent ces éléments. Le cinquième chapitre, soit l'analyse multicritères, permet d'évaluer les différentes méthodes présentées dans l'essai afin de faire ressortir les méthodes les plus pertinentes, tant pour la mesure de l'incertitude que pour la caractérisation des impacts de la consommation d'eau. Finalement, le sixième chapitre, soit l'interprétation des résultats et recommandations, indique quelles sont les meilleures méthodes ressorties de l'analyse multicritères et identifie les limites du présent essai, et les différents travaux futurs à considérer, basés sur celui-ci.

1. MISE EN CONTEXTE

De plus en plus d'organisations, tant publiques que privées, visent à améliorer leur performance environnementale en vue de se positionner stratégiquement sur un marché ou d'améliorer leur image auprès des consommateurs. Pour ce faire, une connaissance approfondie de la nature des impacts environnementaux résultant de l'offre de leurs produits et services est requise. L'ACV, lorsque réalisée conformément aux normes ISO 14 040 : 2006 (ISO, 2006a) et ISO 14 044 : 2006 (ISO, 2006b), est une méthode rigoureuse reconnue internationalement pour faire de l'évaluation environnementale. Cependant, l'expansion et l'évolution de l'ACV fait face à quatre catégories de challenge pour son développement, identifiées par McManus et Taylor (2015) :

- l'établissement de nouveaux mécanismes et modèles
- le manque de données et de connaissances
- l'intégration de composantes dynamiques et temporelles
- les variations entre les scénarios et les limites des systèmes étudiés entraînant des limitations pour la comparaison de différentes alternatives.

L'outil ACÉVOIL, et les choix méthodologiques qui y sont faits, n'échappent pas à ces catégories de challenges. En effet, dans le domaine en évolution constante qu'est celui des ACV, un suivi des nouvelles méthodes, guidances et outils disponibles est requis pour demeurer le plus pertinent possible. De plus, face à un contexte mondial en évolution constante, et avec la hausse de la popularité des ACV comme outil servant de base à la décision, l'obtention de résultats précis et fiables est nécessaire pour maintenir la confiance des utilisateurs et permettre de prendre des décisions bien fondées. Une veille régulière permet donc de s'assurer de rester à jour en ce qui concerne l'utilisation des meilleures pratiques du secteur et les nouvelles tendances émergentes, s'il y a lieu.

Dans ce chapitre, le contexte de l'ACV en France et la relation avec le contexte européen est défini. Une brève présentation des phases de production d'huiles et des phases incluses en ACV est faite, et les débouchés pour les principales huiles produites en France, soit de colza et de tournesol, sont présentés. Ensuite, l'outil d'ACV simplifié développé par l'ITERG, AcévOil, et les jeux de données ACÉVOL sous-jacents à ce dernier, sont décrits sommairement. Finalement, les liens entre le contexte et l'outil d'ACV sont tracés, puis les problématiques et enjeux ressortant du contexte, auxquels répond cet essai, sont exposés.

1.1 Contexte de l'ACV en France, en relation avec le contexte européen

Le contexte de l'ACV et de l'affichage environnemental y étant lié a beaucoup changé au fil des dernières années. Cela s'explique par une instabilité dans la prise de décisions et des actions menées tant au niveau français qu'europpéen. Ainsi, le projet de loi « Grenelle 2 », qui prévoyait l'entrée en vigueur de

l'affichage environnemental pour tous les produits de grande consommation dès le 1^{er} janvier 2011, a été révisé pour finalement n'inclure qu'une expérimentation volontaire à partir de juillet 2011. Par ailleurs, depuis 2011, la CE a commencé à proposer des initiatives à l'échelle européenne, notamment pour l'élaboration de référentiels sectoriels pour l'évaluation environnementale. Cela a entraîné un désintéressement de plusieurs organisations, en particuliers des industriels, pour l'initiative française. (Barrucand et al., 2017)

Une initiative particulièrement importante de la CE est la méthodologie d'évaluation de l'empreinte environnementale d'un produit (EEP), et de l'empreinte environnementale d'une organisation (EEO). Celle-ci a été développée dans le cadre de la stratégie européenne de 2020 « Une Europe efficace dans l'utilisation des ressources ». Cette méthodologie est toujours en cours de développement; car le milieu de l'ACV est dynamique et requiert un entretien continu. De plus, certains éléments méthodologiques qui y sont suggérés vont à l'encontre des normes ISO 14 044 :2006. Qui plus est, les méthodes qui y sont actuellement proposées pour les calculs d'impact de la consommation d'eau, de l'utilisation des sols et des ressources abiotiques proposées sont jugées inadéquates, car elles comportent des artéfacts de modélisation, manquent de données d'inventaire ou encore intègrent des facteurs de caractérisation (FC) incomplets (Bach, Finkbeiner et Lehmann, 2015). D'ailleurs, dans le contexte de L'EEP, la CE est actuellement en train de mettre à jour ses recommandations, avec un focus porté sur quatre catégories d'impact, dont fait partie la déplétion de l'eau (Sala, Dewulf, Benini, Fazio et Pant, 2016).

Ainsi, malgré les dysfonctionnements dans les méthodologies et les changements fréquents dans les politiques concernant les évaluations environnementales, l'ACV demeure la méthode privilégiée pour l'évaluation environnementale de produits, et est toujours une voie importante dans laquelle s'engagent gouvernements et organisations pour baser leurs décisions. Cela est dû notamment au développement constant de nouvelles méthodologies de calculs d'impacts toujours plus rigoureuses, et d'inventaires de cycle de vie plus diversifiés, ce qui permet d'obtenir des résultats fondés sur une base scientifique dont la profondeur et la représentativité sont inégalées par les autres outils d'évaluation environnementale.

1.2 Description et spécificités des ACV d'huiles végétales

Afin de comprendre le cadre dans lequel se déroule l'essai, et de se repérer dans l'étude de cas réalisée, une présentation sommaire des procédés de production et des débouchés des huiles végétales est fournie dans cette section.

1.2.1 Production et ACV d'huiles végétales

La production française d'huiles végétales raffinées et semi-raffinées se constitue principalement de colza et de tournesol. L'outil AcévOil s'intéresse particulièrement aux huiles de colza et de tournesol conditionnées, destinées à l'alimentaire, et aux produits alimentaires formulés à base d'huile. Il permet

aussi de caractériser les impacts des productions d'autres huiles végétales. Les phases suivantes sont considérées pour le cycle de vie de ces huiles :

- la production agricole de graines oléagineuses
- le stockage des graines
- les procédés de transformation en huiles alimentaires commercialisables (décorticage, trituration, extraction, raffinage, conditionnement s'il y a lieu)
- la distribution
- la production et le transport d'emballages et la gestion des emballages en fin de vie
- les différentes phases de transports (incluant celles des imports et exports)
- les imports et exports de produits intermédiaires (imports de graines et d'huiles brutes, exports d'huiles raffinées)

Les frontières du système considérées pour l'ACV des huiles de colza et de tournesol sont présentées dans la figure ci-dessous. Les éléments signalés en rouge sont exclus du périmètre. L'utilisation et la fin de vie des coproduits de la trituration et du raffinage ne sont pas prises en compte. Cependant, une allocation des impacts environnementaux entre ces coproduits et l'huile est réalisée en fonction de leur potentiel calorifique inférieur.

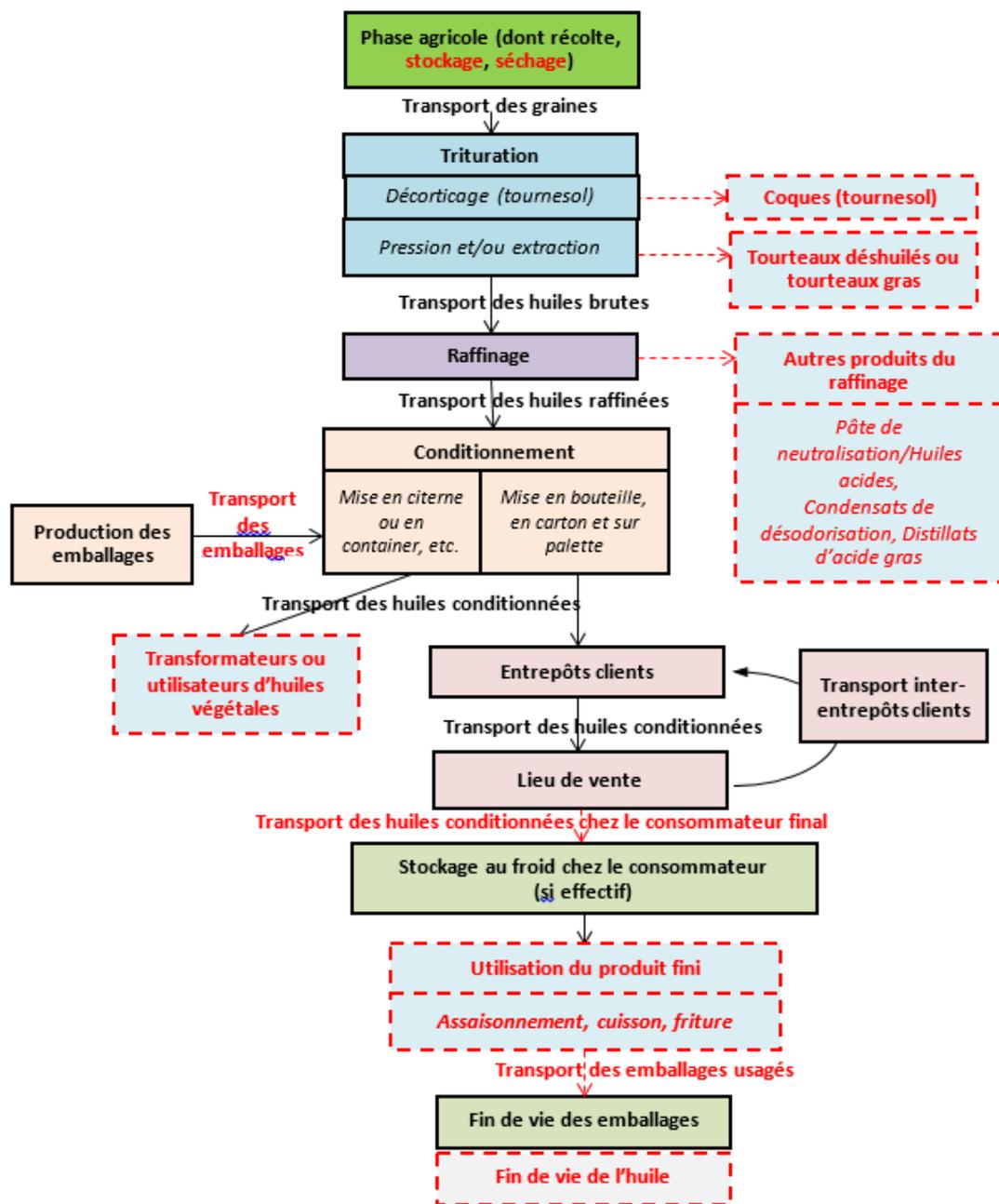


Figure 1.1 Limites du système considérées pour la réalisation de l'analyse de cycle de vie des huiles de colza et de tournesol (Tiré de : Badey et Barateau, 2016)

Les exclusions sont justifiées par des impacts sous le seuil de coupure à 5 %, ou par le manque actuel de connaissances sur certaines phases de la vie des huiles, comme l'utilisation et la fin de vie.

1.2.2 Débouchés pour les huiles végétales

En France, les huiles végétales raffinées sont vendues telles quelles en tant qu'huiles alimentaires, ou encore incorporées dans des sauces, margarines et mayonnaises pour les particuliers, ou encore en vrac

pour l'industrie agroalimentaire et la restauration. Certaines huiles semi-raffinées, elles, sont utilisées dans les industries non-alimentaires, notamment pour leur incorporation dans les biocarburants sous forme d'esters méthyliques (ITERG, 2015). Cet usage a connu un essor marqué de 2005 à 2015, poussé entre autres par la directive sur les énergies renouvelables introduite par l'Union européenne (UE) en 2001, imposant un seuil de 10 % de l'énergie utilisée pour le transport provenant de sources renouvelables pour ses pays membres à l'horizon 2020 (Cikovani, Humpenöder, Schaldach et Schebek, 2013). Cependant, certains développements récents dans l'évaluation environnementale des biocarburants ont forcé la révision des diminutions d'émissions de gaz à effets de serre (GES) liées à l'incorporation d'esters méthyliques de provenance végétale au diesel. Cela est principalement dû à la considération du changement d'affectation des sols lié aux cultures d'oléagineux servant à la production de biocarburants, qui n'était préalablement pas considéré dans les ACV. Ces résultats remettent en cause la pertinence de l'utilisation des biocarburants de 1^{ère} génération pour atteindre les objectifs de réduction des GES de l'UE (Bowyer, 2010; Cikovani et al., 2013). Finalement, la fin des aides publiques en support aux cultures produisant des biocarburants de 1^{ère} génération prévue pour 2020, et le plafonnement à 7 % d'incorporation au mix énergétique du secteur transport (IFP énergies nouvelles [IFPEN], 2016), permettent aussi d'anticiper un plafonnement voire une régression des cultures d'oléagineux dédiées à cet usage dans les années à venir.

Le secteur des industries biosourcées utilise aussi des dérivés d'acide gras provenant d'huiles végétales dans la composition de cosmétiques et d'une vaste gamme de produits, soit dans la conception de cosmétiques, de lubrifiants, de détergents, de revêtements comme la peinture et le vernis, d'adhésifs, de bioplastiques et dans la chimie de synthèse en général, sous forme de monomères et de polymères (ITERG, 2015).

Dans le cadre du projet ACÉVOL, l'ITERG, en collaboration avec la Fédération Nationale des Corps Gras (FNCG) et Terres Univia, a développé des jeux de données adaptés à l'agriculture et aux procédés français de transformation des graines oléagineuses de colza et de tournesol en huiles conditionnées.

1.2.3 Outil d'ACV pour l'évaluation environnementale des huiles végétales

L'ITERG a développé une méthodologie adaptée à l'évaluation des impacts environnementaux de l'ensemble de la gamme des huiles végétales, et a créé un outil public permettant de faire l'évaluation des produits et procédés pour ce secteur d'activité. Le public cible pour l'outil est composé principalement de tout acteur faisant partie de la filière telle qu'identifiée préalablement, soit les industriels de la filière des huiles végétales, les industriels de l'agroalimentaire, et aussi toute personne cherchant à faire une évaluation environnementale des huiles alimentaires françaises.

Cet outil intègre les meilleures données d'inventaires de cycle de vie disponibles à ce jour pour les productions françaises d'huiles de colza et de tournesol. Ainsi, les données issues d'AGRIBALYSE,

développées par l'ADEME en collaboration avec plusieurs partenaires (ADEME, 2017), sont utilisées pour modéliser la phase agricole. De plus, des jeux de données spécifiques à la transformation industrielle de graines oléagineuses en huiles brutes, raffinées et conditionnées en France ont été développés par l'ITERG, dans le cadre du projet ACÉVOL, à l'aide de collectes de données auprès d'industriels. Cette collecte couvrait les années 2006 à 2010 et représentait alors environ 70 % de la production française. Les données de fond utilisées proviennent d'ecoinvent v3.3. Les données et procédés jugés les plus appropriés par l'ITERG pour modéliser les cycles de vie d'autres huiles, notamment l'huile de palme, d'arachide, de lin et de coprah, sont aussi utilisées pour permettre d'en effectuer les ACV dans l'outil AcéVOil.

Les catégories d'impacts utilisées dans l'outil sont reprises des recommandations du référentiel portant sur l'affichage environnemental pour les produits alimentaires de l'ADEME (2012). Pour rappel, celles-ci sont les émissions de GES, la consommation d'eau, l'eutrophisation et l'écotoxicité.

Ainsi, le développement continu de l'outil ACÉVOIL et des jeux de données ACÉVOL permet de combler le manque de données pour cette filière, et d'améliorer la méthodologie de calcul d'impacts. Cela concorde avec un des champs d'action proposé par McManus et Taylor (2015) pour permettre le passage de l'ACV attributive à un outil consécutif à plus large spectre utilisable pour et par les décideurs.

1.3 Problématiques et enjeux

Plusieurs enjeux et problématiques ressortent du contexte actuel de l'ACV, et des particularités inhérentes au secteur des huiles végétales. L'évaluation de l'incertitude par une ou des méthodes appropriées, et le choix d'un indicateur d'impacts pour la consommation d'eau ressortent comme étant deux aspects auxquels il est particulièrement pertinent de s'adresser dans le cadre de cet essai. Les enjeux en liens avec ces deux thématiques sont décrits dans cette section.

1.3.1 Enjeux en lien avec l'incertitude

Déjà en 1992, l'importance d'inclure l'incertitude dans les ACV était reconnue. Cependant, il a fallu attendre quelque dix années pour pallier à deux obstacles majeurs à cette inclusion : le manque de connaissances sur l'incertitude dans les données d'entrées, et l'absence d'un logiciel approprié. À la fin du 20^{ème} siècle, différents modèles statistiques ont commencé à émerger pour mesurer l'incertitude, et les logiciels d'ACV ont intégré d'une façon ou d'une autre la méthode de Monte Carlo pour évaluer l'incertitude. En même temps, le Swiss ecoinvent, une des sources de données les plus populaires de l'époque, commençait à intégrer de l'information quant à la distribution et la qualité des données (Heijungs et Huijbregts, 2004). Aujourd'hui, l'Organisation internationale de normalisation spécifie qu'il convient d'évaluer l'incertitude lors des différentes phases de l'ACV pouvant en contenir, et ensuite de la considérer lors de l'interprétation des résultats. Par ailleurs, une analyse d'incertitude est exigée par pour la déclaration environnementale utilisée à des fins comparatives diffusée au public (ISO, 2006b).

Les données d'ICV peuvent être très variables dans les systèmes dépendant du climat comme l'agriculture (Groen, Heijungs, Bokkers et de Boer, 2014). Dans le secteur agroalimentaire, des sources d'incertitude notoires sont celles déviant des FC utilisés pour modéliser les impacts des différents engrais et pesticides, par exemple. En effet, celle-ci dépend du type de plantes cultivées, du type de sol, des conditions météorologiques, de la position de la nappe phréatique, des pratiques agricoles, etc., ce qui entraîne inévitablement de l'incertitude dans les modèles employés pour en déterminer le devenir (Notarnicola, Tassielli, Renzulli, et Lo Giudice, 2015).

La mesure de l'incertitude peut donc entraîner une grande divergence entre les résultats d'impacts obtenus dans une ACV et la réalité. Ignorer la gamme possible de valeurs que pourraient prendre les impacts peut alors mener à des biais d'interprétation et à des conclusions fausses (Björklund, 2002). Cela pourrait aussi causer des conclusions faussées dans une ACV comparative, qui pourrait faire ressortir qu'un produit est plus avantageux que l'autre alors que leurs plages de valeurs d'impact possibles, en tenant compte de l'incertitude, se recourent.

Les ACV réalisées dans ce secteur, notamment les ACV comparatives visant à comparer les impacts environnementaux des produits biosourcés avec les produits pétrosourcés qu'ils remplacent, sont particulièrement sensibles à l'incertitude. En effet, les systèmes voire les systèmes de systèmes qu'ils évaluent sont complexes et dépendent de nombreux facteurs variant et évoluant de façon dynamique tant géographiquement que temporellement. C'est par exemple le cas des systèmes de biocarburants, pour lesquels huit principes de l'incertitude en ACV sont décrits par Liska (2015).

1.3.2 Enjeux en lien avec l'indicateur d'impacts pour la consommation d'eau

Les normes et la quantité de publications scientifiques concernant la consommation d'eau en ACV évoluent rapidement depuis quelques années. Le besoin de mieux définir cet aspect en ACV se faisait déjà bien sentir en 2007, alors que plusieurs praticiens et développeurs en ACV considéraient alors qu'une meilleure intégration des méthodes opérationnelles de mesure d'impacts pour l'utilisation d'eau douce en ACV augmenterait leur pertinence dans la prise de décision portant sur un produit (Koehler, 2008).

Une progression du niveau de raffinement dans les inventaires est observable au fil des dernières années : ceux de la base ELCD, datant de 2006, ne distinguent les flux d'eau que selon leur origine (rivière, océan ou forage), alors que ceux de la base ecoinvent version (v) 2, datant de 2007, les distinguent en fonction de leur origine et de leur utilisation. La dernière version d'ecoinvent, soit la v3, datant de 2013, contient maintenant des ICV régionalisés par pays et avec un bilan hydrique équilibré, donc qui considère non seulement l'utilisation de l'eau, mais aussi les flux d'eau rejetés. Cependant, la régionalisation à l'échelle d'un pays ne permet pas de prendre en compte la rareté de l'eau de façon la plus représentative possible, puisque cela est possible uniquement à une échelle plus petite : celle du

bassin versant, voire même du sous-bassin versant. Les normes et articles scientifiques sont plus détaillés et permettent, en théorie, de prendre en compte les impacts de la consommation d'eau de façon plus précise. Or, les méthodes proposées divergent sur plusieurs points, et sont difficiles à mettre en œuvre, d'autant plus qu'il n'y a pas encore d'harmonisation dans les inventaires à ce sujet. (Bureau Interprofessionnel des Vins de Bourgognes [BIVB] et al., 2016)

De plus, différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau font ressortir des résultats qui divergent pour une même consommation d'eau. Comme il est possible d'observer dans la figure ci-dessous, les scores d'impacts obtenus par les méthodes WAVE (Berger, van der Ent, Eisner, Bach et Finkbeiner, 2014), Pfister WSI (Pfister, Koehler et Hellweg, 2009), et Swiss Ecoscarcity (Frischknecht, Steiner, Braunschweig, Norbert et Hildesheimer, 2006) divergent de façon marquée. Cela fait ressortir deux observations importantes quant à l'utilisation des méthodes existantes. Premièrement, en fonction de la méthode utilisée, des conclusions différentes quant aux cultures les plus impactantes en ce qui concerne la consommation d'eau peuvent être tirées. Et, deuxièmement, les résultats obtenus en ACV par deux méthodes différentes ne peuvent être comparés entre eux pour déterminer quelle production est la moins impactante.

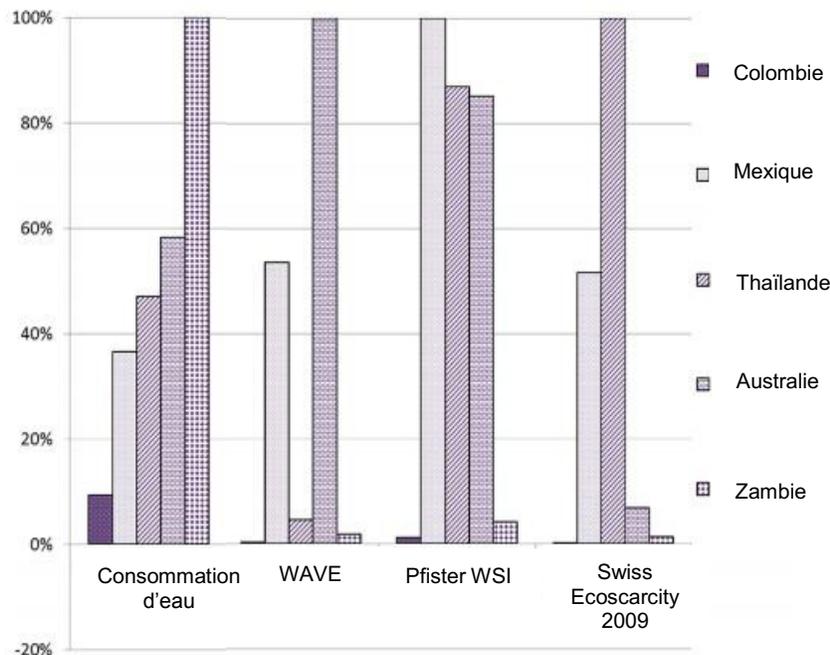


Figure 1.2 Impacts relatifs à la consommation d'eau évalués pour cinq différents pays à l'aide des méthodes WAVE, Pfister WSI et Swiss Ecoscarcity (version 2009) (inspiré de : Berger, van der Ent, Eisner, Bach et Finkbeiner, 2014, p. 4525)

En réponse à ces observations, les travaux du groupe *Water Use in Life Cycle Assessment* (WULCA), dont une des missions est l'harmonisation entre les méthodes et les données d'inventaire, mènent

actuellement vers un progrès concernant cette problématique. Cependant, en attendant un consensus sur la méthodologie et des inventaires harmonisés appropriés, et des recommandations officielles pour la méthode la plus appropriée à utiliser en ACV, il est de la responsabilité de chaque organisation de sélectionner une méthode qui soit la plus appropriée possible à leur champ d'activité et aux BDD disponibles y étant liées.

1.4 Portée de l'essai en réponse aux enjeux

Pour répondre aux enjeux identifiés, un état de l'art concernant, en premier lieu, la mesure de l'incertitude et l'influence de celle-ci dans les résultats d'ACV et, en second lieu, la consommation d'eau et les différents choix de méthodologies pour mesurer ses impacts, est réalisé.

Ensuite, différents choix de méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau sont décrits et évalués afin de déterminer lesquels sont les plus pertinents pour prendre en compte les impacts sur la consommation d'eau pour la filière des huiles végétales. Finalement, des recommandations pour intégrer les meilleures pratiques identifiées par rapport au choix d'un indicateur d'impact pour la consommation d'eau, ou de la prise en compte de l'incertitude, aux outils ou méthodologies d'ACV dans le contexte européen sont formulées.

Le chapitre suivant présente les étapes suivies afin de mener à bien l'essai en vue des objectifs visés.

2. MÉTHODOLOGIE

Dans cette section, la méthodologie de recherche d'information employée pour l'état de l'art, et la méthodologie suivie pour construire les grilles d'analyses multicritères pour évaluer les méthodes de calcul d'impact et des méthodes de prise en compte de l'incertitude, ainsi que pour faire l'évaluation de celles-ci, sont présentées.

2.1 Recherche d'information pour l'état de l'art

Les normes ISO 14 040 :2006 et ISO 14 044 :2006 et les différents documents de l'*ILCD Handbook* développés par le Joint Research Center (JRC) de la CE, documents de référence largement reconnus dans le domaine de l'ACV, sont consultés. Un rapport exhaustif portant sur les différentes sources d'incertitude en ACV, sur les méthodes de calcul et sur l'influence de l'incertitude lors de l'interprétation des résultats, développé par le Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST), sert de support à la rédaction de l'état de l'art pour la mesure de l'incertitude. Les travaux du groupe de travail WULCA, et les documents pertinents proposés par celui-ci, servent de point de départ pour la recherche de documentation concernant la caractérisation des impacts de la consommation d'eau.

De plus, les bibliothèques en ligne de l'Université de Sherbrooke et de l'Université de technologies de Troyes sont employées pour la recherche d'articles scientifiques en lien avec les thématiques abordées dans cet essai. La bibliographie des articles pertinents est consultée s'assurer de couvrir l'ensemble de la littérature portant sur les sujets traités. Finalement, les personnes ressources identifiées pour la rédaction de cet essai sont sollicitées afin de fournir des pistes de recherches complémentaires, ou des documents utiles. La qualité des sources d'information retenues est assurée par le respect des critères présentés en introduction.

2.1.2 Spécificités pour l'état de l'art portant sur l'incertitude en ACV

Les types d'incertitude, les différents éléments d'une analyse d'incertitude et les méthodes permettant de mesurer l'incertitude sont recherchés. Une attention particulière est portée sur les méthodes de propagation les plus utilisées, mais certaines méthodes émergentes sont aussi décrites. Afin d'être cohérent avec l'analyse multicritères, les méthodes retenues pour l'évaluation sont présentées de façon exhaustive. De surcroît, les lignes directrices issues de documents de guidance d'organisations reconnues sont aussi présentées.

2.1.3 Spécificités pour les méthodes de caractérisation des impacts pour la consommation d'eau

Les paramètres à considérer dans la construction d'une méthode fiable et représentative temporellement et géographiquement sont présentés. Les méthodes les plus actuelles et complètes sont décrites, puis les facteurs de caractérisations retenus par ces méthodes sont présentés. À l'instar des méthodes retenues

pour l'incertitude, les méthodes de caractérisation des impacts pour la consommation d'eau retenues pour l'analyse multicritères sont présentées de façon exhaustive.

2.2 Construction des grilles d'analyse multicritères

Afin d'alléger la lecture et d'éviter les redondances, la justification des critères sélectionnés, et les descriptions des pondérations et des barèmes de notation, sont présentés dans les sections 5.1 et 5.2 pour l'incertitude et la consommation d'eau, respectivement. Seule la méthodologie avec laquelle les méthodes retenues pour l'évaluation ont été sélectionnées est présentée ci-dessous.

Afin d'être cohérent entre les différents chapitres de l'essai, les méthodes de mesure de l'incertitude et celles de caractérisation des impacts pour la consommation d'eau les plus pertinentes sont présentées dans les états de l'art, en plus d'être évaluées dans les analyses multicritères.

2.2.1 Sélection des méthodes de mesure de l'incertitude retenues pour l'évaluation

Les principales méthodes ressortant de la littérature portant sur l'incertitude sont retenues pour l'évaluation. Par exemple, le rapport du LIST (2015) recense les méthodes de propagation de l'incertitude les plus utilisées; les méthodes y étant mentionnées sont retenues. En complément, une méthode d'échantillonnage jugée prometteuse par Groen et al. (2014), l'échantillonnage quasi Monte Carlo, est aussi présentée.

2.2.2 Sélection des critères d'évaluation pour les méthodes de mesure de l'incertitude

Les critères sont sélectionnés selon trois axes : la précision, la facilité d'utilisation et l'applicabilité. Ces axes seront déclinés en plusieurs sous-critères. Par exemple, ces critères, inspirés ou repris d'un tableau sommaire réalisé par le LIST (2015), sont employés : la prise en compte de la corrélation et la fiabilité des résultats pour le critère « précision », l'implémentation des méthodes dans les logiciels d'ACV pour le critère « utilisabilité », et l'intensité de la collecte de données nécessaire à l'utilisation de la méthode pour le critère « applicabilité ». En complément, des critères permettant d'évaluer l'applicabilité à la filière des huiles végétales, notamment concernant la possible intégration de l'incertitude dans l'outil d'ACV AcévOil, sont développés. Par exemple, la cohérence entre la méthode et les données d'inventaire utilisées est un critère permettant d'évaluer l'applicabilité.

2.2.3 Sélection des méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau retenues pour l'évaluation

Le groupe de travail WULCA a réalisé la majorité des avancées dans le développement d'une méthode la plus complète et actualisée possible, acceptée par les membres des différentes sphères d'activités entourant la consommation d'eau en ACV, pour évaluer les impacts de la consommation d'eau. La méthode Available Water Remaining (AWARE), développée par le groupe, permet de caractériser les impacts de la consommation d'eau en ACV. Les paramètres cruciaux à considérer pour évaluer de façon

cohérente les impacts de cette consommation d'eau ressortent des travaux du groupe. Les méthodes prenant compte de ces considérations, ainsi que les méthodes recommandées par les documents de guidance d'organisations reconnues, sont retenues pour l'évaluation.

2.2.4 Sélection des critères d'évaluation pour les méthodes de caractérisation des impacts pour la consommation d'eau

Les critères d'évaluation retenus sont basés sur les recommandations de la CE (2010a) et de différentes évaluations de méthodes de caractérisation des impacts provenant de la littérature. Ils sont complétés par leur applicabilité par rapport aux travaux de l'ITERG portant sur les huiles végétales.

2.3 Pondération

Afin de prendre position sur les méthodes d'incertitude et des méthodes de calcul d'impacts pour la consommation d'eau les plus pertinents, les critères retenus sont pondérés selon leur niveau d'importance en fonction des objectifs du présent essai. Les justifications des pondérations sont présentées à la section 5.1.2 pour la méthode de mesure de l'incertitude, et à la section 5.2.2 pour les méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau.

2.4 Évaluation

L'évaluation des critères est basée sur les informations présentées dans la littérature. Les états de l'art, analyses comparatives de diverses méthodes de propagation de l'incertitude, listes d'avantages et d'inconvénients, et toute autre information exploitable pour évaluer les différentes méthodes, sont utilisés pour prendre position quant à la performance de chacun des éléments évalués, et ce, pour chacun des critères ou sous-critères. La note attribuée pour chaque critère tient ainsi compte des opinions d'experts tirées de la littérature, en plus des informations collectées et présentées sur les différentes méthodes dans le présent essai.

2.4.1 Spécificités de l'évaluation des méthodes de mesure de l'incertitude

Des poids différents sont attribués à chaque critère en fonction de leur importance relative dans l'évaluation. Le critère applicabilité permet de mettre les résultats en perspective en regard à leur pertinence dans le contexte de l'ITERG. Les résultats sont obtenus en multipliant le résultat pour chacun des sous-critères par la pondération qui lui a été attribuée. La somme des résultats de chaque sous-critère donne le résultat pour un critère. La somme des résultats pour chaque critère donne le résultat total pour une méthode.

2.4.2 Spécificités de l'évaluation des méthodes de mesure de caractérisation des impacts de la consommation d'eau

Des notes quantitatives sont attribuées aux critères en fonction des observations ou de l'évaluation des sous-critères pour chacun d'eux, qui est souvent qualitative, ou encore un critère auquel la méthode

répond ou ne répond pas. Les résultats pour chaque critère sont exprimés en lettres allant de A à E, en fonction des recommandations de la CE (2011) dans l'*ILCD Handbook* pour l'évaluation de méthodes de caractérisation des impacts.

3. ÉTAT DE L'ART - MESURE DE L'INCERTITUDE EN ACV

Dans le présent chapitre et le suivant, un état de l'art des pratiques concernant la prise en compte de l'incertitude lors d'évaluations environnementales, ainsi que la prise en compte de la consommation d'eau via un indicateur d'impacts pertinent, est présenté. Dans cette section, les différentes sources d'incertitude en ACV, les méthodes de calcul d'incertitude sur les résultats d'ACV, et les recommandations émanant de la littérature la plus pertinente sur le sujet sont présentées.

Afin de clarifier le contenu présenté dans le chapitre, il est à noter que l'incertitude d'un paramètre fait référence à « la caractérisation qualitative de la qualité des données ainsi qu'à la mesure quantitative d'incertitude sur les données entrantes » (traduction libre de Gregory et al., 2016).

3.1 Sources d'incertitude

Plusieurs auteurs et organisations regroupent les sources d'incertitude en fonction de leur nature, en respectant plus ou moins la même nomenclature : l'incertitude systématique, résultant de la prise de mesure, l'incertitude stochastique, provenant de la variabilité des données et du système, et l'incertitude épistémique, résultant du manque de connaissances sur le système à l'étude (Commission européenne [CE], 2010b; ISO, 2006b et LIST, 2015). Lorsqu'elles sont connues, ces sources d'incertitude peuvent être représentées sous plusieurs formes, en fonction de l'exhaustivité de la collecte de données effectuée, de la taille de l'échantillon, de la représentativité géographique, temporelle et technique de la donnée, des choix de modélisations effectués, de l'expertise du praticien en ACV, etc. Ainsi, les distributions de probabilité, les intervalles, les indices de qualité (IQD) et les descriptions qualitatives de l'incertitude sur un modèle sont quelques moyens permettant de représenter l'incertitude.

Les différentes sources d'incertitude peuvent intégrer le système à l'étude de plusieurs façons. Le tableau suivant présente plusieurs sources de variabilité et d'incertitude retrouvées dans les ACV au niveau des paramètres, des choix normatifs et des modèles. En commentaire, l'influence potentielle de la source d'incertitude sur l'incertitude globale du système étudié est présentée. Celle-ci est basée sur les facteurs d'incertitude proposés par défaut par Frischknecht et al. (2005) pour la matrice Pedigree utilisée dans SimaPro. Par exemple, une incertitude importante sur la substance la plus impactante d'une système aura une influence importante sur le système étudié.

Tableau 3.1 Différentes sources de variabilité et d'incertitude dans les ACV (inspiré de Lloyd et Ries, 2007, p.163)

Composante de la modélisation de l'ACV				
Source d'incertitude et de variabilité	Paramètre (données d'entrée)	Scénario (choix normatifs)	Modèle (relations mathématiques)	Commentaires
Erreurs aléatoires et variations statistiques	Erreur de mesure du paramètre	Données imparfaitement convenables pour les régressions visant à évaluer ou prévoir des tendances	Erreur de mesure dans des constantes physiques ou des modélisations de relations	Paramètres : erreurs considérées dans le critère fiabilité de la matrice Pedigree; potentiellement forte influence sur l'incertitude
Erreur systématique et jugement subjectif	Méthodes servant à estimer les données manquantes	Développement de scénarios basés sur des tendances passées, utilisation de jugements de valeur	Extrapolation de relations entre des procédés bien étudiés et des procédés similaires	Paramètres : erreurs considérées dans le critère fiabilité de la matrice Pedigree; potentiellement forte influence sur l'incertitude
Imprécision linguistique	Assigner des estimations de paramètre quantitatif basées sur des descripteurs qualitatifs	Développer des scénarios à partir de descriptions qualitatives	Construire des modèles basés sur des descriptions de relations qualitatives	Paramètres : erreurs considérées dans le critère fiabilité de la matrice Pedigree; probablement peu d'influence sur l'incertitude
Variabilité	Variabilité inhérente à la géographie, la temporalité et la technologie considérées dans les paramètres de données	Variabilité inhérente aux caractéristiques du scénario	Variabilité inhérente aux relations entre les procédés	Paramètres : erreurs considérées dans les critères de corrélations temporelle, géographique et technologique de la matrice Pedigree; potentiellement très forte influence sur l'incertitude
Caractère aléatoire et imprévisibilité inhérents	Simplification des fluctuations dans les variables mesurées	Un scénario dans lequel des caractéristiques simplifiées sont utilisées	Caractéristiques des procédés inconsistantes	Paramètres : erreurs considérées dans le critère fiabilité de la matrice Pedigree. Dépend aussi de la taille de l'échantillon.
Incertitude et désagrément entre experts	La valeur d'un paramètre n'est pas reconnue par tous	Estimations de caractéristiques d'un scénario	Désagréments portant sur les mécanismes de procédés et du comportement du système	Dépend de la nature de l'information contestée.
Approximation	Caractérisation de paramètres à partir de quelques propriétés importantes	Choix de l'unité fonctionnelle, des règles d'allocation, des frontières du système, des critères de coupure	Simplification de systèmes du monde réel, par exemple des frontières du système	Paramètres : erreurs considérées dans le critère fiabilité de la matrice Pedigree. Peut potentiellement avoir une influence importante sur l'incertitude.

Outre la grande quantité de sources d'erreurs, de variabilité et d'approximations entraînant une hausse de l'incertitude en ACV, différentes autres difficultés, présentées ci-dessous, compliquent d'autant plus leur prise en compte pour les praticiens dans ce domaine d'évaluation environnementale.

3.2 Défis pour l'évaluation d'incertitude

Trois des quatre défis concernant l'évaluation de l'incertitude en ACV comparative, identifiés par Gregory, Noshadravan, Olivetti et Kirchain (2016), sont transposables aux ACV en général. Premièrement, l'incertitude provient non seulement des sources conventionnelles de variation des données, mais aussi des choix effectués pour la modélisation du scénario. Deuxièmement, il y a peu de guides ou de lignes directrices précisant comment combiner l'incertitude du scénario avec l'incertitude des paramètres, en considérant que celles-ci peuvent se recouper. Troisièmement, les évaluations de l'incertitude des paramètres et des scénarios sont normalement effectuées de pair, alors que leurs implications doivent être évaluées distinctement, au risque de perdre de l'information importante lors de l'interprétation des résultats et, subséquemment, lors de la prise de décision. Il importe donc de bien connaître les sources d'incertitude dans les modèles utilisés afin de prendre en compte, au minimum, les principaux contributeurs à celle-ci en ACV.

3.3 Analyse d'incertitude

Dû à la présence d'incertitude et de variabilité dans les données et méthodes utilisées pour l'ACV, le besoin de réaliser une analyse d'incertitude est aujourd'hui bien reconnu (Groen et Heijungs, 2017). Il est donc approprié, en premier lieu, d'éviter d'ajouter des sources d'incertitude dans l'ACV lorsque possible et, en second lieu, de mesurer celle-ci afin d'interpréter les résultats obtenus sans biais. L'analyse d'incertitude est définie comme une « procédure systématique permettant de quantifier, l'incertitude introduite dans les résultats d'un inventaire du cycle de vie par les effets cumulés de l'imprécision du modèle, de l'incertitude sur les entrants et de la variabilité des données » (ISO, 2006a).

Plusieurs méthodes permettant de mesurer l'incertitude en ACV existent, mais il n'y a à ce jour pas de consensus sur la ou les méthodes les plus appropriées pour effectuer une analyse d'incertitude. Cela n'est pas étonnant, puisque la méthode à privilégier varie en fonction de l'objectif de l'étude, de la nature des sources d'incertitude, des connaissances (ou du manque de connaissance) sur les données utilisées, des préférences de chaque praticien, etc. Toutefois, depuis quelques années, les diverses méthodes permettant de propager l'incertitude ainsi que la pertinence d'utiliser une méthode plutôt qu'une autre en fonction du contexte de l'étude ressortent de plus en plus dans la littérature (Benini et Sala, 2015).

3.4 Méthodes de propagation de l'incertitude

La propagation de l'incertitude permet d'évaluer l'influence qu'a l'incertitude dans les données entrante sur les résultats de l'ACV. Plusieurs méthodes permettent de propager l'incertitude en ACV, et, conséquemment, de la considérer lors de l'interprétation des résultats. Les plus répandues sont de la

famille de la modélisation stochastique, plus particulièrement l'échantillonnage de Monte Carlo. D'autres méthodes existent, soit le calcul d'arithmétique floue, la modélisation de scénarios et la propagation analytique de l'incertitude. Ces différentes méthodes sont décrites dans les sections 3.5.1 à 3.5.5.

Normalement, la propagation de l'incertitude s'effectue en deux temps : les sources d'incertitude relatives aux données entrantes sont définies, puis la propagation est effectuée au travers du modèle, ce qui permet d'obtenir l'incertitude sur les résultats de l'ACV (Christensens, Clavreul et Guyonnet, 2012). La figure ci-dessous représente le concept de façon schématique pour une propagation par une approche probabiliste. Pour une approche possibiliste, les distributions sont plutôt représentées sous forme d'intervalles flous de type min-max. Les résultats obtenus peuvent être convertis en une courbe de probabilité la plus probable, grâce à la méthode proposée par André et Lopes (2012).

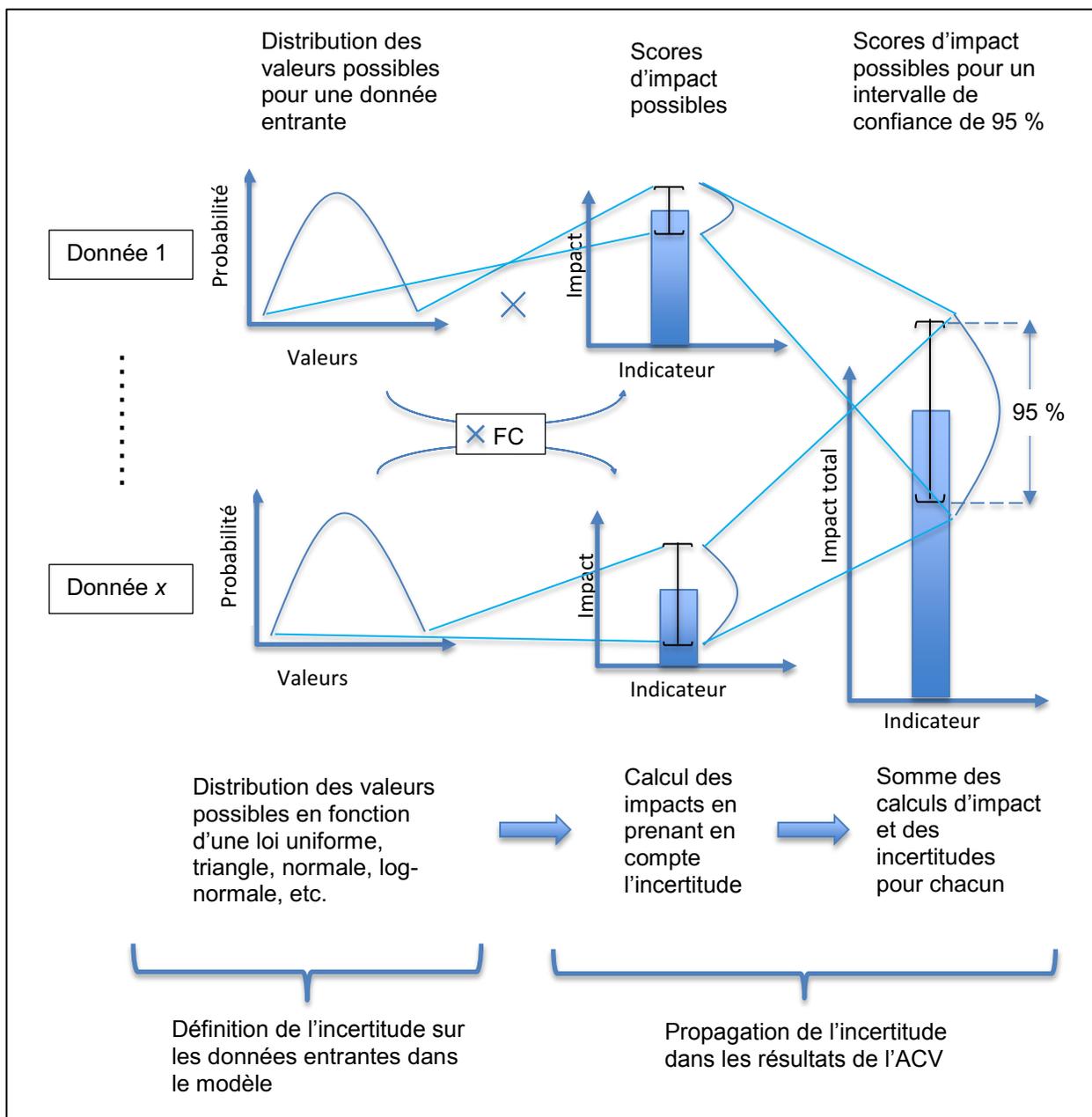


Figure 3.1 Représentation schématisée de la propagation de l'incertitude dans une ACV

Le ou les FC spécifiques à la méthode de calcul d'impact sélectionnée, utilisés pour chaque substance, entraîne une incertitude supplémentaire sur les résultats finaux. Un exemple chiffré de propagation de l'incertitude pour une donnée d'entrée est fourni dans la figure suivante.

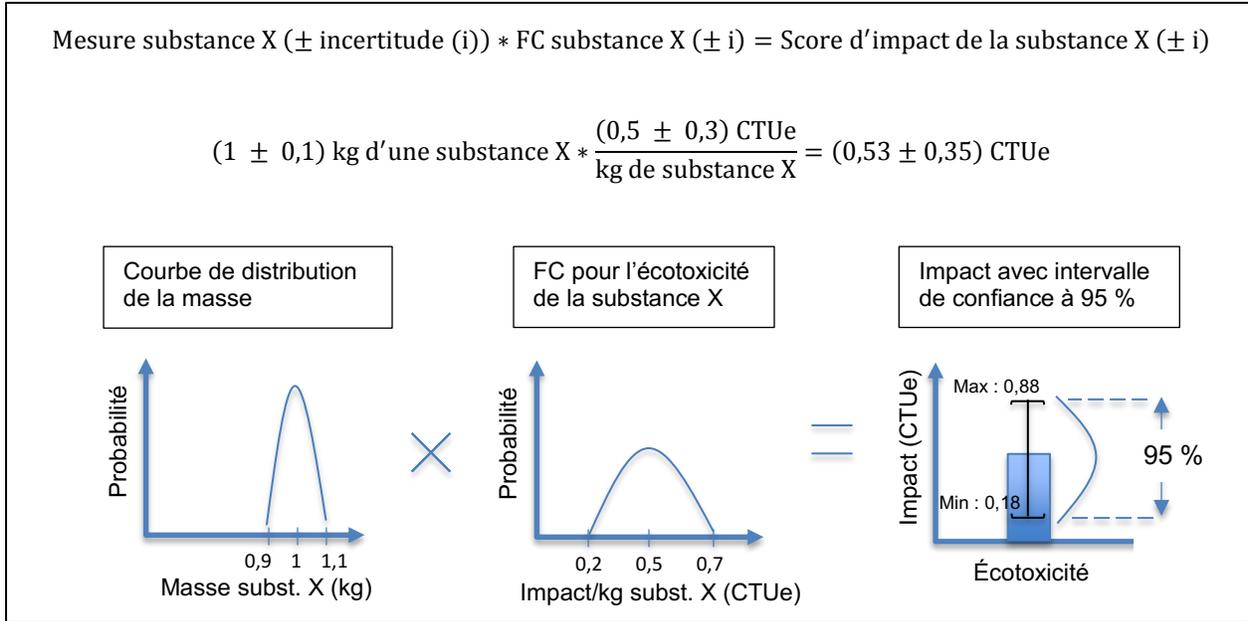


Figure 3.2 Exemple de propagation de l'incertitude d'une donnée d'ICV avec des distributions de probabilités

La résolution de l'équation donne des résultats possibles compris entre 0,18 et 0,88 CTUe. Les valeurs incluses dans l'intervalle de confiance de 95 % dépendront de la distribution des valeurs possibles autour de la moyenne en fonction de la variance de la distribution.

Les FC représentent l'impact qu'a une unité de masse d'une substance dans une catégorie d'impact. Par exemple, l'impact d'une substance sur l'écotoxicité aquatique, exprimé en unités toxiques comparatives (CTUe), peut être évalué à l'aide de son FC. Dans ce cas-ci, afin d'attribuer un FC à une substance, la modélisation doit prendre en compte le devenir de la substance, le degré d'exposition des espèces à la substance, et les effets de la substance sur les espèces. Or, l'évaluation de ces trois critères entraîne forcément de l'incertitude liée, entre autres, à la taille de l'échantillon des espèces, aux incertitudes dans les données d'entrée et aux extrapolations effectuées pour prédire les données manquantes (Golsteijn, 2014). L'incertitude du FC est alors multipliée à l'incertitude observée pour chaque substance de l'ICV contribuant à la catégorie d'impact étudiée.

En fonction du nombre d'itérations effectuées pour chaque calcul, une courbe de probabilité de l'incertitude plus ou moins précise peut être obtenue pour un modèle donné. Les différentes méthodes permettant de mesurer l'incertitude sont présentées ci-dessous.

3.4.1 Modélisation stochastique

La modélisation stochastique est une approche probabiliste, visant à faire converger les résultats de calculs d'impacts en effectuant plusieurs répétitions d'un même calcul, en employant des valeurs aléatoires tirées des fonctions de probabilités de chacune des données entrantes. Il s'agit de la méthode la plus employée en ACV. Elle requiert des données d'entrées pour lesquelles les courbes de distribution de probabilité sont connues. Lorsque ce n'est pas le cas, des alternatives qualitatives ou semi-qualitatives permettent d'obtenir des courbes de distribution à partir de la qualité des données.

Les IQD, déterminés subjectivement par les praticiens, permettent d'évaluer la variance d'une donnée (Chen, 2014). Les IQD retenus initialement par Weidema et Wesneas (1996) pour évaluer la qualité des données sont la fiabilité, l'exhaustivité, la corrélation temporelle, la corrélation géographique et la corrélation technologique. Une catégorie supplémentaire, soit la taille de l'échantillon, est ajoutée à la matrice Pedigree de SimaPro. Des courbes de distribution peuvent être déterminées à partir des IQD; une méthode d'échantillonnage est ensuite utilisée pour propager l'incertitude sur les résultats finaux.

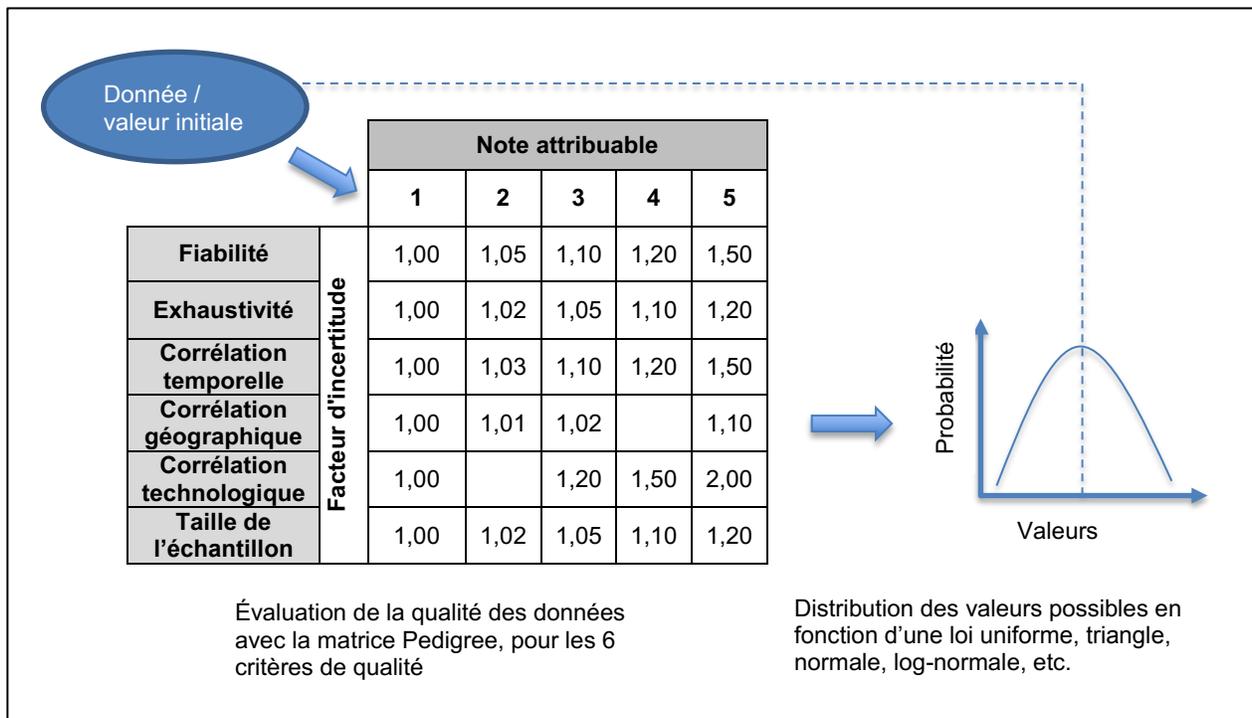


Figure 3.3 Obtention de l'incertitude sur les données d'un modèle par la conversion des indices de la qualité des données dans la matrice Pedigree (inspiré de Weidema et Wesnaes, 1996 et de Frischnecht et al., 2005)

La description des notes attribuables pour chacun des six critères de la matrice de Pedigree est présentée à l'annexe 1. Différentes approches de modélisation stochastique utilisées en ACV sont présentées ci-dessous, suivies de la présentation de la propagation de l'incertitude pour des approches.

3.4.2 Échantillonnage Monte Carlo

La méthode de Monte Carlo est la méthode de modélisation stochastique la plus utilisée en ACV. C'est une approche probabiliste, pour laquelle les incertitudes des données entrantes sont représentées par des distributions de probabilité unique, c'est-à-dire avec une moyenne, un écart-type et une fonction de densité de probabilité adéquate. À partir de ces données, un nombre sélectionné de répétitions des calculs sont alors effectuées afin de faire ressortir des tendances pour les résultats d'impacts en fonction de la variabilité des données entrantes (Clavreul, Guyonnet et Christensen, 2012; Santos, Arruda et Brissaud, 2013). Dans SimaPro, cette méthode permet d'obtenir des histogrammes intégrant la variabilité possible des scores d'impacts sous forme de barres d'erreur, pour un intervalle de confiance déterminé.

La corrélation entre les différentes valeurs de données et de facteurs d'impact devrait être considérée lors de la méthode de Monte Carlo, si ceux-ci sont connus. De plus, l'influence de l'incertitude stochastique doit être interprétée avec précaution, puisqu'elle-même pourrait contenir un grand degré d'incertitude. Cela est dû au fait qu'elle ne considère pas l'incertitude systémique ni les données manquantes dans la modélisation. (CE, 2010b)

La méthode de Monte Carlo est particulièrement adaptée à l'ACV, car elle permet de faire varier plusieurs facteurs en parallèle et de calculer l'incertitude globale qui en découle au niveau du système (CE, 2010b). Cependant, cette méthode requiert beaucoup d'informations et la durée du calcul est relativement longue; elle est donc surtout appropriée pour les modèles simples (Santos et al., 2013).

3.4.3 Échantillonnage quasi-Monte Carlo

Cette approche est similaire à la méthode de Monte Carlo; la différence est qu'elle emploie des valeurs quasi-aléatoires des distributions de probabilité plutôt que des valeurs aléatoires. Les valeurs quasi-aléatoires sont des valeurs déterministes, soit des valeurs qui sont distribuées également pour une fonction de distribution donnée. Il existe plusieurs types de valeurs quasi-aléatoires; la séquence de Sobol est considérée dans le présent essai, car c'est celle qui a été évaluée par les auteurs. Cette approche permet d'alléger les calculs tout en obtenant des résultats presque identiques à l'échantillonnage de Monte Carlo. (Groen et al., 2014)

3.4.4 Échantillonnage Monte Carlo Bayésienne

L'inférence bayésienne peut être implémentée à la méthode de Monte Carlo afin de mettre à jour la probabilité définie initialement à chaque itération de calcul, et ce, à partir de nouvelles observations qui n'ont pas été prises en compte dans l'échantillon initial. La seule étude d'ACV recensée par le LIST qui a

mis en œuvre cette méthode l'a employée pour raffiner les distributions de probabilité des paramètres les plus influents en les mettant à jour grâce à des données statistiques nationales et à des données collectées pour des sites spécifiques. Cela a permis d'obtenir un coefficient de variance réduit. (LIST, 2015)

3.4.5 Échantillonnage Latin Hypercube

Ce type d'échantillonnage est une amélioration par rapport à l'échantillonnage de la méthode de Monte Carlo. Une fonction de répartition cumulée est employée. Pour ce faire, les fonctions de distribution des données entrantes sont divisées en intervalles également probables. À chaque itération, une valeur est alors sélectionnée aléatoirement dans chaque intervalle. Cette méthode permet de mieux répartir les itérations sur la loi de probabilité, et permet donc de réduire le nombre d'itérations nécessaires pour faire converger les résultats, et obtenir des résultats fiables. (Bokkers, de Boer, Groen et Heijungs, 2014 et LIST, 2015)

3.4.6 Ensembles flous de données et propagation par calcul d'arithmétique floue

Lorsque les données disponibles ne justifient pas le choix de distributions en fonction d'une seule probabilité pour évaluer l'incertitude, comme dans le cas de la modélisation stochastique, les calculs basés sur les ensembles flous de données peuvent être employés (Clavreul et al., 2012). C'est notamment le cas lorsque les informations disponibles sont peu abondantes, donc dont la représentativité est incertaine, ou encore lorsqu'elles sont basées sur des opinions d'experts (Clavreul, Guyonnet, Tonini et Christensen, 2013).

La propagation de l'incertitude pour les ensembles flous de données est similaire à la méthode de Monte Carlo, la différence étant que les valeurs aléatoires utilisées pour chaque itération de calcul sont des intervalles flous basés sur une coupe- α . La coupe- α correspond à un intervalle de confiance de $1 - \alpha$. Ces intervalles flous forment une courbe de distribution de possibilités, dont l'intervalle de valeurs le plus probable forme le cœur, et dont les valeurs en dehors du support de la distribution se voient attribuer une probabilité nulle. (Clavreul et al., 2013)

La figure ci-dessous représente une courbe de possibilité pour un intervalle de confiance de 0,6. Les valeurs sur l'axe des abscisses sont aléatoires.

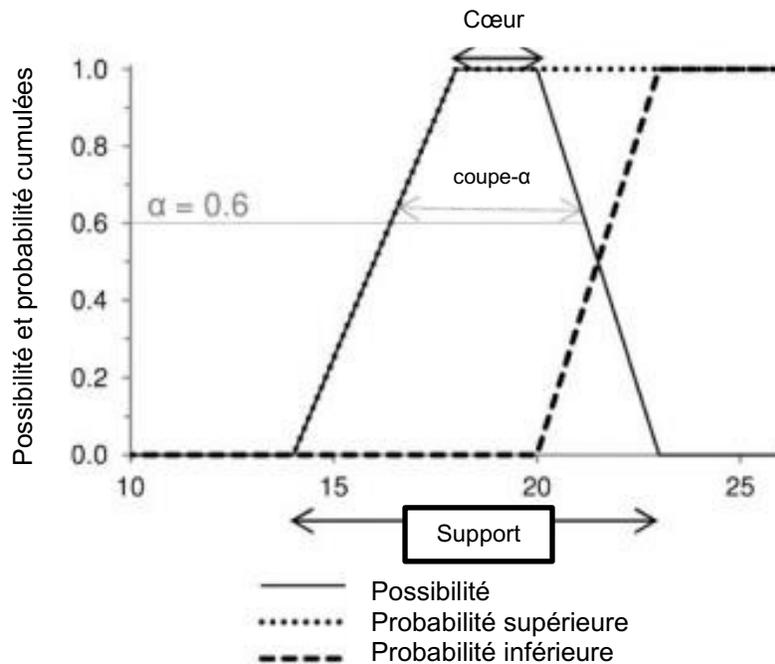


Figure 3.4 Exemple d'une courbe de possibilité (traduction libre de Clavreul et al., 2013, p. 1 395)

Toutes les combinaisons possibles de variables en entrées doivent être calculées afin d'obtenir le minimum et le maximum possible des résultats, ce qui représente une limite à cette approche lorsque le nombre d'intervalles est élevé, puisque le nombre de combinaisons possibles augmente exponentiellement. De plus, la corrélation ne peut être prise en compte avec cette approche (Chen, 2014).

3.4.7 Approche hybride entre l'échantillonnage et les ensembles flous de données

Cette méthode, appelée méthode des ensembles aléatoires indépendants (EAI), combine les approches probabilistes d'échantillonnage et les ensembles flous de données. Les incertitudes d'un certain nombre de paramètres sont exprimées sous forme de distributions de possibilités (intervalles flous), et les autres sont exprimées sous forme de distributions de probabilités. La propagation de l'incertitude de ces données résulte en un ensemble de courbes de probabilités. Cela n'étant pas utile pour la prise de décision, il est possible de faire ressortir une courbe de distribution se trouvant entre les courbes minimale et maximale obtenues. La position de cette courbe peut se trouver à une fraction choisie en fonction de la tolérance au risque; il est proposé de choisir la courbe se situant à 1/3 du chemin entre la courbe du scénario pessimiste et de la courbe du scénario optimiste pour obtenir une interprétation conservatrice de l'incertitude observée. (Clavreul et al., 2013)

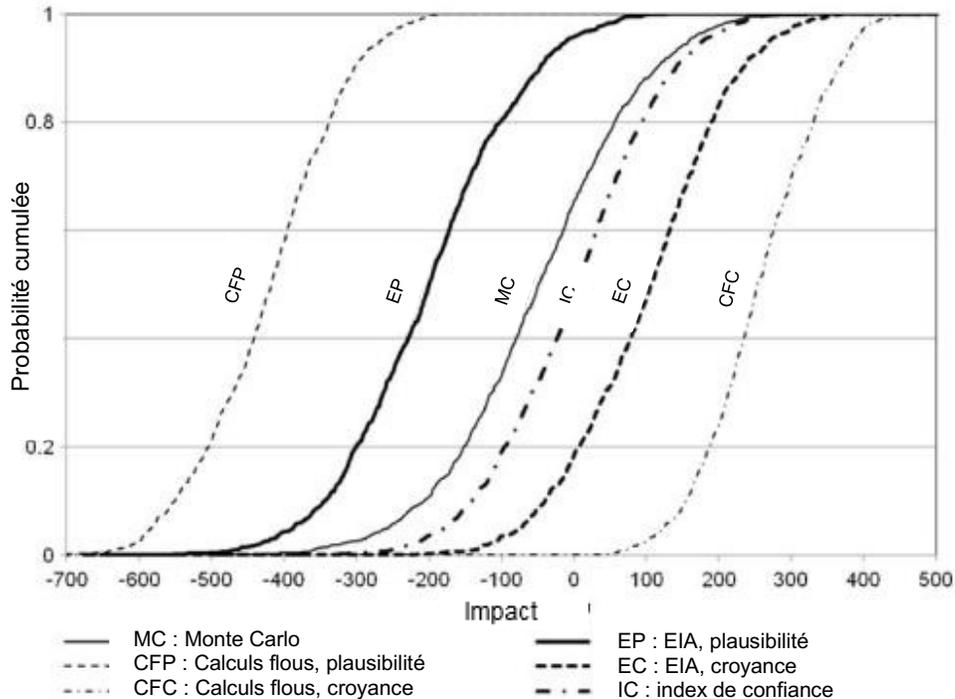


Figure 3.5 Exemple de représentation de l'incertitude sur une courbe de scores d'impacts mesurée avec l'approche hybride combinant les calculs flous et la méthode EIA avec la propagation de Monte Carlo (inspiré de Clavreul et al., 2013, p.1 400)

3.4.8 Propagation analytique de l'incertitude

Cette approche permet de déterminer la variance de l'incertitude sur les résultats d'ACV à partir de la variance de chacune des données entrantes comportant une incertitude. Puisque cette approche requiert des calculs très complexes même pour un système simple, on a typiquement recouru aux séries de Taylor pour exprimer l'erreur sur les résultats comme une fonction de l'erreur sur chaque donnée d'entrée. De plus, cette approche requiert l'émission d'hypothèses par une personne qualifiée pour être utilisable pour un système moyen modélisé en ACV. C'est donc une approche propice pour les ACV réalisées à l'aide d'un logiciel permettant la modélisation de systèmes (CE, 2010b).

La variance des résultats est une fonction des variances des données entrantes, obtenue par l'expansion des séries de Taylor. L'approximation des séries de Taylor de premier ordre est appropriée pour des données d'entrées avec de faibles incertitudes, mais peut ne pas l'être pour des incertitudes importantes (Groen et al., 2014). Cette approche permet uniquement d'obtenir la variance des résultats, ce qui permet d'estimer l'incertitude des résultats, mais de façon moins précise que les méthodes échantillonnages présentées préalablement. Par ailleurs, elle requiert peu d'informations en entrée, et les temps de calculs sont très courts (LIST, 2015).

Imbeault-Tétreault, Jolliet, Deschênes et Rosenbaum (2013) démontrent qu'une approche analytique appliquée à une ACV à base de formulation matricielle permet d'estimer l'incertitude de scores d'impact à partir de distributions log-normales d'incertitude sur les données entrantes. Le temps de calcul est réduit considérablement par rapport à la méthode de Monte Carlo, et les résultats contiennent plus d'information, et de l'information plus transparente.

3.4.9 Modélisation de scénario

Un scénario est une modélisation pour laquelle un ensemble de conditions sont déterminées. Ces conditions sont un choix jugé probable par le praticien en ACV, par exemple le choix d'une certaine donnée tirée de la BDD ecoinvent permettant de modéliser la consommation électrique d'une industrie, pour laquelle la provenance de l'électricité n'est pas connue, ou encore un procédé de fabrication des bouteilles en plastique plutôt qu'un autre. Ainsi, en faisant un choix probable favorable pour l'ensemble des hypothèses dans un scénario, et un choix défavorable pour l'ensemble des hypothèses dans un autre scénario, il est possible d'obtenir les limites inférieures et supérieures de l'intervalle des impacts probables dans lequel se trouvent les impacts réels.

La modélisation de scénario permet de tenir compte de l'incertitude sur les scénarios en détaillant plusieurs scénarios possibles. Des hypothèses favorables et défavorables sont formulées pour chacun des scénarios envisagés. Deux approches existent : les scénarios « et si... », et les scénarios pierre angulaire. Pour les scénarios « et si... », les impacts potentiels des scénarios favorable et défavorable font ressortir une gamme de valeurs pour l'incertitude générale sur les choix ou hypothèses effectués. Les scénarios « pierre angulaire », eux, combinent plusieurs scénarios possibles à long-terme afin de faire ressortir les grandes tendances pour les impacts futurs du champ d'étude. Dans les deux cas, les scénarios, s'ils sont considérés indépendamment comme des événements possibles, peuvent être propagés par une méthode d'échantillonnage stochastique. De surcroît, il est possible de combiner l'incertitude sur les choix normatifs faits par le praticien en leur octroyant un degré de croyance résultant en une courbe de probabilités pour les impacts, à l'incertitude sur les paramètres (Chen, 2014). Plusieurs scénarios employant des choix normatifs favorables ou défavorables peuvent alors être propagés en même temps que l'incertitude sur les paramètres, permettant d'obtenir une incertitude globale intégrant ces deux sources d'incertitude.

3.5 Note sur la prise en compte de la corrélation entre les variables

La méthode de Monte Carlo considère que les variables sont indépendantes. Or, la distribution d'incertitude pour les différentes catégories d'impacts peut varier de façon significative lorsque l'on considère la corrélation entre les variables (LIST, 2015). Ignorer la corrélation entre les variables lors de la propagation d'incertitude peut mener à une sous-estimation ou une surestimation de la variance sur les résultats, et donc fausser les conclusions tirées de l'étude. Afin de la considérer, il est nécessaire d'utiliser une procédure adaptée pour effectuer la propagation de l'incertitude et quantifier la variance des résultats.

Cependant, les coefficients de corrélation entre les paramètres d'entrée doivent être connus, ce qui est rarement le cas dans les ACV (Groen et Heijungs, 2017).

Les corrélations peuvent être positives ou négatives. De plus, elles peuvent interférer entre différents éléments du modèle étudié : entre un paramètre technique et un élément d'une valeur d'émission ou de l'utilisation d'une ressource (1), entre deux éléments d'une valeur d'émission ou de l'utilisation d'une ressource (2), ou encore entre deux paramètres techniques (3). En fonction de la nature de la corrélation et des éléments corrélés, les effets sur les résultats observés varient. Ainsi, si la corrélation entre les variables est positive : dans le premier cas (1), la corrélation mène à une variance sous-estimée, alors que dans le deuxième (2) ou troisième cas (3), la corrélation mène à une surestimation de la variance. Si la corrélation entre les variables est négative, les résultats sur la variance sont alors inversés. (Groen et Heijungs, 2017)

Diverses méthodes ont été proposées pour intégrer la corrélation entre les variables dans les calculs d'analyse d'incertitude. Les séries de Taylor de deuxième ordre permettent de le faire lorsque la méthode de propagation analytique de l'incertitude est employée (LIST, 2015). Dans le cas d'une ACV liée à l'agriculture, la corrélation entre le rendement d'une culture et le taux d'absorption net de carbone de la plante cultivée doit être considérée si l'on veut éviter le biais lors de l'analyse d'incertitude effectuée grâce à une méthode d'échantillonnage aléatoire. Dans ce cas d'étude, les auteurs ont modélisé cette corrélation entre les variables via une corrélation linéaire directe (Clavreul et al., 2013). Deux approches, pour lesquelles les résultats sont approximativement les mêmes, sont aussi proposées par Groen et Heijungs (2017) pour l'approche analytique et l'approche stochastique.

3.6 Choix de la méthode de mesure en fonction de la nature des sources d'incertitude

L'information mise en œuvre pour définir l'incertitude peut être de différentes natures. Les choix de modélisation effectués, les sources d'incertitude identifiées et les informations disponibles, par exemple la qualité des données utilisées, peuvent servir à obtenir une mesure quantifiée de l'incertitude.

L'erreur relative, c'est-à-dire l'erreur de mesure entraînant l'incertitude systématique, est rarement traitée en ACV du fait que les erreurs de mesure sont rarement collectées dans ce domaine (LIST, 2015). L'incertitude stochastique peut être mesurée soit par une solution analytique, soit par une simulation. Les incertitudes stochastiques des données d'inventaire et des méthodes de calcul d'impact doivent être considérées de pair avec les incertitudes du scénario, liées aux choix effectués, afin de déterminer de quelle façon elles se propagent dans les résultats finaux de l'ACV. La méthode de Monte Carlo permet couramment d'appliquer le calcul d'incertitude pour quantifier le paramètre stochastique des incertitudes présentes dans les données (CE, 2010b). Les indicateurs de qualité des données peuvent être convertis en distribution de probabilités permettant de quantifier l'incertitude à partir de jugements qualitatifs. Ils peuvent alors servir à représenter l'incertitude stochastique ou épistémique (LIST, 2015).

Lorsque peu d'informations pour un système ou un paramètre sont disponibles, la théorie des possibilités permet de représenter les incertitudes sous forme de distributions de possibilités. Cela est fait en s'appuyant sur des ensembles flous de données, définis à partir de fonctions d'appartenance permettant d'inclure ou d'exclure une donnée (ou un intervalle de données) de la distribution de probabilité. Cette méthode permet de mesurer l'incertitude épistémique (LIST, 2015).

Bien que toutes les sources d'incertitude puissent être considérées, la difficulté et les efforts requis pour les mesurer et les prendre en compte dans les ACV sont souvent démesurés par rapport aux efforts déployés pour effectuer l'ACV. Ainsi, dans les ACV considérant l'incertitude recensées par Lloyd et Ries (2007), l'ensemble mesuraient l'incertitude des paramètres, alors que 38 % considéraient en plus l'incertitude des scénarios, et 33 %, celle des modèles.

3.7 Sommaire des caractéristiques des différentes méthodes

Le tableau présenté ci-dessous indique les principales caractéristiques de chacune des méthodes permettant de mesurer l'incertitude décrite dans ce chapitre.

Tableau 3.2 Sommaire des caractéristiques des différentes méthodes de mesure de l'incertitude (inspiré de LIST, 2015)

Approche de propagation		Échantillonnage de données statistiques				Ensembles flous	Approche hybride	Résolution analytique
		Monte Carlo	quasi Monte Carlo	Latin Hypercube	Monte Carlo Bayésienne	Arithmétique floue	Ensembles aléatoires indépendants	Propagation analytique de l'incertitude
Caractérisation de l'erreur	Systématique	Transformation en distribution de probabilités				Transformation en support/noyau	Transformation en support/noyau	Variance
	Stochastique	Distribution de probabilités				Transformation des probabilités en distribution de possibilités	Distribution de probabilités	Variance
	Épistémique	Transformation des indicateurs de qualité en distribution log-normale				Intervalles flous	Intervalles flous	Non
Utilisations en ACV (avant 2015)		Fréquente	Aucune	Occasionnelle	Une	Occasionnelle	Une	Occasionnelle
Sources d'incertitude étudiées	Inventaire	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	Impact	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓ (approche matricielle)
Collecte de données		Fastidieuse				Facile (Subjectif)	Adaptée aux données	Facile
Prise en compte de la corrélation		Possible, appliquée dans un cas d'étude avec Monte Carlo				possible	Parait compliquée	Parait impossible
Intensité de calcul		élevée	moyenne	élevée	élevée	faible	faible	faible
Implémentation dans les logiciels d'ACV		Oui (SimaPro, GaBi, OpenLCA, Umberto)	✗			✗	✗	CMLCA (approche matricielle)
Fiabilité des résultats		Élevée				En fonction des conditions mathématiques	Élevée	Moyenne
Type de résultats		Distribution de probabilité				Intervalles flous/distribution de possibilités	Distribution de plausibilité/indice de confiance	Variance

4. ÉTAT DE L'ART - CARACTÉRISATION DES IMPACTS DE LA CONSOMMATION D'EAU

Pour répondre au degré de rareté croissant de l'eau douce, les méthodes ayant pour fonction de mesurer les impacts de la consommation d'eau se sont multipliées et ont beaucoup évolué depuis les débuts de l'ACV. Cela est particulièrement vrai depuis quelques années, avec la priorisation de l'empreinte eau dans les discussions portant sur le développement durable (Berger et Finkbeiner, 2013).

De nouveaux paramètres sont maintenant intégrés aux méthodologies de calcul d'impact afin de prendre en compte le stress hydrique affectant la source de la consommation d'eau, la façon dont l'eau est utilisée, et son devenir. En effet, ces trois éléments peuvent avoir une forte influence sur la mesure des impacts attribués à la consommation d'eau. Par exemple, un prélèvement d'eau à même la surface, qui sert de liquide de refroidissement, puis qui est retournée au milieu initial, n'a pas le même impact qu'un prélèvement d'eau dans les nappes phréatiques servant à l'irrigation de champs agricoles.

Dans cette section, des lignes directrices issues de la norme ISO 14 046 :2014 (ISO, 2014) portant sur l'empreinte eau sont présentées. Les liens de causalité entre la consommation d'eau, en fonction de la source, et les impacts au niveau midpoint sont identifiés. Ensuite, les paramètres les plus importants à considérer sont définis, et les méthodes les plus pertinentes pour évaluer l'impact de la consommation d'eau sont décrites.

4.1 Cadre normatif ISO 14 046 :2014 pour l'empreinte eau

La norme internationale ISO 14 046 :2014 fournit un cadre normatif pour mesurer l'empreinte eau. Elle y est définie comme un ou des « indicateur(s) quantifiant les impacts environnementaux potentiels relatifs à l'eau ». Afin de pouvoir être qualifiés d'empreinte eau, les impacts potentiels relatifs à l'eau doivent avoir été évalués de manière exhaustive. Ils doivent donc prendre en compte l'ensemble des facteurs impactant l'eau, notamment la disponibilité et la dégradation de l'eau, les dimensions géographiques et temporelles pertinentes, la quantité d'eau utilisée et les changements dans la qualité de l'eau, en plus d'exploiter les connaissances hydrologiques (ISO, 2014).

En ACV, les indicateurs d'écotoxicité et d'eutrophisation touchent aux segments « dégradation de l'eau » et « changements dans la qualité de l'eau ». Par conséquent, un indicateur d'impacts pour la consommation d'eau qui se veut exhaustif devrait considérer l'ensemble des autres facteurs dans sa méthodologie de calcul d'impacts. Ces facteurs concernent plus particulièrement la disponibilité de l'eau douce qui, lorsqu'affectée par des prélèvements, entraîne des impacts sur la santé humaine, sur les écosystèmes et sur les ressources. Les dimensions géographiques et temporelles sont alors importantes à considérer. Les recommandations faites par Sala et al. (2016), pour mettre à jour les méthodes d'ACV recommandées par la CE, soulignent que la méthode devrait être en accord avec le standard ISO 14 046 :2014.

4.2 Chaînes cause-à-effets

Les impacts découlant du prélèvement d'eau dépendent du milieu dans lequel l'eau est prélevée et de la façon dont elle est utilisée. La figure suivante représente les impacts des prélèvements d'eau et les chaînes cause-à-effets en jeu jusqu'au niveau midpoint. Les impacts endpoint sont déterminés en évaluant l'impact de la privation d'eau au niveau midpoint sur la propagation des maladies et sur la malnutrition, entraînant un impact sur la santé humaine, ainsi que sur la perte de biodiversité terrestre et aquatique, entraînant un impact qualité des écosystèmes. La déplétion des stocks d'eau douce renouvelables et non-renouvelables mène quant à elle à un impact au niveau de l'aire de protection des ressources. La figure suivante présente les chaînes cause-à-effets existant entre la consommation d'eau et les impacts aux niveaux midpoint et endpoint.

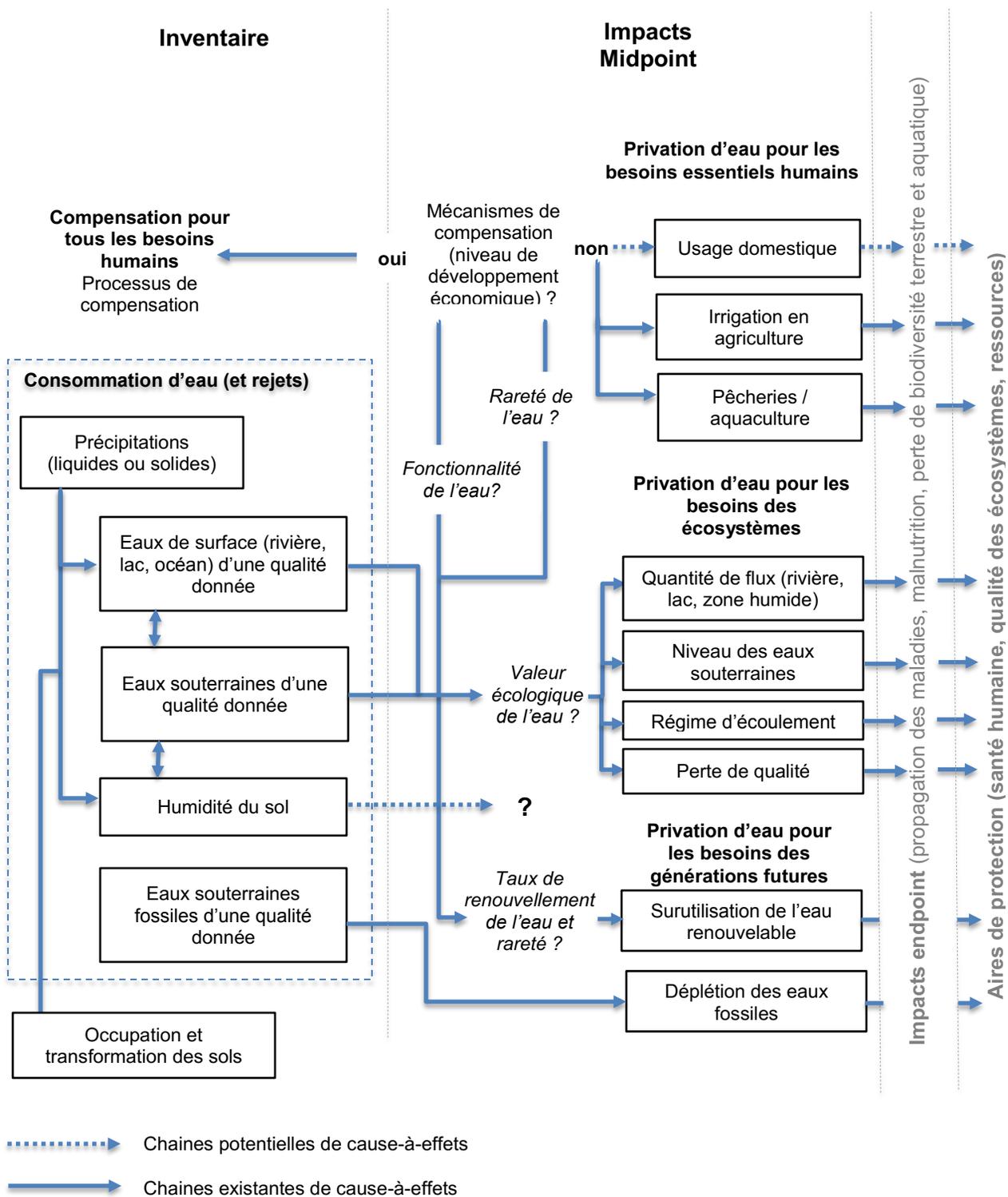


Figure 4.1 Chaînes de cause-à-effets de l'inventaire aux impacts midpoint, endpoint et aux aires de protection (inspiré de : Kounina et al., 2012)

Comme il est indiqué dans la figure ci-dessus, les méthodes visent actuellement à évaluer les impacts de la consommation d'eau bleue, soit l'eau prélevée dans les rivières, réservoirs, les lacs et les aquifères, et pas de l'eau verte, soit l'eau contenue dans le sol, puisque les mécanismes entourant la consommation d'eau verte ne sont pas encore bien définis (Boulay et al., 2015a).

4.3 Paramètres considérés

Chaque méthode peut intégrer un nombre plus ou moins important de paramètres dans le calcul d'impact. Généralement, plus il y a de paramètres considérés, plus les résultats seront précis d'un point de vue temporel et géographique. Cependant, les données mobilisées doivent contenir les informations ciblées par les paramètres pour que ceux-ci prennent effet dans les calculs. La majorité des paramètres sont associés aux impacts en endpoint. En effet, les relations entre la diminution de la quantité d'eau disponible et les impacts sur la santé humaine, la qualité de l'écosystème et les ressources sont nombreuses, comme on peut le voir à la figure 8.

Quatre paramètres principaux existent permettant d'évaluer les impacts au niveau midpoint : le type de source d'eau exploitée, la façon dont l'eau est utilisée (consommée ou retournée à l'environnement), la qualité de l'eau (avant et après son utilisation) et la disponibilité de l'eau (en fonction de la temporalité et de la région considérée). Ainsi, la source d'approvisionnement en eau et sa qualité, caractérisée par un indicateur ou des paramètres, sont considérées par certaines méthodes. L'utilisation entraînant une dégradation de la qualité de l'eau rejetée dans le même milieu peut alors être considérée. Cette dégradation aura une influence sur les impacts midpoint en réduisant la quantité d'eau disponible, et en endpoint en évaluant les impacts de cette diminution sur la santé humaine et sur la qualité des écosystèmes.

Bien que l'information portant sur la qualité de l'eau soit pertinente, les indicateurs sélectionnés n'évaluent pas la qualité de l'eau consommée et rejetée. En effet, plus de recherches sont nécessaires afin d'éviter un double comptage des impacts lorsque l'indicateur d'impact de la consommation d'eau est couplé à d'autres indicateurs permettant d'évaluer les impacts des contaminants rejetés dans l'eau, tels que les indicateurs d'écotoxicité aquatique et de toxicité humaine. De plus, les données considérant la qualité de l'eau consommée sont rares, et l'ajout de calculs requis ainsi que l'intégration des critères de qualité dans les logiciels d'ACV entraînent des niveaux d'incertitude et de complexité qui ne sont pas désirables au niveau de développement actuel des indicateurs d'impact de la consommation d'eau (Sala et al., 2016). Ces points représentent des freins importants à l'utilisation de telles méthodes.

Ainsi, dans cet essai, les méthodes retenues permettent de caractériser les impacts au niveau midpoint. Les méthodes de calcul d'impact permettant de caractériser les impacts jusqu'au niveau endpoint sont aussi retenues, mais les méthodologies utilisées par celles-ci pour transposer les impacts midpoint en endpoint ne sont pas considérées. Un principal type d'indicateurs permet de représenter les impacts au

niveau midpoint : les indicateurs de rareté, de stress hydrique, ou de disponibilité de l'eau. Pour ceux-ci, les paramètres modélisés sont le type de source d'eau exploitée, la façon dont l'eau est utilisée et la disponibilité de l'eau dans le milieu de prélèvement.

4.4 Disponibilité de l'eau

En accord avec le vocabulaire de la norme ISO 14 046 :2014, lorsque la disponibilité de l'eau est évaluée uniquement à partir de la quantité et pas de la qualité, il est question de rareté de l'eau. Une méthode intégrant la rareté de l'eau se doit donc de considérer le niveau de la demande en eau équivalant au taux de renouvellement en eau, et ce, pour une aire définie (Sala et al., 2016). Pour ce faire, il faut avoir recours à un modèle permettant d'évaluer ces deux facteurs.

Ainsi, l'intégration de modèles de bassins versants aux méthodes de caractérisation des impacts est nécessaire pour prendre en compte la disponibilité de l'eau dans le milieu dans lequel l'eau est prélevée. Divers modèles, d'une précision variable, ont été développés. Les modèles les plus utilisés par les différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau proviennent de WaterGAP. Ceux-ci représentent les flux, les stocks, les prélèvements et les consommations d'eau douce à l'échelle géographique de bassins versants de rivières, de « cellules de grille » de 0,5° de longitude par 0,5° de latitude (0,5° x 0,5°), ou encore de pays. Temporellement parlant, les valeurs peuvent être obtenues jusqu'à l'échelle d'une journée. Cependant, les valeurs obtenues mensuellement s'avèrent plus fiables car elles sont moins sensibles aux variations du climat (Eicker, Schumacher, Kusche, Döll et Müller Schmied, 2014).

Bien que ces échelles permettent de représenter les impacts de la consommation d'eau en ACV avec suffisamment de précision dans certains contextes, la considération de sous-bassins versants serait importante dans plusieurs cas. Les modèles existants ne permettent toutefois pas de se rendre à ce niveau de précision, pour l'instant, sans engendrer d'incertitude importante. De plus, à ce jour, la plupart des méthodes quantifient la rareté ou le stress hydrique selon un ratio utilisation-à-disponibilité, en fonction d'un index de rareté de l'eau ou de stress hydrique. Contrairement à l'index de rareté de l'eau, l'index de stress hydrique considère la disponibilité de l'eau, laquelle dépend de la variation de la qualité de l'eau rejetée en plus de la quantité prélevée. (Boulay et al., 2015b)

Ce type d'indicateurs permet de représenter l'impact de la consommation d'eau, sans que celui ne soit attribué à un point spécifique des chaînes cause-à-effets pour les impacts sur la santé humaine ou pour les impacts sur la qualité des écosystèmes (Boulay et al., 2016). Les deux indicateurs visent à représenter le même concept : la diminution de la quantité d'eau utilisable dans un milieu liée au prélèvement et à l'utilisation de celle-ci. L'indicateur AWARE mis à part, deux approches sont utilisées pour mesurer l'impact des prélèvements : le ratio prélèvement-à-disponibilité (PAD), pour lequel les rejets d'eau vers le milieu ne sont pas considérés, et le ratio consommation-à-disponibilité (CAD), pour lequel ils

le sont. Pour ces deux approches, les impacts midpoint sont présentés en m³ d'eau non disponible pour les autres usagers (Boulay et al., 2015b). Cependant, les résultats ne sont pas forcément comparables lorsque des indicateurs différents de stress ou de rareté sont utilisés pour caractériser les impacts (Boulay et al., 2017). Cela justifie en partie les travaux du groupe de travail WULCA pour développer un indicateur fiable, harmonisé et qui fait l'unanimité tant chez les praticiens que chez les chercheurs, les développeurs et les organisations publiques et privées (Boulay et al, 2015a). Cet indicateur, AWARE, emploie une approche demande-à-disponibilité (DAD). Les approches de calcul de la rareté de l'eau PAD, CAD et DAD sont présentées plus en détails ci-dessous.

4.4.1 Approche prélèvement-à-disponibilité

Le ratio PAD ne considère pas l'eau utilisée puis retournée dans le même milieu, par exemple l'eau de turbinage ou de refroidissement (Boulay et al., 2016). De ce fait, la consommation d'eau s'en retrouve surévaluée par rapport à la réalité.

4.4.2 Approche consommation-à-disponibilité

Le ratio CAD ne considère que la fraction de l'eau qui n'est plus disponible dans le bassin versant dans lequel elle a été prélevée, que ce soit suite à son évaporation, son intégration dans un produit, son rejet dans un autre bassin versant, ou encore dans la mer (Boulay et al., 2016). Pour pouvoir utiliser ce ratio, il faut par conséquent connaître le devenir de l'eau utilisée. La méthode et les données d'inventaire utilisées dans le logiciel d'ACV doivent intégrer ces considérations lors de l'évaluation des impacts.

4.4.3 Approche demande-à-disponibilité

L'approche DAD est similaire à l'approche CAD, mais considère le ratio entre la demande et la disponibilité. La demande considérée ici est la combinaison de la demande des écosystèmes et de la consommation humaine (Boulay et al., 2017). Cela permet de distinguer des prélèvements effectués dans un milieu dans lequel les écosystèmes requièrent une grande quantité d'eau avec un milieu pour lequel ce n'est pas le cas. En effet, il est concevable qu'une même consommation d'eau dans ce premier milieu ait des impacts supérieurs que dans le second milieu car elle mènera à une privation plus importante. Cette approche plus complète est recommandée par le groupe de travail WULCA.

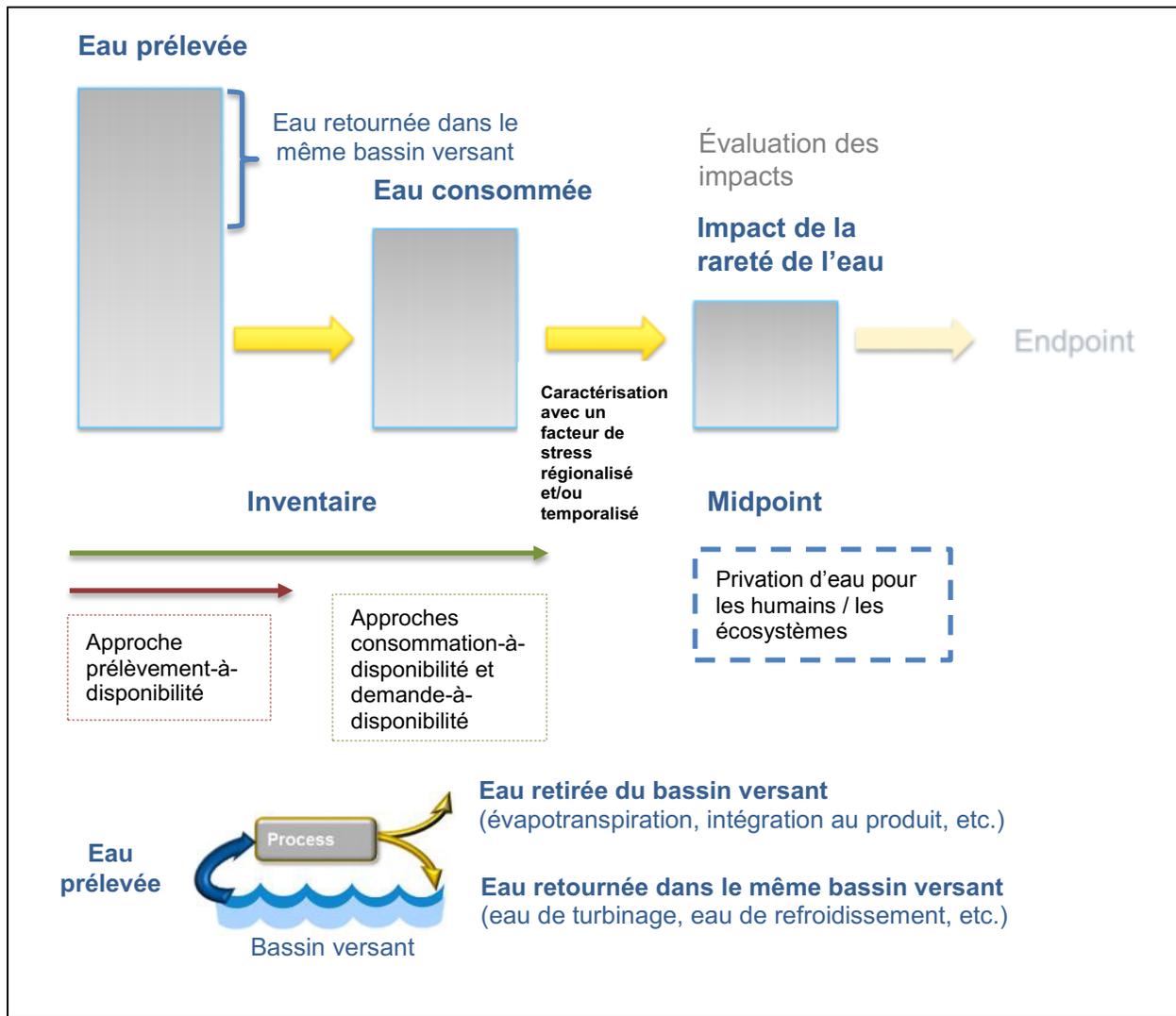


Figure 4.2 Transition entre l'inventaire et l'impact sur la rareté de l'eau, et types d'approche de calcul de la rareté de l'eau correspondants (Adapté de Thylmann et Kupfer, 2017, p. 4-5)

Toutes les méthodes retenues pour l'évaluation, à l'exception de la méthode BEES + Water Intake v4.02, recommandent de caractériser la consommation plutôt que les prélèvements. Pour ce faire, des facteurs de caractérisation négatifs, correspondant alors à des émissions, sont implantés dans les logiciels d'ACV afin de représenter la part d'eau retournée dans le milieu du prélèvement (Sala et al., 2016).

4.5 Méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau

Les méthodes de caractérisation des impacts via la prise en compte de l'utilisation et du devenir permettent d'évaluer avec plus de précision les impacts réels de la consommation d'eau. Du fait même, l'interprétation des résultats obtenus est plus juste et permet de prendre des décisions mieux fondées. Les méthodes plus récentes et les plus utilisées intégrant ces considérations sont présentés ci-après. Une

présélection est faite en fonction des travaux de Sala, Benini, Castellani, Vidal-Legaz et Pant (2016), qui ont fait le choix de méthodes en fonction de leur pertinence en ACV, que ce soit parce qu'elles soient complètes, qu'elles soient beaucoup utilisées, ou qu'elles soient recommandées par des auteurs. Leur compatibilité avec la norme ISO 14 046 :2014 est aussi prise en compte. Finalement, les méthodes n'ayant pas développé de facteurs de caractérisation pour la majorité des régions et/ou pays sont exclues de cette étude. C'est notamment le cas de la méthode proposée par Loubet, Roux, Nunez, Belaud et Bellon-Maurel (2013). De plus, la méthode BEES + Water intake v4.02, modifiée, indiquant uniquement les prélèvements d'eau et utilisée dans l'outil étudié, est présentée afin de mettre en perspective les avancées effectuées par les autres méthodes.

Dans cette section, les méthodes retenues sont décrites. Une attention particulière sera portée sur la manière avec laquelle celles-ci intègrent la notion de disponibilité de l'eau. Le nom des méthodes est présenté en anglais, afin de permettre de les repérer plus aisément dans la littérature. La figure 4.3 et le tableau 4.1, présentés en fin de section, représentent de façon synthétique les différentes caractéristiques principales de ces méthodes.

4.5.1 Swiss Ecoscarcity 2013 (Frischknecht et Büsler Knöpfel, 2013)

Cette version est la dernière mise à jour de la Swiss EcoScarcity 2006, qui avait aussi été révisée en 2008 et 2009. Cette méthode est basée sur le principe de distance à la cible (Frischknecht et al., 2006), c'est-à-dire que tous les volumes consommés dans une région sont considérés et divisés par le volume critique d'utilisation de l'eau pour la région considérée. Le volume critique représente la fraction de la quantité d'eau que l'on peut prélever avant que la quantité d'eau du système commence à diminuer. Par défaut, cette fraction est fixée à 20 % de la quantité d'eau renouvelable disponible (Boulay et al., 2015b).

Les résultats sont obtenus à partir des statistiques AQUASTAT cumulées par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) de 1998 à 2010 (FAO, 2010) au niveau national, mais peuvent aussi être raffinés à l'échelle $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ grâce aux modèles de WaterGAP2 et à des index de stress hydrique régionalisés. La version la plus récente, datant de 2013, intègre désormais la consommation plutôt que les prélèvements d'eau, et un facteur plus élevé pour les pays de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), puisque la méthode de calcul pour ce dernier a changé. (Frischknecht et Büsler Knöpfel, 2013; Sala et al., 2016)

Swiss Ecoscarcity 2006 est recommandée par la CE dans le cadre de ses recommandations sur la performance environnementale des produits et des organisations (CE, 2013) et dans l'*ILCD Handbook* (CE, 2011). La version 2013, publiée après les documents prémentionnés, a été évaluée face à d'autres méthodes par Sala et al. (2016), mais n'est pas retenue comme méthode recommandée pour les guidances futures émises par la CE.

4.5.2 Water scarcity α (simplifiée) (Boulay, Bulle, Bayart, Deschênes et Margni, 2011)

La méthode de Boulay et al. (2011) simplifiée, *Water scarcity α* , propose une approche CAD sous forme d'un indicateur de stress hydrique. Il s'agit de l'indicateur de rareté de l'eau midpoint, proposé pour une méthode de caractérisation des impacts sur la santé humaine en Endpoint. Le ratio CAD est évalué à partir de données statistiques permettant de considérer les variations saisonnières. Les saisons pour lesquelles les flux en eau sont très élevés sont exclues des données afin d'éviter les biais dus aux saisons de pluies, pour lesquelles l'eau excédentaire n'est souvent pas disponible dans le système (Boulay et al., 2011).

Son FC, α , est modélisé par une fonction logistique afin d'obtenir des valeurs entre 0 et 1 m³ d'eau rendue indisponible pour un autre utilisateur par m³ consommé. La courbe prend en compte les seuils de rareté de l'eau proposés par l'OCDE (Alcamo, Henrichs, et Rösch, 2000), qui sont ensuite convertis entre les ratios PAD et CAD à l'aide d'une corrélation empirique (Boulay et al., 2015b). Lorsqu'une zone est très aride, la valeur s'approche de 1 : il est alors considéré que la consommation d'un m³ d'eau prive un autre utilisateur de ce même volume d'eau (Boulay et al., 2011). Lorsque la source d'eau est distinguée entre l'eau de surface ou l'eau souterraine, des indicateurs de rareté plus précis sont disponibles. Les valeurs de consommation et de disponibilité pour ceux-ci sont basées sur le modèle WaterGAP2.2 à l'échelle 0,5° × 0,5°, et des FC sont proposés par année, à l'échelle de pays (Boulay et al., 2015b).

4.5.3 Pfister WSI (Pfister, Koehler et Hellweg, 2009)

Cette méthode est similaire à la précédente. C'est un indicateur de stress hydrique, basé sur un ratio PAD qui est modélisé à partir d'une fonction logistique fournissant des valeurs entre 0,01 et 1 m³ d'eau rendue indisponible pour un autre utilisateur par m³ consommé, à l'instar de la méthode *Water scarcity α* . Bien que le ratio PAD soit utilisé pour évaluer la disponibilité, uniquement l'eau consommée est considérée dans la méthode. WaterGAP2 est employé pour obtenir les valeurs régionalisées de prélèvements et de disponibilité de l'eau. Des FC annuels, à l'échelle géographique de pays ou de bassins versants, sont proposés dans la méthode originale (Sala et al., 2016). Pfister et Bayer (2014) proposent aussi des FC mensuels à l'échelle de bassins versants.

4.5.4 Blue water scarcity (Hoekstra, Mekonnen, Chapagain, Mathews et Richter, 2012)

La méthode *Blue water scarcity* est de type CAD. La rareté de l'eau bleue y est définie comme « le ratio de l'empreinte eau bleue totale par rapport à la disponibilité de l'eau dans un bassin versant de rivière pendant une durée spécifique » (traduction libre de Hoekstra et al., 2012). Elle est basée sur les travaux de Mekonnen et Hoekstra (2011), employant les données statistiques de la FAO (2010) pour évaluer les prélèvements d'eau à l'échelle mondiale, à une résolution spatiale de 5 x 5 minutes d'arc. Sachant que 30 minutes d'arc correspondent à 0,5°, cette résolution est de 0,083° x 0,083°. Les données d'écoulement d'eau sont tirées de Fekete, Vörösmarty et Grabs (2002), puis ajustées pour estimer l'écoulement d'eau naturel disponible. Ces données sont ensuite agrégées à l'échelle géographique de bassin versant, et ce,

mensuellement. Des FC sont disponibles pour les principaux bassins au niveau mondial, mais certaines régions ne sont pas couvertes. (Hoekstra et al., 2012; Sala et al., 2016)

4.5.5 WAVE (Berger et al., 2014)

Ce modèle, appelé WAVE pour *Water Accounting and Vulnerability Evaluation*, analyse la vulnérabilité à la déplétion d'eau des bassins. L'approche employée est de CAD, pour laquelle l'index de déplétion de l'eau utilise le ratio entre la consommation d'eau et la disponibilité annuelles (Sala et al., 2016). Contrairement à la plupart des autres méthodes, WAVE prend en compte l'eau évaporée, lors de réactions chimiques ou de l'évapotranspiration, qui retourne dans le même bassin versant. En effet, ces vapeurs d'eau peuvent, dans le cas des réactions chimiques, être récupérées et condensées, et dans le cas de l'évapotranspiration, être partiellement retournées sous forme de précipitations dans le même bassin versant suite à un court séjour dans l'atmosphère. Cela pourrait réduire la consommation d'eau réelle jusqu'à 32 %. De plus, le modèle considère les eaux stockées dans les aquifères, les lacs et les barrages, car celles-ci peuvent avoir un effet tampon sur les variations temporelles de la rareté de l'eau (Berger et al., 2014).

Le modèle WaterGAP2 est utilisé pour modéliser la consommation et la disponibilité de l'eau à l'échelle de bassins versants. Le ratio CAD modifié est obtenu en intégrant les stocks d'eaux de surface, estimés à partir de WaterGAP2, et les stocks d'eau souterraine, estimés à partir du modèle WHYMAP. Ces deux stocks sont évalués de façon conservatrice dans la méthode. (Berger et al., 2014)

4.5.6 Water unavailability factor (Yano, Hanasaki, Itsubo et Oki, 2015)

Cette approche diffère totalement des autres car elle emploie uniquement le taux de renouvellement de l'eau, plutôt qu'un ratio basé sur la disponibilité. En effet, il est assumé dans ce modèle que l'impact potentiel d'une unité d'eau utilisée est proportionnel à la surface, ou encore au temps requis pour obtenir cette même unité d'eau à partir de chaque type de source d'eau. Le FC pour chaque source d'eau est un facteur d'indisponibilité de l'eau, pour lequel l'acronyme $fwua$ est utilisé dans la méthode. Les précipitations ($fwua_p$), les eaux de surface ($fwua_{sw}$) et les eaux souterraines ($fwua_{gw}$) sont considérées. L'indicateur représente alors ce taux de renouvellement pour un volume donné par rapport à une valeur de référence, que ce soit en fonction du temps (temps requis pour obtenir une unité d'eau à un endroit donné) ou en fonction de la surface (surface requise pour obtenir une unité d'eau à un endroit donné). (Yano et al., 2015; Sala et al., 2016)

Les valeurs de $fwua_p$ sont estimées à partir des données de forçage du Water and Global Change (WATCH) (Weedon et al., 2011). Les valeurs pour $fwua_{sw}$ et $fwua_{gw}$ proviennent quant à elles du modèle hydrologique global H08 d'Hanasaki, Inuzuka, Kanae et Oki (2010). Ensembles, ces données permettent d'obtenir les taux de renouvellement de l'eau à une échelle de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ pour chacune des différentes sources d'eau. (Yano et al., 2015)

4.5.7 AWARE (Boulay et al., 2017)

Cette méthode résulte des travaux du groupe WULCA, qui regroupe des experts en développement de méthodologie d'ACV, en ACV, en hydrologie et en écologie provenant des sphères publiques et privées, et du milieu académique. AWARE est un indicateur développé dans l'optique d'harmoniser les différentes approches de caractérisation des impacts de la consommation d'eau et d'être une méthode basée sur un consensus entre les différents acteurs du domaine de l'ACV (Boulay et al., 2017). Il a été déterminé qu'un indicateur d'impact pour la consommation d'eau, couvrant l'ensemble des considérations relatives à celle-ci, devait évaluer le potentiel de priver un autre utilisateur d'eau douce, que ce soit l'être humain ou les écosystèmes (Boulay et al., 2015a). Cela explique l'approche DAD utilisée dans cette méthode.

La disponibilité de l'eau évaluée dans cette méthode est basée sur le modèle WaterGAP2.2 (Müller Schmied et al., 2014) pour la disponibilité de l'eau. La demande humaine en eau actuelle, soit la fraction de l'eau prélevée qui n'est pas retournée dans le même bassin versant après son utilisation, provient aussi de WaterGAP. Elle est basée sur des données statistiques pour les prélèvements d'eau douce, validés par Flörke et al., (2013). Cette demande inclue les usages des secteurs domestiques, industriels, de l'agriculture, de l'élevage et de la production d'énergie modélisés pour l'année 2010. Le modèle WaterGAP fournit des données de consommation annuelles à l'échelle de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ mondialement, à l'exception des données pour l'agriculture, qui sont disponibles mensuellement (Boulay et al., 2017).

La demande en eau des écosystèmes, quant à elle, est basée sur le modèle de Pastor, Ludwig, Biemans, Hoff et Kabat (2013). Elle évalue le besoin minimal en eau comme une fraction du flux naturel disponible, qui ne considère pas l'interférence humaine. Ce flux minimal permet de maintenir les écosystèmes d'eau douce dans des conditions « moyennes », c'est-à-dire dans un des conditions écologiques ni bonnes ni mauvaises. Les valeurs sont tirées de WaterGAP, puis un facteur de 30 %, 45 % ou 60 % est appliqué au flux naturel en fonction des précipitations saisonnières (Boulay et al., 2017). Par exemple, pendant une saison avec des pluies abondantes, il est considéré que 30 % du flux naturel est suffisant pour répondre aux besoins de l'écosystème.

4.5.8 Water Intake BEES + (Lippiatt, 2007) v4.02 modifiée

La méthode BEES a été développée dans le cadre d'un logiciel permettant de sélectionner des produits avantageux sur le plan environnemental et économique. Plusieurs catégories d'impacts sont modélisées dans cette méthode. Pour l'impact des prélèvements d'eau, les données d'ICV sont utilisées directement (Lippiatt, 2007).

La méthode Water Intake BEES + v4.02, modifiée afin de ne pas prendre en compte les eaux de turbinage et les eaux de refroidissement, est utilisée dans la méthodologie actuelle de l'ITERG (Badey et Barateau, 2016). Cette modification permet de se rapprocher de l'approche consommation-à-disponibilité

en ce qui concerne les flux d'eau considérés. Cependant, la consommation réelle de l'eau n'est pas considérée par cette méthode, puisque les eaux rejetées ne sont pas prises en compte. De plus, la disponibilité de l'eau n'est pas évaluée par la méthode : ni la région ni la temporalité ne sont considérées par cette approche.

4.6 Sommaire des caractéristiques des différentes méthodes

La figure suivante présente les principaux choix méthodologiques pour les méthodes retenues dans cette section, hormis la méthode Water Intake BEES + v4.02, puisqu'elle ne prend pas en compte la rareté de l'eau.

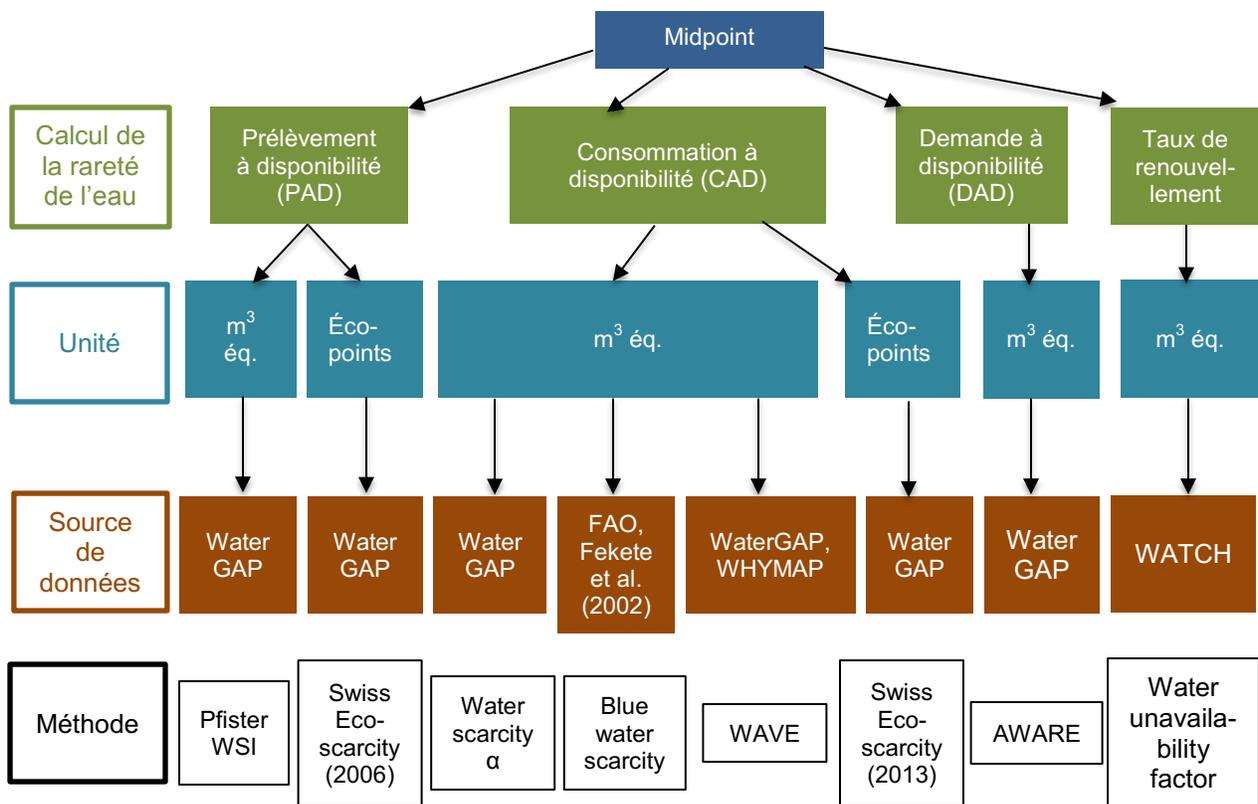


Figure 4.3 Principaux choix méthodologiques des différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau (inspiré de Bernstein, 2017)

La majorité des méthodes emploient WaterGAP comme source de données permettant d'évaluer la disponibilité de l'eau pour une région $0,5^\circ \times 0,5^\circ$, un bassin versant, ou un pays donné. De plus, toutes les méthodes sauf Swiss Eco-scarcity emploient l'unité m^3 éq. En effet, la méthode Swiss Eco-scarcity transforme toutes les valeurs d'impacts obtenues pour chaque catégorie d'impact en Éco-points à l'aide d'un facteur de normalisation et en le multipliant par une constante permettant d'obtenir des résultats

présentables (Frischknecht et Büsser Knöpfel, 2013). Il est cependant aussi possible d'obtenir les résultats en m³ éq. préalablement à ces opérations.

Malgré le fait que les méthodes représentent les impacts avec la même unité, les résultats d'ACV employant différentes méthodes ne peuvent être comparés entre eux, car chaque des modèles propose des choix méthodologiques variant de façon plus ou moins importante entre chacun d'eux. Le tableau suivant présente les caractéristiques principales des différentes méthodes décrites dans cette section.

Tableau 4.1 Caractéristiques principales des méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau

Méthode (Référence principale)	Indicateur (FC * Inventaire)	FC [unité]	Unité	Approche	Échelles géographiques	Échelles temporelles	Source des données employées pour évaluer la disponibilité
Swiss Eco-scarcity 2013 (Frischknecht et Büsser Knöpfel, 2013)	Rareté écologique (consommation pondérée en fonction de la rareté)	Éco-facteur [UBP /m ³]	Éco-points	PAD (2006) et CAD (2013)	Pays, bassin versant	Annuelle Une méthode est proposée pour dériver des FC mensuels	Aquastat à l'échelle de pays; WaterGAP2 aux autres échelles
Water scarcity α (simplifiée) (Boulay et al., 2011)	Rareté de l'eau (consommation d'eau pondérée en fonction de la rareté)	Index de rareté de l'eau (α) [m ³ éq./m ³]	m ³ éq.	CAD	Pays	Annuelle	Seuils de rareté OCDE WaterGAP2.2
Water stress index (WSI) (Pfister et al., 2009; Pfister et Bayer, 2014)	Stress hydrique (consommation d'eau pondérée en fonction du stress hydrique)	Index de rareté de l'eau [m ³ éq./m ³]	m ³ éq.	PAD	Pays, bassin versant	Annuelle (Pfister et al., 2009) Mensuelle (Pfister et Bayer, 2014)	WaterGAP2
Blue water scarcity index (Hoekstra et al. 2012)	Rareté de l'eau (consommation d'eau pondérée en fonction de la rareté)	Index de rareté de l'eau bleue [m ³ éq./m ³]	m ³ éq.	CAD	Pays, bassin versant	Mensuelle, annuelle	Modèle de Mekkonen et Hoekstra (2011) - basée sur données FAO (2010) et données d'écoulement de Fekete et al. (2002)
Water depletion index (Berger et al. 2014)	Épuisement de l'eau (consommation d'eau pondérée en fonction de l'épuisement)	Index d'épuisement de l'eau [m ³ d'eau épuisée éq. /m ³]	m ³ éq.	CAD (variante, C.f section 4.5.5)	Pays, bassin versant	Annuelle	WaterGAP2 WHYMAP
Water unavailability factor (Yano et al. 2015)	Empreinte de la rareté de l'eau (consommation d'eau pondérée en fonction de l'indisponibilité)	Facteur d'indisponibilité de l'eau [m ³ H ₂ O éq./m ³]	m ³ éq.	Taux de renouvellement	Pays, bassin versant, 0,5° × 0,5°	Annuelle est fournie (peut être saisonnière et mensuelle dans le modèle)	données WATCH et modèle H08 (évalue le renouvellement, et non la disponibilité)
Available Water Remaining (AWARE) (Boulay et al., 2017)	Déplétion de l'eau (consommation d'eau pondérée en fonction de la privation)	Potentiel de privation d'eau [m ³ de privation d'eau éq. monde/m ³]	m ³ éq.	DAD	Pays, bassin versant, 0,5° × 0,5°	Mensuelle, annuelle	WaterGAP2.2
BEES + v4.02 modifiée (Lippiatt, 2007)	Eau prélevée (eaux de turbinage et de refroidissement exclues)	N/A	m ³	Utilisation directe des données d'inventaire	N/A	N/A	N/A

5. ANALYSES MULTICRITÈRES

Dans ce chapitre, les différentes méthodes retenues prendre en compte l'incertitude, celles pour évaluer les impacts de la consommation d'eau, qui sont retenues pour l'évaluation, sont évaluées à l'aide de grilles d'analyse multicritères. Les critères d'évaluation et la justification des choix de critère sont aussi présentés. Sont présentées, à la section 5.1, l'analyse multicritères pour les méthodes permettant de mesurer l'incertitude et, à la section 5.2, l'analyse multicritère pour les méthodes de caractérisation des impacts de la consommation de l'eau.

5.1 Analyse multicritères pour les différentes options de méthodes de mesure de l'incertitude

Dans la présente section, les méthodes retenues pour l'état de l'art sont évaluées à l'aide d'une grille multicritères. Les choix de critères et de sous-critères, ainsi que les barèmes d'évaluation et la pondération, sont définis ci-dessous.

5.1.1 Choix des critères et sous-critères d'évaluation

Afin de s'assurer d'être exhaustif, les critères sont repris des différentes informations présentées dans la revue du LIST (2015) ainsi que dans les différents documents consultés présentant des descriptions de plusieurs méthodes, incluant leurs avantages et leurs inconvénients, notamment dans l'ouvrage de Chen (2014).

5.1.2 Définition des barèmes d'évaluation et de la pondération

Afin de permettre d'obtenir une grille d'évaluation relativement simple et compréhensible, l'évaluation est faite quant à la performance de chaque méthode pour chacun des critères et sous-critères. Le tableau suivant présente globalement les notes attribuables et leurs significations.

Tableau 5.1 Barèmes d'évaluation et explications correspondantes

Note	Description
0	La méthode ne répond pas au critère.
1	La méthode répond au critère de façon peu satisfaisante et/ou performante.
2	La méthode répond au critère de façon moyennement satisfaisante et/ou performante.
3	La méthode répond au critère de façon satisfaisante et ou/performante.

Ces barèmes d'évaluation sont explicités pour chacun des sous-critères dans la grille d'analyse. Les scores attribuables et la situation correspondant à chacun d'eaux y sont définis. Cela permet de justifier la note attribuée aux différentes méthodes pour chacun des sous-critères. Afin de clarifier et de justifier l'évaluation effectuée, des indications précises relatives à chacun des sous-critères sont données dans la colonne « définition des résultats » de la grille d'analyse. Cependant, le score de « 0 » n'est défini que

pour les sous-critères ou il est possible qu'une méthode n'y réponde pas. Par contre, pour plusieurs des sous-critères, cela est impossible; le score de « 0 » n'est pas défini pour ceux-ci.

Le tableau ci-dessous décrit les 3 niveaux de pondération attribuables pour chacun des critères et sous-critères afin de relativiser leurs importances sur les résultats finaux.

Tableau 5.2 Pondération pour la grille d'analyse multicritères évaluant les méthodes de mesure de l'incertitude

Note	Description
1	Le critère ou sous critère est peu pertinent pour évaluer les méthodes.
2	Le critère ou sous critère est moyennement pertinent pour évaluer les méthodes.
3	Le critère ou sous critère est très pertinent pour évaluer les méthodes.

Ces pondérations prennent en compte l'importance de chacun des critères, en prenant en compte les spécificités de l'ITERG. En effet, compte-tenu de la nature de ses activités, il est primordial, par exemple, que la méthode soit simple à utiliser dans un logiciel d'ACV ou encore que l'incertitude soit modélisable à partir des BDD utilisées.

5.1.3 Analyse multicritères pour les différentes méthodes de mesure de l'incertitude

La grille suivante présente l'évaluation des différentes méthodes de mesure de l'incertitude.

Tableau 5.3 Grille d'analyse multicritères pour l'évaluation des différentes méthodes de mesure de l'incertitude

Critère	Sous-critère	Barème d'évaluation et justification	Poids critère	Pond. sous-critère	Méthode						
					MC	QMC	MCB	LH	AF	AH	PAI
Précision	Couverture des différents types d'incertitude (systématique, stochastique, épistémique)	1: stochastique 2: stochastique et systématique ou épistémique 3: stochastique, systématique et épistémique	20%	3	3	3	3	3	3	3	2
	Prise en compte de la corrélation entre les variables	0: non, impossible 1: possible, pas appliquée en ACV 2: possible, déjà appliquée en ACV 3: oui, intégrée à la méthode		1	2	1	1	1	1	1	0
	Fiabilité des résultats	1: faible 2: moyenne / variable 3: élevée		2	3	3	3	3	2	3	2
Utilisabilité	Intensité de calcul	1: élevée 2: moyenne 3: faible	40%	1	1	2	1	1	3	3	3
	Implémentation dans les logiciels d'ACV	0: Implanté dans aucun logiciel 1: Implanté dans un logiciel d'ACV peu utilisé 2: Implanté dans un logiciel d'ACV populaire 3: Implanté dans plusieurs logiciels d'ACV populaires		3	3	0	0	0	0	0	1
	Facilité d'utilisation	1: difficile / calculs complexes 2: moyenne / utilisation d'un autre logiciel 3: facile / implantée dans SimaPro		2	3	2	2	2	2	2	2
	Niveau de difficulté d'interprétation des résultats (en fonction du type de résultats, de la complexité)	1: compliquée 2: moyenne 3: facile		2	3	3	3	3	2	2	2
	Compréhensibilité de la méthode et des principes sous-jacents	1: complexe 2: moyenne 3: simple		2	3	2	2	2	2	2	2

Tableau 5.3 Grille d'analyse multicritères pour l'évaluation des différentes méthodes de mesure de l'incertitude (suite)

Critère	Sous-critère	Barème d'évaluation et justification	Poids critère	Pond. sous-critère	Méthode						
					MC	QMC	MCB	LH	AF	AH	PAI
Applicabilité	Possibilité/ difficulté d'intégration de la méthode dans l'outil AcévOil	0: impossible 1: possible, et compliquée 2: possible, et moyennement compliquée 3: possible, et peu compliquée	40%	2	2	1	1	1	1	1	0
	Compatibilité avec les jeux de données ACÉVOL de l'ITERG / Intensité de la collecte de données nécessaire pour renseigner l'incertitude	0: incompatible/requiert des collectes de données très importantes 1: peu compatible/requiert des collectes de données importantes 2: peu compatible/requiert des collectes de données peu importantes 3: compatible		3	1	1	1	1	2	1	2
	Compatibilité avec les données utilisées en arrière-plan, issues d'ecoinvent et AGRIBALYSE	0: incompatible 1: peu compatible 2: moyennement compatible 3: compatible		3	2	2	2	2	1	1	2
	Utilité comme support à la décision pour les utilisateurs de l'outil AcévOil	1: difficilement compréhensible et interprétable 2: représentation plus ou moins facilement compréhensible et interprétable 3: représentation facilement compréhensible et interprétable		3	2	2	2	2	1	1	1
TOTAL/100					79	60	58	58	53	51	51

Légende

MC	Monte Carlo
QMC	Quasi- Monte Carlo
MCB	Monte Carlo Bayésienne
LH	Latin Hypercube
AF	Arithmétique floue
EAI	Ensembles aléatoires indépendants
PAI	Propagation analytique de l'incertitude

5.2 Analyse multicritères pour les différentes options de méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau

Les méthodes retenues et décrites dans le présent essai sont évaluées pour faire ressortir la ou les plus pertinentes parmi celles-ci.

5.2.1 Choix des critères et des sous-critères d'évaluation

Les critères du guide *ILCD Handbook: Framework and requirements for LCIA models and indicators* du JRC (CE, 2010a) propose six critères afin d'évaluer la pertinence d'une méthode de caractérisation pour un indicateur d'impact donné :

- L'étendue du champ d'étude
- La pertinence environnementale
- La robustesse scientifique et le niveau de certitude
- La documentation, la transparence et la reproductibilité
- L'applicabilité
- Le niveau d'acceptabilité pour les parties prenantes et la pertinence pour la communication dans un contexte d'entreprise ou dans une politique.

Ces critères sont repris par le groupe de travail WULCA, qui mène la principale initiative en cours portant sur une méthode de mesure des impacts de la consommation d'eau. Ainsi, Kounina et al. (2012) évaluent des méthodes et indicateurs potentiellement applicables aux prélèvements d'eau douce. Pour ce faire, les critères et sous-critères de l'*ILCD Handbook* sont complétés de sous-critères supplémentaires, repris dans la grille d'analyse. Par exemple, pour le critère « étendue du champ de l'étude », des sous-critères, permettant d'identifier quels impacts midpoint sont modélisés, sont présentés. Pour le critère « pertinence environnementale », des sous-critères permettant d'évaluer l'étendue de la couverture des chaînes de cause-à-effet présentées à la figure 4.1 sont ajoutés.

En complément, les critères « introduction » et « facteurs de caractérisation », et des modifications aux sous-critères inclus dans chacune des catégories, sont proposés par Sala et al. (2016) pour l'évaluation de méthodes de caractérisation des impacts en ACV, comme amélioration aux critères actuels proposés par la CE. Il est à noter que seuls les critères permettant d'évaluer la performance des méthodes pour la caractérisation des impacts au niveau midpoint sont retenus dans la présente évaluation.

Il est à noter que certains sous-critères ne peuvent être évalués à partir des connaissances acquises et collectées dans le cadre du présent essai. Ces sous-critères ne sont pas pris en compte dans l'évaluation, mais sont conservés dans la grille d'analyse pour son utilisation future. Ils sont marqués du sigle N-É, pour non-évalués. L'annexe du rapport de Sala et al. (2016) sera particulièrement utile pour compléter cette évaluation, lorsqu'il sera rendu disponible.

Finalement, des sous-critères permettant d'évaluer l'applicabilité et l'utilisabilité des méthodes dans le contexte des travaux de l'ITERG sont ajoutés au critère « applicabilité ».

5.2.2 Définition des barèmes d'évaluation et de la pondération

L'évaluation est faite quant à la performance de chaque méthode pour chacun des critères, en fonction de sa performance pour les sous-critères en faisant partie. Comme dans les recommandations de la CE (2011), l'évaluation se fait en fonction de la conformité des méthodes pour chacun des critères. Cependant, les notes attribuées sont des chiffres de 0 à 4 plutôt que les lettres A à E, afin d'obtenir un résultat global chiffré. Le tableau suivant présente les notes attribuées, ainsi que leurs significations.

Tableau 5.4 Barèmes d'évaluation et explications correspondantes

Note	Description
0	La méthode n'est pas conforme au critère.
1	La méthode est peu conforme au critère.
2	La méthode est conforme pour certains aspects du critère.
3	La méthode est conforme pour tous les aspects essentiels du critère.
4	La méthode est entièrement conforme au critère.

Des demi-points sont accordés lorsqu'une méthode performe d'une façon qui serait le mieux décrite par un entre-deux. Par exemple, une méthode qui est conforme pour la majorité des aspects essentiels du critère obtient une note de 2,5.

Le tableau ci-dessous décrit les 2 niveaux de pondération attribuables pour chacun des sous-critères afin de relativiser leurs importances sur les résultats finaux. Il s'agit des critères d'importance « normale » et « élevée » proposés dans l'*ILCD Handbook* (CE, 2011). Ces pondérations permettent d'évaluer la performance des méthodes pour chacun des critères, et de relativiser l'importance de la performance des méthodes pour chacun des sous-critères lors de l'évaluation. Par exemple, si une méthode répond uniquement à un sous-critère d'importance normale pour une méthode, et ne répond à aucun des autres sous-critères, une note de « 1 » lui est attribuée pour ce critère.

Tableau 5.5 Niveau d'importance des sous-critères pour la grille d'analyse multicritères évaluant les méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau

Sigle	Niveau d'importance	Description
N	Normale	Le critère ou sous critère est moyennement important pour cette catégorie d'impact.
É	Élevée	Le critère ou sous critère est particulièrement important pour cette catégorie d'impact.

« Cette catégorie d'impact » fait référence aux impacts de la consommation d'eau, tels que caractérisés par chacune des différentes méthodes évaluées.

5.2.3 Analyse multicritères pour les méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau

La grille suivante présente l'évaluation des différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau.

Tableau 5.6 Grille d'analyse multicritères pour l'évaluation des différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau

Critère	Sous-critère	Poids du critère	Importance du sous-critère	Méthode							
				Swiss Eco-scarcity 2013	Water scarcity α (simplifiée)	Pfister WSI	Blue water scarcity index	WAVE	Water unavailability factor	AWARE	BEES + v 4.02 modifiée
Complétude du champ d'étude	Modèle de caractérisation adaptable à l'évaluation explicite spatiale et temporelle	10%	É	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗
	Exhaustivité (rareté de l'eau / stress hydrique / privation / déplétion considérés)		É	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗
	Importance de la couverture géographique		N	globale	globale	globale	globale	globale	globale	globale	N/A
	Évaluation			4	4	4	4	4	4	4	0
Pertinence environnementale	Mécanismes environnementaux Couverture des éléments suivants :	15%	Couverture des mécanismes environnementaux								
	Besoins en eau des écosystèmes		N	✗	✗	✗	✓	✓	indisponibilité est évaluée	✓	✗
	Demande en eau des humains		N	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✗
	Impacts de la consommation d'eau en aval		N	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗
	Variabilité saisonnière		N	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✗
	Zones arides		N	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✗
Consommation de l'eau (plutôt que prélèvements)	É	Prélèvements à échelle de pays, consommation aux autres échelles	✓	✗	✓	✓	✓	✓	Prélèvements; adaptée pour exclure les eaux de turbinage et de refroidissement		

Tableau 5.6 Grille d'analyse multicritères pour l'évaluation des différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau (suite)

Critère	Sous-critère	Poids du critère	Importance du sous-critère	Méthode								
				Swiss Eco-scarcity 2013	Water scarcity α (simplifiée)	Pfister WSI	Blue water scarcity index	WAVE	Water unavailability factor	AWARE	BEES + v 4.02 modifiée	
Pertinence environnementale (suite)	Exhaustivité - flux élémentaires Couverture des éléments suivants :	15% (suite)	Exhaustivité - flux élémentaires									
	Différents types d'eau (surface, souterraines, fossile, etc.)		N	en fonction de l'échelle	les plus importantes	les plus importantes	les plus importantes	les plus importantes	les plus importantes	les plus importantes	*	
	Usages de l'eau (prélèvements, rejets, emprunts)		É	prélèvements	prélèv., rejets	prélèvements	prélèv., rejets	prélèv., rejets	prélèv., rejets	prélèv., rejets	prélèv., rejets	*
	Résolution temporelle et spatiale des modèles biophysiques pour :		Résolution temporelle et spatiale des modèles biophysiques									
	Besoins en eau des écosystèmes		N	N/A	N/A	N/A	faible	faible		élevée	N/A	
	Disponibilité de l'eau		N	faible (peuvent être remplacés)	faible	moyenne	élevée	élevée	élevée pour l'indisponibilité	élevée	N/A	
	Demande en eau des humains (agriculture/ménages et industries)		N	faible (peuvent être remplacés)	faible	moyenne	élevée	élevée		élevée	N/A	
Évaluation		2	2	2,5	3	3	2,5	3,5	0,5			
Robustesse scientifique et incertitude	Robustesse scientifique	15%	Robustesse scientifique									
	Parties critiques du modèle incluant les paramètres utilisés ont été évalués par des pairs		É	*	✓	✓	✓	✓	✓	✓	N/A	
	Modèle reflète les connaissances les plus actuelles pour les chaînes cause-à-effets		N	Évalué au travers d'autres sous-critères								

Tableau 5.6 Grille d'analyse multicritères pour l'évaluation des différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau (suite)

Critère	Sous-critère	Poids du critère	Importance du sous-critère	Méthode							
				Swiss Eco-scarcity 2013	Water scarcity α (simplifiée)	Pfister WSI	Blue water scarcity index	WAVE	Water unavailability factor	AWARE	BEES + v 4.02 modifiée
Robustesse scientifique et incertitude (suite)	Représentativité temporelle et géographique des modèles sous-jacents, particulièrement en ce qui concerne la disponibilité et la demande humaine en eau	15% (suite)	É	moyenne	élevée	élevée	très élevée	entre moyenne et élevée	élevée	élevée	N/A
	Modèle et données sous-jacentes ont le potentiel d'être améliorés et développés constamment, incluant les considérations géographiques et la différenciation temporelle		N	N-É							
	Qualité des techniques utilisées pour agréger les données à diverses résolutions		N	N-É							
	Incertitude		Incertitude								
	Vérification et confirmation possible avec des données suivies (données météorologiques, sondes, mesures sur le terrain, etc.)		N	N-É							
	Degré d'incertitude du modèle hydrologique et/ou des données utilisées		N	✘	évaluation limitée	évaluation limitée	évaluation limitée	✘	fourni	évaluation limitée	incertitude dépend des données d'inventaire
	Présentation de l'incertitude des modèles hydrologiques et/ou des données utilisées		N	✘	décrit qualitativement	décrit qualitativement	partielle	partielle	décrit qualitativement	partielle	N/A
	Général		Général								
	Catégorie d'indicateur et modèles de caractérisation fondés sur des bases scientifiques		É	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	N/A
	Évaluation			2	3	3	2,5	3	3,5	3	0,5

Tableau 5.6 Grille d'analyse multicritères pour l'évaluation des différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau (suite)

Critère	Sous-critère	Poids du critère	Importance du sous-critère	Méthode								
				Swiss Eco-scarcity 2013	Water scarcity α (simplifiée)	Pfister WSI	Blue water scarcity index	WAVE	Water unavailability factor	AWARE	BEES + v 4.02 modifiée	
Documentation, transparence et reproductibilité	Documentation sur le modèle publiée et accessible	10%	É	✓	✓	✓	partiellement	✓	✓	✓	✓ Méthodologie à venir (12/2017)	N/A
	Données d'arrière plan publiées et accessibles		N	✓	Doivent être demandées au fournisseur	Doivent être demandées au fournisseur	✓	Doivent être demandées au fournisseur				
	Niveau d'exhaustivité de la documentation du modèle de caractérisation		N	élevée	élevée	élevée	moyenne	élevée	élevée	élevée	élevée	
	Facteurs ou modèles de caractérisations publiés et accessibles		N	✓	✓	✓	✓ (accessible dans logiciel ACV)	✓	✓	✓	✓	
	Possibilité pour des tiers partis de générer du contenu additionnel et de l'intégrer au modèle (FC plus précis, différenciation temporelle, etc.)		N	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	
	Choix de valeurs mentionnés explicitement		N	Mentionnées, mais non explicitées	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
	Évaluation					3	3	3	2,5	3	3	
Applicabilité	Facilité pour se conformer aux mises à jour, par exemple, des unités et de la nomenclature du ILCD	5%	N	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	N/A
	Disponibilité de facteurs de normalisation pour les praticiens en ACV		N	peuvent être calculés	peuvent être calculés	peuvent être calculés avec facteurs fournis	peuvent être calculés	peuvent être calculés	peuvent être calculés	peuvent être calculés	peuvent être calculés	
	Évaluation				3	3	3,5	3	3	3	3	

Tableau 5.6 Grille d'analyse multicritères pour l'évaluation des différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau (suite)

Critère	Sous-critère	Poids du critère	Importance du sous-critère	Méthode							
				Swiss Eco-scarcity 2013	Water scarcity α (simplifiée)	Pfister WSI	Blue water scarcity index	WAVE	Water unavailability factor	AWARE	BEES + v 4.02 modifiée
Facteurs de caractérisation	Pertinence de la caractérisation	10%	É	N-É							
	Facilité d'utilisation des FC pour les praticiens en ACV		N	facile	facile	facile	facile	facile	moyenne	facile	N/A
	Expérimentations/essais avec les FC (niveau de maturité)		N	élevée; certains problèmes soulevés	maturité élevée	maturité élevée	maturité faible	maturité faible	maturité très faible (une seule utilisation)	maturité faible - expérimentations peu nombreuses (plusieurs en cours)	
	Résolution temporelle des FC		N	faible	faible	élevée	élevée	élevée	faible	élevée	
	Résolution géographique des FC		N	faible	faible	élevée	élevée (mais couverture partielle)	élevée	faible	élevée	
	Évaluation			2	2,5	4	2,5	3	2	3	
Niveau d'acceptabilité pour les parties prenantes et pertinence pour la communication dans un contexte d'entreprise ou dans une politique	Niveau de compréhensibilité et facilité d'interprétation	10%	É	moyen	moyen	moyen	moyen	moyen	facile	moyen	facile
	Organisme reconnu supportant les principes généraux du modèle		É	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✓
	Flux élémentaires considérés et modèles d'impact neutres (non-biaisés favorablement ou défavorablement envers certaines industries, procédés ou produits)		N	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	N / A
	Indicateur en cohérence avec les indications de la politique actuelle de la Commission européenne ou d'organisations autoritaires similaires		N	✓ (version de 2006, mais critiqué par certaines parties prenantes)	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗
	Évaluation			3	2	2	2	2	2,5	3	2

Tableau 5.6 Grille d'analyse multicritères pour l'évaluation des différentes méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau (suite)

Critère	Sous-critère	Poids du critère	Importance du sous-critère	Méthode								
				Swiss Eco-scarcity 2013	Water scarcity α (simplifiée)	Pfister WSI	Blue water scarcity index	WAVE	Water unavailability factor	AWARE	BEES + v 4.02 modifiée	
Utilisabilité pour l'ITERG (en exploitant les niveaux de précision temporelle et géographique les plus élevés, le cas échéant)	Technique	25%	Technique									
	Compatibilité avec SimaPro (pas de module de cartographie de type Système d'information géographique [SIG])		N	oui pour échelle pays	oui pour échelle pays	oui pour échelle pays	oui pour échelle pays	oui pour échelle pays	oui pour échelle pays	oui pour échelle pays	✓	
	Compatibilité avec les BDD ecoinvent 3 et AGRIBALYSE (pas de renseignement sur la temporalité pour la date de prélèvement, et pas de référencement géographique)		É	bonne	bonne	moyenne	moyenne	moyenne	moyenne	moyenne	moyenne	✓
	Opérationnel		Opérationnel									
	Intensité de la collecte de données requise pour rendre la méthode fonctionnelle		É	moyenne	moyenne	élevée	élevée	élevée	élevée	élevée	élevée	non requise
	Évaluation			2	2	1	1	1	1	1	1	4
		TOTAL/100		61	64	64	58	63	61	67	36	

6. INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS, LIMITES ET RECOMMANDATIONS

L'évaluation réalisée en à la section 5 fait ressortir les méthodes les plus pertinentes à considérer en vue du contexte actuel de l'ACV et des spécificités des activités de l'ITERG. Dans ce chapitre, les résultats obtenus sont interprétés, des recommandations sont effectuées, les limites des analyses sont présentées, et des suggestions de travaux futurs, basés sur cet essai, sont formulées.

6.1 Méthodes de mesure de l'incertitude

L'évaluation réalisée en à la section 5 fait ressortir les méthodes les plus pertinentes à considérer en vue du contexte actuel de l'ACV et des spécificités des activités de l'ITERG.

6.1.1 Discussion

L'analyse fait ressortir les méthodes les plus appropriées pour mesurer l'incertitude. La propagation de l'incertitude effectuée grâce à la méthode de Monte Carlo ressort comme étant la méthode la plus pertinente dans le contexte du présent essai. Elle se démarque, principalement grâce à son intégration fréquente dans les logiciels d'ACV et à la facilité de son utilisation. En employant directement les données pour lesquelles une incertitude est renseignée, la méthode d'échantillonnage de Monte Carlo fait ressortir une courbe de probabilité pour chacune des catégories d'impact modélisées. Les résultats sont faciles à obtenir, et simples à interpréter. Cependant, dans le cas de l'ITERG, les données d'arrière-plan sont peu nombreuses à être renseignées pour l'incertitude, que ce soit via des IQD ou des distributions de probabilité. Celles des inventaires ACÉVOL ne contiennent pas d'information sur l'incertitude. Un effort important de caractérisation de l'incertitude est donc à prévoir avant de pouvoir utiliser l'échantillonnage de Monte Carlo, ou toute autre méthode présentée.

Malgré leurs plus faibles scores, d'autres méthodes valent aussi la peine d'être considérées, car elles présentent certains avantages par rapport à la méthode de Monte Carlo. Cependant, il faudrait, pour la plupart d'entre elles, effectuer des étapes en dehors du logiciel SimaPro, ce qui représente un frein à l'utilisabilité de ces méthodes. L'arithmétique floue, par exemple, performe relativement bien pour les trois critères évalués. Elle requiert un apprentissage de moyenne importance, est facilement applicable pour certaines données, et efficace à être utilisée. Bien qu'elle fournisse des résultats plus difficilement interprétables, sous forme d'intervalle de possibilités, il est possible de convertir ces résultats en courbe de distribution de probabilité la plus probable, en utilisant une méthodologie appropriée, comme celle proposée dans André et Lopes (2012).

Le guide *Global Guidance for Life Cycle Assessment Indicators – Volume 1*, développé par la *Life Cycle Initiative* du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et de la Société de la toxicologie et de la chimie de l'environnement (SETAC) indique qu'au minimum, les catégories d'incertitude qui devraient être incluses dans les rapports d'ACV sont celles :

- Des données entrantes (incertitude des paramètres, des données de modèles externes et des estimations d'experts)
- Du modèle (sélection du modèle, périmètre de l'étude, hypothèses, simplifications du modèle)
- De la variabilité (l'agrégation de résultats sur une période ou un espace, ou toute autre agrégation, l'agrégation de substances ou de types de substances pour un usage spécifique)
- Des choix de valeurs (l'échelle géographique, s'il y a lieu, l'horizon temporel / l'actualisation au fil du temps, les facteurs de pondération ou seuils, l'inclusion / l'exclusion d'effets positifs / d'adaptation / de résilience et autres, les hypothèses portant sur l'état de référence pour les impacts actuels et futurs, et le niveau de connaissance / la certitude des effets)
- Du scénario (les informations manquantes, ou d'autres informations pertinentes en lien avec le scénario). (Verones et al., 2016)

Les incertitudes engendrées par tous ces facteurs devraient être estimées quantitativement lorsque possible, ou, à tout le moins, rapportées qualitativement. Une analyse d'incertitude appropriée permet non seulement de prendre des décisions censées, mais aussi d'identifier les sources importantes d'incertitude afin d'aiguiller les futures recherches en ACV (Verones et al., 2016). En effet, les ACV pour lesquelles l'interprétation explicite des degrés d'incertitude et de sensibilité est manquante sont de moindre valeur, voire inappropriée, pour supporter des politiques ou des assertions comparatives (Guo et Murphy, 2012). Dans le cas de l'ITERG, cela se traduit par un handicap dans l'outil ACÉVOL lors d'ACV qui visent, par exemple, à comparer la différence d'impacts de l'utilisation d'une huile plutôt qu'une autre dans la formulation d'une recette à base d'huile.

L'analyse d'incertitude est particulièrement importante lorsqu'on a recours aux facteurs de normalisation lors d'une ACV. Le degré d'incertitude est important pour la catégorie d'impact de déplétion de l'eau, pour laquelle la variabilité des facteurs de normalisation régionalisés proposés dans l'ILCD est responsable. (Benini et Sala, 2015)

De plus en plus d'auteurs suggèrent des approches combinées pour non seulement mesurer l'incertitude globale d'un modèle, mais aussi de hiérarchiser les paramètres en fonction de leur influence sur les scores d'impacts. Cela permet, en premier lieu, de s'attarder sur ces les paramètres les plus signifiants afin d'améliorer le bilan environnemental d'un produit et, en second lieu, de prioriser les collectes de données ou d'échantillonnage lorsque l'incertitude du système est élevée (Khang et al., 2017). Par exemple, Khang et al. (2017) jumèlent une approche de conception d'expériences avec l'échantillonnage Latin Hypercube et le procédé d'hiérarchisation analytique afin d'évaluer l'impact environnemental de la fabrication de biodiésel à partir de différentes huiles au Vietnam.

Dans la même optique, Gregory et al. (2016), exhibent une méthodologie permettant de comparer plusieurs scénarios afin de déterminer lesquels performant le mieux sur le plan environnemental, et

l'importance de cet avantage environnemental en tenant compte de l'incertitude sur les paramètres. De plus, la méthode permet de faire ressortir les paramètres contribuant le plus à l'incertitude, et permet d'identifier les scénarios dans lesquels une alternative a clairement un avantage sur les autres. Pour ce faire, une analyse probabiliste agrégée prenant en compte plusieurs scénarios est accomplie, suivie d'une évaluation des scénarios pour lesquels une alternative possède un avantage comparatif clair par rapport aux autres. Lorsque ce n'est pas le cas, une analyse de sensibilité est effectuée afin d'identifier les paramètres les plus influents sur l'incertitude, et ceux-ci sont raffinés si possible, afin de répéter la comparaison avec une incertitude diminuée dans les différents scénarios.

Cucurachi, Borgonovo et Heijungs (2016), quant à eux, proposent un protocole présentant des règles et une procédure plaçant les analyses de sensibilité et d'incertitude en ACV en ligne avec les procédures déjà existantes dans d'autres outils de prise de décision, dans les sphères des sciences environnementales et de la gestion du risque. Ce protocole permet au praticien d'identifier quels facteurs de caractérisation doivent être temporellement et géographiquement plus précis, et quels paramètres peuvent être arrondis sans avoir d'influence sur l'amplitude de l'incertitude. Généralement, les données entrantes les plus importantes d'un modèle sont celles sur lesquelles les efforts d'analyse devraient être priorisés.

6.1.2 Limites

L'évaluation effectuée utilise une échelle n'utilisant que 4 résultats possibles, car les informations collectées ne permettent pas d'ajouter plus de paliers en vue d'une évaluation plus précise. Cela entraîne une évaluation qui, bien que la plus complète possible, n'est pas très fine. De là l'importance d'effectuer des tests appliqués, pour déterminer la ou les méthodes désirables en tenant compte des efforts requis et de la volonté à renseigner ou améliorer les données mobilisées dans l'outil AcévOil.

De plus, le travail réalisé prend majoritairement en compte les informations présentées dans la littérature. En effet, les méthodes n'ont pas été appliquées concrètement aux données de l'ITERG pour la majorité de celles-ci. Le temps disponible et les méthodes requérant l'utilisation de logiciels supplémentaires, tels que MatLab, ont été limitant en ce sens. Finalement, la faible quantité de données d'entrées utilisées dans l'outil AcévOil pour lesquelles l'incertitude est renseignée rend compliquée l'évaluation des méthodes. En effet, une phase de collecte de donnée ou de renseignement de la qualité des données est requise avant de procéder à la mesure de l'incertitude.

6.1.3 Travaux futurs

Des limites identifiées découlent quelques travaux potentiels à réaliser. Basés sur le présent essai. Différents travaux potentiels présentés ici peuvent être considérés, en fonction des efforts que l'ITERG a la volonté d'investir sur l'intégration de l'incertitude dans les jeux de données ACÉVOL et dans l'outil AcévOil.

Tout d'abord, l'incertitude devrait être renseignée et intégrée aux jeux de données ACÉVOL, à tout le moins pour les principaux contributeurs aux impacts environnementaux. Par exemple, la phase agricole de la production représentant la majorité de la contribution aux impacts totaux de la production d'huile, il serait intéressant de considérer la variabilité de la quantité d'intrants utilisés, et celle liée aux FC des méthodes de caractérisation des impacts utilisées. Les données utilisées peuvent être jugées qualitativement suivant la matrice de Pedigree afin de permettre de performer un échantillonnage de Monte Carlo. Cependant, l'incertitude peut aussi être mesurée à partir d'autres méthodes. L'arbre de décision présenté en annexe 2, développé par Chen (2014), fournit des pistes pour la méthode à utiliser en fonction de la nature de l'incertitude renseignées dans le modèle.

Diverses méthodes peuvent donner des résultats similaires pour la mesure de l'incertitude. Par exemple, les méthodes de Monte Carlo et des ensembles flous de données, pour laquelle des données floues de type Quasi-gaussien sont utilisées, fournissent des résultats similaires pour une ACV (Santos et al., 2013). Dans cette situation, il est pertinent, lorsque possible, d'utiliser une méthode avantageuse sur d'autres points, principalement des points en lien l'utilisabilité.

Dans le cas où une démarche est menée pour intégrer l'incertitude aux données et outil de l'ITERG, une analyse de sensibilité globale peut être effectuée après avoir fait la propagation de l'incertitude. Cette analyse permet de classer l'importance de la contribution de chaque paramètre d'entrée à la variance finale des résultats (Groen, Bokkers, Heijungs et de Boer, 2017). De surcroît, les approches de Khang et al. (2017), de Gregory et al. (2017) ou de Cucurachi et al. (2016), présentées sommairement dans la discussion, peuvent aussi être considérées pour focaliser les efforts futurs de l'ITERG en ce qui concerne les collectes de données, les méthodes de caractérisation des impacts, et les FC sous-jacents à celles-ci, qui méritent d'être affinés.

6.2 Méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau

L'évaluation réalisée en à la section 5 fait ressortir les méthodes les plus pertinentes à considérer en vue du contexte actuel de l'ACV et des spécificités des activités de l'ITERG.

6.2.1 Discussion

L'évaluation effectuée permet d'identifier les méthodes les plus appropriées pour prendre en compte les impacts de la consommation d'eau en ACV. La méthode AWARE ressort comme étant la méthode la plus complète et rigoureuse pour mesurer les impacts de la consommation d'eau, avec un score de 67 points. Sala et al. (2016) ont d'ailleurs émis, dans un document soumis à la Commission Consultative Technique de la CE, la recommandation d'employer l'indicateur AWARE pour l'évaluation des impacts midpoint pour les EEP. Cette recommandation sera vraisemblablement intégrée aux prochaines versions des documents présentant les lignes directrices et orientations de la CE, comme l'ILCD Handbook et les guides portant sur l'EEP et l'EEO, en remplacement de la méthode Swiss Ecoscarcity 2006. Comme elle

est supportée par un panel d'experts provenant de différents domaines professionnels incluant des biologistes et des hydrologues, les choix méthodologiques sont fondés sur des bases solides, et par conséquent, plus susceptibles d'être acceptés par les différentes parties prenantes.

Cependant, bien que des avancées aient été faites pour exploiter le plein potentiel de cette méthode, certains freins existent toujours pour son utilisation. En effet, l'intégration d'AWARE dans la dernière version de Simapro, la v8.2.4, est partielle et ne permet pas de considérer la régionalisation à une échelle autre que celle de pays. De plus, les données d'ecoinvent ne fournissent pas d'indication à une échelle moindre que celle de pays, et ne permettent actuellement que d'intégrer le type de source d'où provient l'eau. Dans tous les cas, à ce jour, SimaPro n'intègre pas de module SIG qui permettrait d'associer une consommation d'eau à un bassin versant. Finalement, bien que des éléments de la méthodologie d'AWARE soient disponibles dans divers articles scientifiques publiés, celle-ci n'a pas encore été publiée. Elle doit paraître en décembre 2017, sous l'intitulé « *Water use LCA – Methodology* », dans le livre *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*.

Les méthodes Water scarcity α et Pfister WSI suivent AWARE de près, avec 64 points chacune. Ces méthodes, bien qu'elles contiennent toutes deux certaines lacunes, notamment en ce qui concerne la résolution temporelle et géographique, ont été éprouvées en ACV et ont donc un niveau de maturité plus élevé qu'AWARE, qui a peu été utilisée en ACV à ce jour. Qui plus est, les données issues d'ecoinvent et d'AGRIBALYSE, ainsi que la version actuelle de SimaPro ne permettent pas l'utilisation d'échelles géographiques et temporelles au niveau le plus précis offert par les méthodes. Cela n'est donc pas un facteur limitant pour l'instant.

Ceci étant dit, la méthode actuellement utilisée par l'ITERG, la BEES + v4.02 modifiée, ne prend pas en compte la majorité des avancées effectuées dans les dernières années pour l'empreinte eau, ce qui explique le faible score obtenu pour cette méthode. Il est donc recommandé de changer la méthode employée pour les impacts de la consommation d'eau, car cette dernière induit potentiellement une source de biais dans l'interprétation des résultats d'ACV. En effet, comme il a été explicité dans l'état de l'art, une même consommation d'eau aura des impacts qui varient, parfois drastiquement, selon la région ou la période considérées. Ainsi, la comparaison des impacts de différentes huiles pour la composition d'un produit alimentaire, par exemple, pourrait être biaisée en ce qui concerne la consommation d'eau.

En ce qui concerne la méthode Swiss Ecoscarcity 2013, elle intègre maintenant une approche CAD plutôt que PAD comme la version de 2006. Cette dernière est recommandée par la CE, ce qui fait qu'elle est utilisée dans un grand nombre d'ACV. Par contre, la v2013 de Swiss Ecoscarcity performe moins bien que plusieurs autres méthodes, avec son score de 61 points. La même conclusion ressort de l'évaluation de Sala et al. (2016). Des nombreuses critiques sont ressorties de la part des parties prenantes, du fait de

son utilisation à grande échelle. De plus, le principe de distance à la cible utilisé dans la caractérisation la rend plus difficile d'utilisation.

6.2.2 Limites

La grille d'évaluation reprend les critères d'évaluation les plus récents proposés dans la littérature, mais, de ce fait, les différentes méthodes ne prennent pas nécessairement en compte tous les points y étant retenus. En effet, la seule méthode qui a été développée en conséquence de ces critères est la méthode AWARE. Or, plusieurs des auteurs ayant participé à son développement ont aussi contribué aux nouvelles considérations incluses dans la norme ISO 14 046: 2014, aux nouveaux critères et sous-critères permettant d'évaluer les méthodes de caractérisation des impacts de la consommation d'eau, et aux évaluations des méthodes qui ont servi de base à l'analyse multicritères réalisée dans cet essai. Cela peut introduire un léger biais dans l'évaluation, malgré la neutralité assumée des auteurs.

De plus, comme dans l'analyse multicritères pour la mesure de l'incertitude, l'évaluation est relativement grossière, du fait qu'elle est basée en grande partie sur les informations disponibles dans la littérature, et que les méthodes n'ont pas été testées exhaustivement avec les données utilisées à l'ITERG. Les évaluations pour l'applicabilité et l'utilisabilité des méthodes sont donc relativement approximatives et demandent à être raffinées, d'autant plus qu'il s'agit du critère s'avérant déterminant pour l'utilisation d'une méthode plutôt qu'une autre.

Finalement, les sous-critères N-É méritent d'être évalués, soit en menant des expérimentations avec les différentes méthodes, soit en attendant que les annexes du rapport de Sala et al. (2016) soient publiés dans la version finale du document.

6.2.3 Travaux futurs

Afin d'affiner l'analyse effectuée, et plus particulièrement l'évaluation du critère « utilisabilité pour l'ITERG », des tests peuvent être menés avec les méthodes les plus prometteuses, afin identifier les lacunes des BDD utilisées et des jeux de données ACÉVOL.

Il est à prévoir que la méthode AWARE sera désignée comme étant la méthode phare à utiliser pour évaluer les impacts de la consommation d'eau dans les mois à venir. En attendant que la méthodologie d'AWARE soit publiée, et que plus de tests soient menés avec celle-ci, il serait pertinent de tester, transitoirement, une méthode relativement simple à utiliser, qui emploie des considérations géographique et temporelle. Les méthodes Water scarcity α et Pfister WSI sont deux méthodes qui méritent particulièrement d'être considérées en ce sens. Celles-ci présentent des complications similaires à AWARE en ce qui concerne les informations temporelles et géographiques exploitées, mais reposent sur des principes similaires en ce qui concerne l'évaluation de la disponibilité de l'eau, malgré des courbes de stress hydrique qui divergent. Cela peut être fait parallèlement à l'utilisation de la méthode BEES + v4.02,

afin d'observer les écarts de résultats obtenus entre ces différentes méthodes, et préparer le terrain pour la méthode AWARE, lorsque celle-ci sera éprouvée et disponible dans son intégralité, et que les précisions des données disponibles seront mises à niveau.

CONCLUSION

L'ACV est le meilleur moyen pour effectuer l'évaluation environnementale exhaustive d'un produit ou service. Cependant, cette analyse requiert un investissement important en temps pour les organisations, puisque c'est un outil complexe qui évolue continuellement. Les ACV reposent sur plusieurs sous-parties constituantes, qui évoluent elles-mêmes, comme les méthodes de caractérisation des impacts et leurs FC sous-jacents, les ICV, les BDD, les versions de logiciels, etc. De ce fait, les efforts requis pour rester à jour dans les pratiques utilisées sont considérables, mais nécessaires.

À l'ITERG, un outil simplifié d'ACV développé pour évaluer les huiles végétales et produits formulés, emploie une méthodologie bien définie, et est mis à jour périodiquement. Deux besoins, auxquels répond cet essai, ont été identifiés: la pertinence de la prise en compte de l'incertitude, et les meilleures méthodes pour celle-ci, ainsi que l'intérêt de la mise à jour de la méthode de caractérisation des impacts de la consommation d'eau. Dans cet essai, une méthodologie a été développée et suivie, avec l'objectif de formuler des recommandations quant à ces deux aspects. L'état de l'art présente les principaux points à considérer pour chaque domaine étudié et des méthodes les plus actuelles et les plus pertinentes, en plus de recenser les documents de la littérature les plus actuels dans ces domaines. L'analyse multicritère évaluant les différentes méthodes, tant pour la mesure de l'incertitude que la caractérisation des impacts de la consommation d'eau, ont permis de peindre le portrait actuel de ces deux aspects de l'ACV, de hiérarchiser la performance des différentes méthodes, et d'identifier des pistes d'amélioration pour l'outil AcévOil, en lien avec le contexte présenté.

La méthode de Monte Carlo est ressortie comme étant la plus pertinente pour mesurer l'incertitude, avec quelques bémols. Idem pour la méthode AWARE qui, bien que la plus complète, n'est pas encore tout à fait compatible avec l'ACV, à tout le moins en ce qui concerne la capacité d'utiliser son plein potentiel avec les BDD et la version actuelle de SimaPro. Ainsi, des recommandations pour l'intégration de nouvelles pratiques sont formulées, mais à prendre avec précaution. Des travaux futurs, qui permettraient d'affiner les résultats de l'analyse multicritères, de mettre à l'épreuve pratique les méthodes les plus pertinentes ressorties dans ce travail, et, somme toute, de mettre en valeur les informations véhiculées dans l'essai, sont proposés.

À l'aide des informations recensées, de la littérature collectée et de l'évaluation effectuée, cet essai pourra servir de base à l'amélioration de la méthodologie de l'ITERG, et à franchir un autre pas dans le processus d'amélioration continue de l'outil AcévOil.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) (2012). Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de consommation: Méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux des produits alimentaires. *ADEME, section Médiathèque*. Repéré à <http://www.ademe.fr/principaux-generaux-laffichage-environnemental-produits-consommation>
- ADEME (2017). L'outil AGRIBALYSE®. *ADEME, section Nos expertises – produire autrement – production agricole – Passer à l'action – L'évaluation environnementale en agriculture – L'outil AGRIBALYSE®*. Repéré à <http://www.ademe.fr/expertises/produire-autrement/production-agricole/passer-a-laction/dossier/evaluation-environnementale-agriculture/loutil-agribalyser>
- Alcamo, J., Henrichs, T. et Rösch, T. (2000). World Water in 2025 : Global modeling and Scenario Analysis for the World Commission on Water for the 21st Century. (Rapport d'étude, numéro du rapport : A0002). Repéré à <http://www.env-edu.gr/Documents/World%20Water%20in%202025.pdf>
- André, J. C. et Lopes, D. R. (2012). On the use of possibility theory in uncertainty analysis of life cycle inventory. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(3), 350–361.
- Bach, V., Finkbeiner, M. et Lehmann, A. (2015). Product Environmental Footprint in Policy and Market Decisions: Applicability and Impact Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 11(3), 417-424.
- Badey, L. et Barateau, M. (2016). Projet ACÉVOL : Actualisation des données des huiles de référence de colza et de tournesol - Récapitulatif des résultats d'ACV des huiles de tournesol et de colza entre 2011 et 2015 (document Word). Non publié.
- Barrucand, P., Bayart, J.-B., Besnier, A., Bosque, F., Bozec, A., Farrant, L., ...Vargas-Gonzalez, M. (2017). *Rapport ACYVIA : Bilan, enseignements & perspectives*. (Rapport d'étude). Repéré à <https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-28625-acyvia-bilan-perspectives.pdf>
- Benini, L. et Sala, S. (2015). Uncertainty and sensitivity analysis of normalization factors to methodological assumptions. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 224-236.
- Berger, M. et Finkbeiner, M. (2010). Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment? *Sustainability*, 2, 919-944.
- Berger, M. et Finkbeiner, M. (2013). Methodological Challenges in Volumetric and Impact-Oriented Water Footprints. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1), 79-89.
- Berger, M., van der Ent, R., Eisner, S., Bach, V. et Finkbeiner, M. (2014). Water accounting and vulnerability evaluation (WAVE): considering atmospheric evaporation recycling and the risk of freshwater depletion in water footprinting. *Environmental science & technology*, 48(8), 4521-4528.
- Bernstein, P. (2017). An introduction to water footprinting – part 2. *SimaPro, section Home - News*. Repéré à https://simapro.com/2017/introduction-to-water-footprinting-part-2/?utm_campaign=SimaPro+News+%7C+What%2526%238217%253Bs+New+in+SimaPro+8.4&utm_source=newsletter&utm_medium=email&utm_content=An+introduction+to+water+footprinting
- Bibliothèque de l'Université Laval. (2011). Évaluer la qualité des sources. *Bibliothèque de l'Université Laval, section Infosphère - Sciences humaines - Évaluer ses sources*. Repéré à https://www.bibl.ulaval.ca/infosphere/sciences_humaines/evaeva1.html
- Bjorklund, A. E. (2002). Survey of Approaches to Improve Reliability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(2), 64-72.

- Boulay, A.-M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuillière, M. J., Manzardo, A., ...Pfister, S. (2017). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *International Journal of Life Cycle Assessment*, publié en ligne, 1-11.
- Boulay, A.-M., Bare, J., De Camillis, C., Döll, P., Gassert, F., Gerten, D., ...Pfister, S. (2015). Consensus building on the development of a stress-based indicator for LCA-based impact assessment of water consumption: outcome of the expert workshops. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20, 577-583.
- Boulay, A.-M., Bulle, C., Bayart, J.-B., Deschênes, L. et Margni, M. (2011). Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health. *Environmental science & technology*, 45(20): 8948–8957.
- Boulay, A.-M., Motoshita, M., Pfister, S., Bulle, C., Muñoz, I., Franceschini, H. et Margni, M. (2015). Analysis of water use impact assessment methods (part A) evaluation of modeling choices based on a quantitative comparison of scarcity and human health indicators. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20, 139-160.
- Boulay, A.-M., Pfister, S., Motoshita, M., Schenker, U., Benini, L., Gheewala, S. H.,...Harding, K. (2016). Chapter 5. Water use related impacts: Water scarcity and human health effects. Part 1: Water Scarcity. Dans UNEP/SETAC, *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators* (Volume 1, p. 101-115). United Nations Environment Programme.
- Bowyer, C. (2010). *Anticipated Indirect Land Use Change Associated with Expanded Use of Biofuels and Bioliquids in the EU : An Analysis of the National Renewable Energy Action Plans*. (Rapport de recherche). Repéré à http://www.greenpeace.org/austria/Global/austria/dokumente/Reports/wald_IEEP-Report-agrotreibstoffe_2010.pdf
- Bureau Interprofessionnel des Vins de Bourgogne (BIVB), Centre Technique de la Conservation des Produits Agricoles (CTCPA), École Nationale de l'Industrie laitière de Mamirolle (ENIL de Mamirolle), Centre international de hautes études agronomiques méditerranéennes et Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier (CIHEAM - IAMM), Institut Français de la Vigne et du Vin (IFV), ... Institut National de Recherche Agronomique (INRA) de Montpellier. (2016). *Méthodologie d'analyse de cycle de vie environnementale de filières de transformation agro-alimentaire : Application aux filières vins AOP de Beaujolais et Bourgogne et IGP Foie gras du Sud-Ouest*. (Projet ANR-12-ALID-0002). Document non publié. Résumé repéré à : <http://www.agence-nationale-recherche.fr/?Project=ANR-12-ALID-0002>
- Commission européenne (CE). (s.d.). ILCD Handbook. *Commission européenne, section JRC - EPLCA - ILCD Handbook*. Repéré à http://eplca.jrc.ec.europa.eu/?page_id=86
- CE (2010a). Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators. *Commission européenne, section JRC - EPLCA - ILCD Handbook*. Repéré à <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-LCIA-Framework-Requirements-ONLINE-March-2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf>
- CE (2010b). General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance. *Commission européenne, section JRC - EPLCA - ILCD Handbook*. Repéré à http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC48157/ilcd_handbook-general_guide_for_lca-detailed_guidance_12march2010_isbn_fin.pdf

- CE (2011). Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context - based on existing environmental impact assessment models and factors. *Commission européenne, section JRC - EPLCA - ILCD Handbook*. Repéré à <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Recommendation-of-methods-for-LCIA-def.pdf>
- CE (2013). Commission recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. *Commission européenne, section Europa – EU law and publications – EUR-Lex*. Repéré à <http://eur-lex.europa.eu/eli/reco/2013/179/oj>
- Chen, X. (2014). *Analyse et propagation de l'incertitude dans l'analyse de cycle de vie en agriculture*. (Thèse de doctorat, Université Européenne de Bretagne, Rennes, France). Repéré à <http://prodinra.inra.fr/?locale=fr#!ConsultNotice:308186>
- Clavreul, J., Guyonnet, D. et Christensen, T. H. (2012). A comparison of uncertainty propagation methods in an LCA study. Dans *Abstract Book: 6th SETAC World Congress/SETAC Europe 22nd Annual Meeting Society of Environmental Toxicology and Chemistry*.
- Clavreul, J., Guyonnet, D., Tonini, D. et Christensen, T. H. (2013). Stochastic and epistemic uncertainty propagation in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(7), 1393-1403.
- Cucurachi, S., Borgonovo, E. et Heijungs, R. (2016). A Protocol for the Global Sensitivity Analysis of Impact Assessment Models in Life Cycle Assessment. *Risk Analysis*, 36(2), 357-377.
- De Schryver, A. et Lansche, J. (2012). Providing Reliable and Up-to-date Data for More Accurate Food and Beverages Life Cycle Assessments (LCA): Decisions and Communication. Ecoinvent, section About - Presentations & Events - Past Presentations. Repéré à http://www.ecoinvent.org/files/201210_lansche_deschryver_world_food_lca_database.pdf
- Eicker, A., Schumacher, M., Kusche, J., Döll, P. et Schmied, H. A. (2014). Calibration/Data Assimilation Approach for Integrating GRACE Data into the WaterGAP Global Hydrology Model (WGHM) Using an Ensemble Kalman Filter: First Results. *Surveys in Geophysics*, 35, 1285-1309.
- FAO (2010). AQUASTAT. FAO. Repéré à <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm>
- Fekete, B., Vörösmarty, C. et Grabs, W. (2002). High-resolution fields of global runoff combining observed river discharge and simulated water balances. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(3), 1-10.
- Flörke, M., Kynast, E., Bärlund, I., Eisner, S., Wimmer, F. et Alcamo, J. (2013). Domestic and industrial water uses of the past 60 years as a mirror of socio-economic development: A global simulation study. *Global Environmental Change*, 23, 146–156.
- Frischknecht, R. et Büsler Knöpfel, S. (2013). *Swiss Eco-Factors 2013 according to the Ecological Scarcity Method : Methodological fundamentals and their application in Switzerland*. Repéré à <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/economy-consumption/economy-and-consumption-publications/publications-economy-and-consumption/eco-factors-2015-scarcity.html>
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., ... Spielmann, M. (2005). The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(1), 3-9.
- Frischknecht, R., Steiner, R., Braunschweig, A., Norbert, E. et Hildesheimer, G. (2006). Swiss Ecological Scarcity Method: The New Version 2006. publié en ligne, Repéré à https://www.researchgate.net/publication/237790160_Swiss_Ecological_Scarcity_Method_The_New_Version_2006

- Golsteijn, L. (2014). *Enhancing toxic impact modeling in life cycle assessment*. (Thèse de doctorat, Université de Radboud, Nijmegen, Pays-Bas). Repéré à <http://repository.ubn.ru.nl/05B77D55-3AA6-4D28-86F9-E612A5BBCCA7/FinalDownload/DownloadId-FD63E7AFFE5B738788801900DF8013FE/05B77D55-3AA6-4D28-86F9-E612A5BBCCA7/bitstream/handle/2066/127530/127530.pdf?sequence=1>
- Gregory, J. R., Noshadravan, A., Olivetti, E. A. et Kirchain, R. E. (2016). A Methodology for Robust Comparative Life Cycle Assessments Incorporating Uncertainty. *Environmental Science & Technology*, 50(12), 6397–6405.
- Groen, E. A., Bokkers, E.A.M., Heijungs, R. et de Boer, I. J. M. (2017). Methods for global sensitivity analysis in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(7), 1125–1137.
- Groen, E. A. et Heijungs, R. (2017). Ignoring correlation in uncertainty and sensitivity analysis in life cycle assessment: what is the risk? *Environmental Impact Assessment Review*, 62, 98–109.
- Groen, E.A., Heijungs, R., Bokkers, E.A.M. et de Boer, I. J. M. (2014). Methods for uncertainty propagation in life cycle assessment. *Environmental Modelling & Software*, 62, 316–325.
- Hanasaki, N., Inuzuka, T., Kanae, S. et Oki, T. (2010). An estimation of global virtual water flow and sources of water withdrawal for major crops and livestock products using a global hydrological model. *Journal of Hydrology*, 384(3), 232-244.
- Heijungs, R. et Huijbregts, M. (2004). A Review of Approaches to Treat Uncertainty in LCA. Dans *International Congress on Environmental Modelling and Software*. Osnabrück, Allemagne.
- IFP énergies nouvelles (2016). Panorama IFPEN - État des lieux et perspectives des biocarburants 2016. *IFP énergies nouvelles, section Publications - Analyses technico-économiques - Notes de synthèse Panorama*. Repéré à <http://www.ifpenergiesnouvelles.fr/Publications/Analyses-technico-economiques/Notes-de-synthese-Panorama/Panorama-2017/Etat-des-lieux-et-perspectives-des-biocarburants-2016>
- Imbeault-Tétreault, H., Jolliet, O., Deschênes, L. et Rosenbaum, R. K. (2013). Analytical Propagation of Uncertainty in Life Cycle Assessment Using Matrix Formulation. *Journal of Industrial Ecology*, 17(4), 485-492.
- ITERG (2015). Contrat de performance ITERG 2016-2019 (document Word). Non publié.
- Khang, D. S., Tan, R. R., Uy, O. M., Promentilla, M. A. B., Tuan, P. D., Abe, N. et Razon, L. F. (2017). Design of experiments for global sensitivity analysis in life cycle assessment: The case of biodiesel in Vietnam. *Resources, Conservation and Recycling*, 119, 12-23.
- Koehler, A. (2008). Water use in LCA: managing the planet's freshwater resources. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, 451–455.
- Kounina, A., Margni, M., Bayart, J.-B., Boulay, A.-M., Berger, M., Bulle, C., ... Humbert, S. (2012). Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 707-721.
- Lippiatt, B.C. (2007). *BEES 4.0: Building for Environmental and Economic Sustainability. Technical Manual and User Guide*. Repéré à : <https://www.nist.gov/publications/bees-40-building-environmental-and-economic-sustainability-technical-manual-and-user>

- Liska, A. J. (2012). Eight Principles of Uncertainty for Life Cycle Assessment of Biofuel Systems. Dans A. K. Bhardwaj, T. Zenone et J. K. Chen (dir.), *Sustainable Biofuels: An Ecological Assessment of Future Energy* (p. 243-268). Berlin, Allemagne : Walter De Gruyter & Co.
- Lloyd, S. M. et Ries, R. (2007). Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life-Cycle Assessment : A Survey of Quantitative Approaches. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), 161-179.
- Loubet, P., Roux, P., Nunez, M., Belaud, G., Bellon-Maurel, V. (2013). Assessing Water Deprivation at the Sub-river Basin Scale in LCA Integrating Downstream Cascade Effects. *Environmental Science & Technology*, 47, 14242–14249.
- Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST) (2015). *Les différentes sources d'incertitude en ACV, leurs modes de calcul et impacts sur l'interprétation*. (Rapport de recherche, numéro de rapport : 2014-03). Repéré à <https://www.scorelca.org/scorelca/etudes-acv.php#rapport13>
- McManus, M. et Taylor, C. (2015). The changing nature of life cycle assessment. *Biomass and Bioenergy*, 82, 13-26.
- Mekonnen, M.M. et Hoekstra, A.Y. (2011). *National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption*. (Rapport de recherche, numéro de rapport : 50). Repéré à : www.waterfootprint.org/Reports/Report50-NationalWaterFootprints-Vol1.pdf
- Müller Schmied, H., Eisner, S., Franz, D., Wattenbach, M., Portmann, F. T., Flörke, M. et Döll, P. (2014). Sensitivity of simulated global-scale freshwater fluxes and storages to input data, hydrological model structure, human water use and calibration. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 3511–3538.
- Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P. A. et Lo Giudice, A. (2015). Life Cycle Assessment in the agri-food sector: an overview of its key aspects, international initiatives, certification, labelling schemes and methodological issues. Dans *Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector: Case Studies, Methodological Issues and Best Practices* (p. 1-56). Suisse : Springer International Publishing Switzerland.
- Organisation internationale de normalisation – ISO (2006a). Management environnemental. Analyse du cycle de vie. Principes et cadre. Genève, ISO, 23 p. (Norme internationale ISO 14 040).
- Organisation internationale de normalisation – ISO (2006b). Management environnemental. Analyse du cycle de vie. Exigences et lignes directrices. Genève, ISO, 48 p. (Norme internationale ISO 14 044).
- Organisation internationale de normalisation – ISO (2014). Management environnemental. Empreinte eau. Principes, exigences et lignes directrices. Genève, ISO, 36 p. (Norme internationale ISO 14 046).
- Pastor, A. V., Ludwig, F., Biemans, H., Hoff, H. et Kabat, P. (2013). Accounting for environmental flow requirements in global water assessments. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 10, 14987–15032.
- Pfister, S. et Bayer, P. (2014). Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. *Journal of Cleaner Production*, 73, 52-62.
- Pfister, S., Koehler, A. et Hellweg, S. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental science & technology*, 43 (11), 4098–4104.

- Sala, S., Benini, L., Castellani, V., Vidal-Legaz, B. et Pant, R. (2016). Environmental Footprint - Update of Life Cycle Impact Assessment methods; DRAFT for TAB (status: May 2, 2016) - Resources, water, land. *Commission européenne, Environment, Environmental Impact Assessment (EIA) - Guidance and research*. Repéré à http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/JRC_DRAFT_EFLCIA_resources_water_landuse.pdf
- Sala, S., Dewulf, J., Benini, L., Fazio, S. et Pant, R. (2015). Recommended impact assessment methods for ILCD and Environmental Footprint: challenges, opportunities and updates. *Commission européenne, EU Science Hub - Publications*. Repéré à <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/recommended-impact-assessment-methods-ilcd-and-environmental-footprint-challenges-opportunities-and>
- Santos, T. B., Arruda, J. R. F. et Brissaud, D. (2013). Treating Input Data Uncertainty in LCA: Monte Carlo and Fuzzy Approaches. Dans *4th International Workshop Advances in Cleaner Production: "Integrating cleaner production into sustainability strategies"* (p. 1-8). Sao Paulo, Brésil : Journal of Cleaner Production.
- Schmidt, J. H. (2015). Life cycle assessment of five vegetable oils. *Journal of Cleaner Production*, 87, 130-138.
- Tillotson, M. R., Liu, J., Guan, D., Wu, P., Zhao, X., Zhang, G., ...Pahlow, M. (2014). Water Footprint Symposium: where next for water footprint and water assessment methodology? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19, 1561-1565.
- Thylmann, D. et Kupfer, T. (2017). Introduction to Water Assessment in GaBi Software - Version 2.0. *GaBi, Gabi Databases*. Repéré à http://www.gabi-software.com/fileadmin/GaBi_Databases/Introduction_to_Water_Assessment_in_GaBi_2017.pdf
- Verones, F., Henderson, A. D., Laurent, A., Ridoutt, B., Ugaya, C. et Hellweg, S. (2016). Chapter 2. LCIA framework and modelling guidance [TF1 Crosscutting issues]. Dans UNEP/SETAC, *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators (Volume 1, p. 41-57)*. United Nations Environment Programme.
- Weedon, G. P., Gomes, S., Viterbo, P., Shuttleworth, W. J., Blyth, E., Österle, H., ...Best, M. (2011). Creation of the WATCH Forcing Data and Its Use to Assess Global and Regional Reference Crop Evaporation over Land during the Twentieth Century. *Journal of Hydrometeorology*, 12, 823-848.
- Weidema, B. et Wesnaes, M. S. (1996). Data quality management for life cycle inventories - an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 4(3-4),167-174.
- Yano, S., Hanasaki, N., Itsubo, N. et Oki, T. (2015). Water Scarcity Footprints by Considering the Differences in Water Sources. *Sustainability*, 7, 9753-9772.

ANNEXE 1 – MATRICE DE PEDIGREE (tiré de Weidema et Wesnaes, 1996)

Score	1	2	3	4	5
Fiabilité	Donnée mesurée et vérifiée	Donnée vérifiée basée sur des hypothèses ou donnée mesurée non-vérifiée	Donnée non-vérifiée et estimée	Estimations de qualité, donnée théorique	Estimation de faible qualité
Complétude	Donnée représentative de tous les sites pertinents du marché	Donnée représentative de >50% des sites pertinents du marché	Donnée représentative de quelques sites pertinents du marché	Donnée représentative d'un seul site pertinent du marché	Représentativité inconnu
Corrélation temporelle	Mois de 3 ans de différence avec l'année de référence	Mois de 6 ans de différence avec l'année de référence	Mois de 10 ans de différence avec l'année de référence	Moins de 15 ans de différence avec l'année de référence	Plus de 15 ans de différence avec l'année de référence
Corrélation géographique	Donnée de l'aire étudiée	Donnée moyenne d'une plus grande aire que celle étudiée	Donnée d'une plus petite aire que celle étudiée		Donnée d'une aire différente ou inconnue
Corrélation technologique	Donnée d'une technologie identique		Donnée de procédés/matériaux similaires avec la même technologie	Donnée de procédés/matériaux similaires avec une technologie différente	Donnée de procédé/matériaux similaires avec une technologie différente à échelle laboratoire
Taille de l'échantillon	> 100, mesures continues	> 20	> 10, chiffres agrégés	> 3	Inconnu

ANNEXE 2 - ARBRE DE DÉCISION POUR CHOISIR LA OU LES MÉTHODES APPROPRIÉES POUR REPRÉSENTER LES DIFFÉRENTS TYPES D'INCERTITUDE (tiré de Chen, 2014)

