

# RÉEMPLOI DES EMBALLAGES ET ALTERNATIVES AUX EMBALLAGES PLASTIQUES À USAGE UNIQUE

---

Revue bibliographique des ACV  
sur les emballages et  
contenants pour la restauration

---

Annexe de la Tâche 2

Janvier  
2022



## REMERCIEMENTS

L'équipe projet remercie les acteurs ayant répondu aux sollicitations, ce qui a permis la réalisation de cette étude.

Par ailleurs, les membres du comité de suivi ainsi que les organisations ayant contribué à l'identification de références existantes sont chaleureusement remerciés.

## CITATION DE CE RAPPORT

Alice GUEUDET, Marianne GUIOT, Sylvain PASQUIER, Florian PARISOT, ADEME, Chloé DEVAUZE, In Extenso Innovation Croissance, 2021. Réemploi des emballages et alternatives aux emballages plastiques à usage unique – Annexe de la Tâche 2. 165 pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne <https://librairie.ademe.fr/>

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

### Ce document est diffusé par l'ADEME

#### **ADEME**

20, avenue du Grésillé  
BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 2020AC000050

Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par : In Extenso Innovation Croissance

Coordination technique - ADEME : Marianne GUIOT avec les contributions de Alice GUEUDET, Florian PARISOT, Sylvain PASQUIER et Adeline PILLET.

Direction/Service : DSREP/DEC

# SOMMAIRE

<b>1. CONTEXTE DE LA TACHE 2.....</b>	<b>6</b>
1.1. Objectifs de l'étude .....	6
1.2. Objectifs du livrable.....	6
<b>2. PUBLICATIONS PORTANT SUR DES BOUTEILLES DE BOISSON .....</b>	<b>9</b>
Fiche 1 : Analyse du cycle de vie de dispositifs de réemploi ou réutilisation (BtoC) d'emballages.....	9
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	9
<i>Annexe</i> .....	11
Fiche 2 : Analyse du cycle de vie comparative de briques alimentaires pour boissons avec des bouteilles PET non réutilisables et des bouteilles en verre réutilisables dans les segments des jus/nectars, du lait UHT et du lait frais .....	17
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	17
<i>Annexe</i> .....	19
Fiche 3 : Emballages industriels : évaluation environnementale, économique et sociale de l'intérêt comparée entre réutilisation et usage unique – Emballages consignés en cafés, hôtels et restaurants .....	23
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	23
<i>Annexe</i> .....	26
Fiche 4 : Mise à jour d'une analyse du cycle de vie de contenants de bière au Québec... 28	28
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	28
<i>Annexe</i> .....	30
Fiche 5 : Plastic or glass: a new environmental assessment with a marine litter indicator for the comparison of pasteurized milk bottles.....	33
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	33
<i>Annexe</i> .....	35
Fiche 6 : Life cycle assessments of wine and spirit packaging at the product and the municipal scale: a Toronto, Canada case study .....	38
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	38
<i>Annexe</i> .....	40
Fiche 7 : Reusing glass bottles in Italy: A life cycle assessment evaluation .....	42
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	42
<i>Annexe</i> .....	44
Fiche 8 : Analyse de Cycle de Vie du système d'emballage Tetra Brik Aseptic Edge pour le marché du lait .....	45
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	45
<i>Annexe</i> .....	46
Fiche 9 : Comparative Life Cycle Assessment of Tetra Pak carton packages and alternative packaging systems for beverages and liquid food on the European market.. 48	48
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	48
<i>Annexe</i> .....	52
Fiche 10 : Evaluation of the environmental impacts of Cork Stoppers versus Aluminium and Plastic Closures .....	54
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	54
<i>Annexe</i> .....	56

### 3. PUBLICATIONS PORTANT SUR DES CAISSES ..... 58

Fiche 11 : Life Cycle Assessment of the Industrial Use of Expanded Polystyrene Packaging in Europe.....	58
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	58
<i>Annexe</i> .....	61
Fiche 13 : Life Cycle Assessment of Reusable Plastic Crates.....	63
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	63
<i>Annexe</i> .....	65
Fiche 14 : Comparative Life Cycle Assessment of Reusable Plastic Container and Display- and Non-Display-Ready Corrugated Containers Used for Fresh Produce Applications....	66
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	66
<i>Annexe</i> .....	68
Fiche 15 : Life Cycle Assessment of Corrugated Containers and Reusable Plastic Containers for Produce Transport and Display .....	70
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	70
<i>Annexe</i> .....	73

### 4. PUBLICATIONS PORTANT SUR DES PALETTES..... 75

Fiche 17 : Life cycle assessment comparison of wooden and plastic pallets in the grocery industry .....	75
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	75
<i>Annexe</i> .....	77
Fiche 18 : Pallet Life Cycle Assessment and Benchmark .....	80
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	80
<i>Annexe</i> .....	82

### 5. PUBLICATIONS PORTANT SUR LA VAISSELLE (HORS GOBELETERIE)83

Fiche 20 : Analyse du cycle de vie de différents types de vaisselle et de scénarios d'opération des aires de service alimentaire de Polytechnique Montréal .....	83
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	83
<i>Annexe</i> .....	86
Fiche 21 : Étude visant à déterminer les conditions à réunir pour s'assurer que l'option « emballage réutilisable » pour la restauration à emporter et pour les commerces alimentaires est plus intéressante d'un point de vue environnemental.....	87
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	87
<i>Annexe</i> .....	92
Fiche 23 : Role of compostable tableware in food service and waste management. A life cycle assessment study.....	96
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	96
<i>Annexe</i> .....	98
Fiche 24 : Life Cycle Inventory of Foam Polystyrene, Paper-based, and PLA Food Service Products.....	100
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	100
<i>Annexe</i> .....	103
Fiche 25 : LCA of Single Use Plastic Products in Denmark.....	106
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	106
<i>Annexe</i> .....	108
Fiche 27 : Life cycle comparison of reusable and non-reusable crockery for mass catering in the USA .....	110
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	110

Annexe .....	112
Fiche 28 : Is the reusable tableware the best option? Analysis of the aviation catering sector with a Life Cycle Approach.....	114
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	114
Annexe .....	116
Fiche 29 : Environmental impacts of takeaway food containers .....	118
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	118
Annexe .....	121
<b>6. PUBLICATIONS PORTANT SUR LA GOBELETERIE .....</b>	<b>123</b>
Fiche 30 : Étude de l'impact environnemental des gobelets réutilisables dans les évènements .....	123
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	123
Annexe .....	125
Fiche 31 : Analyse de cycle de vie - Gobelets jetables, réutilisables, recyclables .....	128
Fiche 32 : Analyse de cycle de vie de tasses réutilisables et de gobelets à café à usage unique .....	132
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	132
Annexe .....	134
<b>7. PUBLICATIONS PORTANT SUR D'AUTRES PRODUITS .....</b>	<b>137</b>
Fiche 33 : Intermediate bulk containers re-use in the circular economy: an LCA evaluation .....	137
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	137
Annexe .....	139
Fiche 34 : Life cycle assessment of two baby food packaging alternatives: glass jars vs. plastic pots .....	140
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	140
Annexe .....	142
Fiche 35 : Analyses de Cycle de Vie de produits vendus à la coupe, pré-emballé et en libre-service – Étude de cas : champignons .....	144
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	144
Annexe .....	146
Fiche 36 : Analyses de Cycle de Vie de produits vendus à la coupe, pré-emballé et en libre-service - Étude de cas : jambon.....	148
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	148
Annexe .....	150
Fiche 37 : ACV comparative d'une solution de e-commerce réutilisable avec des solutions référentes dans le secteur du textile.....	153
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	153
Annexe .....	155
Fiche 38 : Life cycle assessment of waste prevention in the delivery of pasta, breakfast cereals, and rice .....	157
<i>Principales caractéristiques du document</i> .....	157
Annexe .....	160

# 1. Contexte de la Tâche 2

---

## 1.1. Objectifs de l'étude

La Loi anti-gaspillage pour une économie circulaire (AGEC)<sup>1</sup>, promulguée le 10 février 2020, fixe des objectifs ambitieux portant sur la réduction des emballages à usage unique, en particulier sur les emballages plastiques, et sur le développement du réemploi et de la réutilisation des emballages. Cette loi s'inscrit plus largement dans le cadre de la transposition du paquet Économie circulaire<sup>2</sup> européen.

L'étude lancée par l'ADEME vise à fournir des éléments de compréhension et de décision dans la mise en œuvre de la loi AGECE. Elle a pour but d'identifier et analyser les possibilités et potentialités en termes de réemploi ou de réutilisation d'emballages, d'une part, et d'identifier et analyser les alternatives possibles aux emballages plastiques à usage unique, d'autre part. Elle porte sur l'ensemble des emballages, ménagers, industriels et commerciaux, mis sur le marché en France (produits conditionnés plus vendus en France, et produits emballés importés).

Les objectifs de la mission, combinant une approche technique, environnementale et sanitaire, sont les suivants :

1. Dresser un benchmark international des dispositifs de réemploi ou réutilisation et/ou de substitution des emballages plastiques à usage unique (tâche 1) ;
2. Effectuer une revue bibliographique des analyses de cycle de vie sur les emballages et sur les contenants pour la restauration (tâche 2, qui fait l'objet du présent livrable) ;
3. Analyser les potentialités en matière de réemploi et réutilisation d'emballages pour définir des projections et trajectoires (tâche 3) ;
4. Identifier et analyser les alternatives les plus pertinentes aux emballages plastiques à usage unique, en tenant compte des impacts techniques, environnementaux et sanitaires (tâche 4) ;
5. Restituer les résultats de l'analyse globale des travaux (tâche 5).

Les résultats des tâches 1 et 2 visent à alimenter les réflexions des tâches suivantes. En particulier, les résultats de la tâche 2 permettront d'identifier si certaines solutions d'emballages ou de contenants pour la restauration sont plus pertinentes que d'autres d'un point de vue environnemental, et suivants quels paramètres clés. Les besoins en travaux complémentaires seront également répertoriés, par exemple si certains des emballages en tâches 3 ou 4 ne sont pas couverts dans les évaluations environnementales comparatives identifiées à l'issue de la revue de littérature de la tâche 2.

## 1.2. Objectifs du livrable

Dans ce contexte, la tâche 2 vise à recenser, évaluer et analyser les travaux d'évaluation environnementale comparant différents emballages, d'une part, et différents contenants pour la restauration, d'autre part.

La revue bibliographique a permis d'identifier des évaluations environnementales comparant différentes options d'emballages et de contenants pour la restauration :

- Objectif #1 : L'usage d'emballages (hors contenants pour la restauration) à usage unique vs réemployés-réutilisés, en distinguant le cas où la comparaison est faite entre emballages avec un même matériau [objectif #1A] ou avec des matériaux différents [objectif #1B] ;
- Objectif #2 : L'usage d'emballages (hors contenants pour la restauration) plastique à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau ;
- Objectif #3 : L'usage de contenants pour la restauration en plastique vs l'usage de contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réemployable/réutilisable, en distinguant le cas où la comparaison est faite entre contenants à usage unique ou réutilisables

---

<sup>1</sup> LOI n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire.

<sup>2</sup> Directive (UE) 2018/851 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 modifiant la directive 2008/98/CE relative aux déchets, accompagnée entre autres de la Directive (UE) 2018/852 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 modifiant la directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages

avec un même matériau [objectif #3-1a], avec des matériaux différents [objectif #3-1b], ou uniquement entre contenants à usage unique (avec des matériaux différents) [objectif #3-2].

Ce document constitue l'annexe séparée du rapport de tâche 2. Il détaille les fiches réalisées pour chacun des 33 documents retenus, non confidentiels (six fiches ne sont pas publiées car portant sur des documents confidentiels). C'est à partir des résultats présentés dans ces fiches que l'analyse comparée présentée dans le rapport de tâche 2 a été réalisée, afin d'identifier les paramètres et caractéristiques permettant la réduction des impacts environnementaux des emballages et de déterminer les meilleurs systèmes d'emballages parmi ceux ensuite étudiés dans les tâches 3 et 4.

Les résultats présentés dans ce livrable doivent être mis en perspective du contexte global de l'étude, et tout particulièrement des travaux encore à venir dans le cadre des tâches 3 et 4.

### 1.3. Principales caractéristiques des fiches retenues

Les principales caractéristiques des 39 publications retenues sont présentées dans le tableau ci-dessous. Une fiche détaillée est réalisée pour chacune d'entre elles, disponible au sein d'un rapport séparé (hormis les six portants sur des documents confidentiels, identifiés par un astérisque sur le numéro de fiche).

Les scénarios de comparaison sont numérotés tels que présentés en section précédente.

Pour les études portant sur les contenants pour la restauration, deux cas de figure sont distingués : le « set de vaisselle », pour lequel les résultats présentés de façon agrégée pour l'ensemble du set, parfois avec différents matériaux; et la « vaisselle », pour laquelle les résultats portent sur un contenant spécifiquement.

Numéro de fiche	Année	Scénario de comparaison	Type d'emballage couvert	Détail	Matériaux couverts
Fiche 1	2018	#1A	Ménagers	Bouteille	Verre
Fiche 2	2018	#1B, #2	Ménagers	Bouteille	Verre, plastique (PET, PET/PA), carton (doublé de plastique ou d'aluminium)
Fiche 3	2010	#1A, #1B	Industriels	Bouteille, fût	Verre, acier, plastique (PET)
Fiche 4	2015	#1A, #1B, #2	Ménagers	Bouteille (bière)	Verre, aluminium, plastique (PET)
Fiche 5	2020	#1A, #1B, #2	Ménagers	Bouteille (lait)	Verre, plastique (PET)
Fiche 6	2013	#1A, #1B, #2	Ménagers	Bouteille (vin)	Verre, plastique (PET), carton (doublé de plastique)
Fiche 7	2020	#1A	Ménagers	Bouteille	Verre
Fiche 8	2011	#2	Ménagers	Bouteille	Plastique (PEHD), carton (doublé d'aluminium)
Fiche 9	2020	#2	Ménagers	Bouteille	Plastique (PET, PEHD), carton (doublé de plastique), verre, aluminium, acier
Fiche 10	2008	#2	Ménagers	Bouchon	Liège, plastique (PEBD/PEHD/PP), aluminium/plastique
Fiche 11	2011	#2	Industriels	Caisse (poisson)	Plastique (PSE, PP), carton (doublé de plastique)
Fiche 12*	2011	#1B	Industriels	Caisse (fruits/légumes)	Plastique (PP/PE), carton
Fiche 13	2019	#1A	Industriels	Caisse	Plastique (PP)
Fiche 14	2016	#1B	Industriels	Caisse (fruits/légumes)	Plastique (PP), carton
Fiche 15	2019	#1B	Industriels	Caisse	Plastique (PP), carton

Numéro de fiche	Année	Scénario de comparaison	Type d'emballage couvert	Détail	Matériaux couverts
Fiche 16*	2020	#1B	Industriels	Caisse	Plastique (PE), carton/plastique
Fiche 17	2020	#1B, #2	Industriels	Palette	Bois, plastique (PEHD)
Fiche 18	2017	#1B	Industriels	Palette	Plastique (PEHD, mix déchets), bois
Fiche 19*	2018	#1A, #1B, #2	Industriels	Palette	Plastique (PP, PE), bois
Fiche 20	2017	#3-1b, #3-2	Contenants pour la restauration	Set de vaisselle	Plastique (PSX, PP, PS, PSE, PLA), carton (doublé de plastique), bagasse, carton, céramique, verre, acier
Fiche 21	2017	#3-1a, #3-1b, #3-2	Contenants pour la restauration	Vaisselle (contenant)	Plastique (PP, PET, PLA, PS/PSE), verre/plastique, acier/plastique, carton, carton (doublé d'aluminium)
Fiche 22*	2013	#3-1b	Contenants pour la restauration	Vaisselle (contenant)	Aluminium, plastique (PP)
Fiche 23	2017	#3-2	Contenants pour la restauration	Set de vaisselle	Plastique (PLA, PS, PSC, PP, Mater-Bi), papier
Fiche 24	2011	#3-2	Contenants pour la restauration	Vaisselle (gobelet, assiette, coquille)	Plastique (PSE, PLA), carton (doublé de plastique ou de cire), cellulose moulée
Fiche 25	2019	#3-2	Ménagers	Vaisselle (couverts, assiette, paille, touillette)	Plastique (PP, PS), papier, bois
Fiche 26*	2020	#3-1b	Contenants pour la restauration	Vaisselle (contenant)	Plastique (PET, PP, PLA, Tritan), aluminium, carton (doublé de plastique)
Fiche 27	2017	#3-1b	Contenants pour la restauration	Set de vaisselle	Plastique (PP, PS, PLA), porcelaine, acier, verre, carton, papier
Fiche 28	2019	#3-1b	Contenants pour la restauration	Set de vaisselle	Plastique (ABS, PS, PP, PEBD), aluminium, acier, papier, cellulose
Fiche 29	2018	#3-1a, #3-1b, #3-2	Contenants pour la restauration	Vaisselle (contenant)	Plastique (PP, XPS), aluminium
Fiche 30	2013	#3-1a, #3-1b	Contenants pour la restauration	Gobeletterie	Plastique (PP, PLA), verre, acier, aluminium
Fiche 31	2009	#3-1a	Contenants pour la restauration	Gobeletterie	Plastique (PP, PET)
Fiche 32	2014	#3-1b	Contenants pour la restauration	Gobeletterie	Plastique (PP, PC), carton (doublé de plastique), céramique, acier
Fiche 33	2018	#1A	Industriels	Containers pour vrac	Plastique (PEHD), acier, bois/plastique/acier
Fiche 34	2009	#2	Ménagers	Pot	Verre, plastique (PP)
Fiche 35	2008	#2	Ménagers	Vrac, barquette, conserve	Plastique (PS, PEHD), acier
Fiche 36	2008	#2	Ménagers	Vrac, barquette, papier	Plastique (PS/PE, PVC/PE), papier (doublé de plastique)
Fiche 37	2020	#1A, #A2	Industriels	Enveloppe	Plastique (PP, PEBD), carton, papier kraft

Numéro de fiche	Année	Scénario de comparaison	Type d'emballage couvert	Détail	Matériaux couverts
Fiche 38	2015	#1B, #2	Ménagers	Vrac, sachet	Plastique (PP, PEBD/PP, PEBD), carton, cellulose/plastique, carton/plastique, plastique/papier
Fiche 39*	2021	#3-1b	Contenants pour la restauration	Set de vaisselle	Plastique (PP), carton (doublé de plastique)

Tableau 1 : Liste et principales caractéristiques des documents faisant l'objet d'une fiche détaillée

## 2. Publications portant sur des bouteilles de boisson

### Fiche 1 : Analyse du cycle de vie de dispositifs de réemploi ou réutilisation (BtoC) d'emballages

#### Principales caractéristiques du document

Commanditaire / Auteur	ADEME / Deloitte Développement Durable, INDDIGO		
Année	2018	Zone géographique visée	France
Type de document	Rapport	Revue critique	Oui
Objectifs de l'étude	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Évaluer la performance environnementale de chacun des dispositifs de collecte des emballages ménagers de boissons en vue de leur réemploi ou réutilisation, en identifiant les principaux contributeurs au bilan environnemental ainsi que les sources de ces impacts.</li> <li>2) Évaluer les potentiels bénéfiques environnementaux de ces dispositifs comparativement aux emballages ménagers à usage unique.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés »</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
Périmètre de l'étude	<p>Étude de dispositifs de réemploi en comparaison avec leur équivalent fictif sans réemploi</p> <p>La sélection des dispositifs de réemploi s'est déroulée via un appel à candidature.</p>		
Type d'emballages couverts	<p>Emballages ménagers de boissons</p> <p>Emballages primaire, secondaire et tertiaire</p>		
Matériaux couverts	Verre		
Description	<p>Pour chacun des systèmes, un dispositif avec/sans réemploi est considéré : Système METEOR / Système Coat Albret / Système Tof&amp;Co / Système Jean Bouteille / Système J'aime mes bouteilles / Système Bout' à Bout / Système SIAVED.</p> <p>Le détail de chaque dispositif est fourni en annexe.</p>		
<b>Points clés de méthodologie</b>			
Unité fonctionnelle	<p>Comparaisons 1 à 6 : Mettre à disposition 1000 litres de bouteilles</p> <p>Comparaison 7 : Collecter et traiter 1 tonne d'emballages usagés en fin de vie</p>		

<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b>  Changement climatique ; Émissions de particules ; Acidification ; Eutrophisation aquatique des eaux douces ; Eutrophisation aquatique marine ; Déplétion des ressources abiotiques ; Déplétion des ressources en eau ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable</p> <p><b>Méthodologie</b>  Résultats du LCIA calculés selon la méthode ILCD V1.09, sauf le Changement climatique (CC) caractérisé par le rapport 5 du GIEC (2013) et Consommation d'eau caractérisé par AWARE</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><u>Comparaisons 1 à 6</u>  Pris en compte : fabrication, conditionnement, distribution, consommation, collecte des déchets, traitement en fin de vie pour les scénarios avec et sans réemploi ; le transport de la bouteille vide en fin de consommation, la déconsignation et le lavage pour les scénarios avec réemploi.  Exclusion : construction, maintenance et démantèlement de la brasserie et des équipements incluant la laveuse et la machine de déconsignation, ainsi que des autres infrastructures et biens d'équipement (impact supposé minoritaire) ; remplissage des bouteilles (impact supposé minoritaire) ; phase de consommation à domicile/hors domicile des ménages : le trajet du domicile vers le point d'apport volontaire (PAV) des bouteilles n'est pas considéré (distance faible comparativement aux autres distances + le trajet est souvent partagé avec une utilisation normale, comme aller au travail) ; manutention et stockage des emballages chez les distributeurs (équivalent pour les deux systèmes) ; réfrigération chez le consommateur (équivalent pour les deux systèmes, même avec la différence de poids pour METEOR l'écart est négligeable).</p> <p><u>Comparaison 7</u>  Pris en compte : Transport après la collecte des déchets, traitement en fin de vie pour les scénarios avec et sans réemploi ; déconsignation, stockage, lavage pour les scénarios avec réemploi.  Exclusion : Consommation et transport à la collecte ; fin de vie du bouchon (équivalent pour les deux systèmes).</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Masse de l'emballage, notamment la différence entre l'emballage réutilisable et l'emballage à usage unique  Nombre de cycle moyen par bouteille (ou taux de renouvellement)  Distance magasin → laveuse  Distance laveuse → centre de conditionnement  Source de donnée pour la production de verre  Consommation d'eau lors du lavage</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>Pour tous les dispositifs sauf J'aime mes bouteilles (comparaison 5), le système avec réemploi est significativement plus vertueux que le système sans réemploi sur au moins 4 des 8 indicateurs d'impact environnementaux : Changement climatique, Acidification, Déplétion des ressources abiotiques et Consommation d'énergie primaire non renouvelable. Pour les autres indicateurs, l'écart entre les deux systèmes n'est pas significatif, et ne permet pas de conclure en faveur d'un système. Il s'agit des indicateurs suivants (J'aime mes bouteilles exclu) :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- La déplétion des ressources en eau (tous les dispositifs) ;</li> <li>- L'eutrophisation aquatique des eaux douces (4 dispositifs sur 6) ;</li> <li>- L'eutrophisation aquatique marine (2 dispositifs sur 6) ; et</li> <li>- Les émissions de particules (4 dispositifs sur 6).</li> </ul> <p>La phase la plus contributrice pour tous les dispositifs et tous les systèmes est la phase de fabrication des bouteilles (entre 36 % et 77 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie, pour le système avec réemploi et entre 77 % et 85 % pour le système sans réemploi).</p> <p>Pour le système avec réemploi, la phase de lavage des bouteilles est un des plus gros contributeurs sur l'ensemble des indicateurs (majoritaire pour METEOR et non</p>

	<p>majoritaire mais significatif pour Bout' à Bout', Tof&amp;Co et Coat Albret). Il représente jusque 55 % des impacts sur la déplétion des ressources en eau dans le cas METEOR.</p> <p>Analyse en fonction des distances de transport (résultats des analyses de sensibilité)</p> <p>La réutilisation apparaît pertinente pour des distances de transport entre site de lavage (où le conditionnement a lieu) et site de distribution (magasin) inférieures à 200 km pour un faible nombre d'utilisations (entre 3 et 13 selon le scénario) ; et pouvant monter à 1 000 km si le nombre d'utilisation est plus élevé (20 dans les deux scénarios considérés). Enfin, dans le cas où le lavage n'a pas lieu au site de conditionnement (transport supplémentaire à prendre en compte, suivant un scénario étudié dans la fiche 1), les distances de « bascule » sont plus faibles : entre 100 km (si 4 utilisations) et 300 km (si 20 utilisations).</p>
<b>Analyse critique</b>	
<p><b>Conclusions et discussions de l'auteur</b></p>	<p>Représentativité temporelle de l'inventaire de cycle de vie (ICV) de la production de verre à améliorer, et importance du choix de modélisation du recyclage des emballages secondaires et tertiaires, qui pourrait également être fait suivant une approche en boucle ouverte (0 : 100).</p> <p>Pour Jean Bouteille, il y a un paramètre spécifique aux magasins de vrac qu'il faudrait prendre en compte : la réutilisation sans déconsignation (l'utilisateur revient avec la bouteille et la remplit directement sans la déconsigner).</p> <p>Pour J'aime mes bouteilles, les données concernant le lavage ont été extrapolées de l'étude METEOR et les résultats seraient plus représentatifs du dispositif si des données primaires étaient disponibles (pas d'information concernant la représentativité des données actuellement utilisées).</p>
<p><b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b></p>	<p>Étude très complète, qui permet de comparer plusieurs dispositifs avec des données primaires, et qui permet d'identifier les paramètres clés permettant d'avoir un dispositif de réemploi plus vertueux que les systèmes sans réemploi.</p> <p>Les dispositifs sont représentatifs de systèmes très divers, et notamment avec des taux de réutilisation des bouteilles variés. Ainsi, un producteur comme METEOR approvisionne un périmètre limité autour de la brasserie, avec un taux de réutilisation pouvant être élevé ; à l'inverse, des magasins de vrac comme Jean Bouteille (qui proposent une consigne pour réutilisation de leurs bouteilles) ont un taux de réutilisation plus faible.</p> <p>À noter que selon les dispositifs, les phases de lavage et de remplissage ont lieu sur le même site (majorité des cas) ou deux sites différents (avec une étape de transport entre les deux). Dans le cas du dispositif J'aime mes bouteilles, le lavage et le remplissage ont lieu à deux endroits différents ; et l'étape de lavage inclut, dans la modélisation, le transport entre ces deux sites.</p> <p>Points d'attention : la modélisation de la production du verre ; l'hypothèse qui considère négligeable l'impact de l'entretien des installations de lavage.</p>

## Annexe

Précisions sur la description des systèmes	
<p><b>Description</b></p>	<p><b>Comparaison n°1 : METEOR</b></p> <p>Comparaison entre le système de réemploi d'un producteur de bière en Alsace (METEOR) et un service équivalent sans réemploi <b>partiellement fictif</b>.</p> <p>Avec réemploi : bouteille en verre déconsignée <b>automatiquement</b>, laveuse <b>sur le site</b> de conditionnement, <b>taux de retour élevé</b>.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Volume : 75 cL</li> <li>• Masse unitaire : 560 g</li> <li>• Taux de retour : 97 % / Taux de refus de la laveuse (casse) : 2 %, soit un nombre de cycle moyen par bouteille : 19,27 (i.e. taux de renouvellement : 5,19 %).</li> </ul>

Sans réemploi : bouteille en verre allégée provenant du même verrier. Masse unitaire : 460 g

#### Comparaison n°2 : Coat Albret

Comparaison entre le système de réemploi d'un producteur de cidre en Bretagne (Coat Albret) et un service équivalent sans réemploi entièrement fictif.

Avec réemploi : Bouteille en verre déconsignée **manuellement**, laveuse **sur le site** de conditionnement, **taux de retour moyen**.

- Volume : 75 cL
- Masse unitaire : 576,6 g
- Taux de retour : 75 % / Taux de refus de la laveuse (casse) : 0,2 %, soit un nombre de cycle moyen par bouteille : 3,98 (i.e. taux de renouvellement : 25,2 %).

Sans réemploi : même bouteille.

#### Comparaison n°3 : Tof&Co

Comparaison entre le système de réemploi d'une brasserie qui fait laver ses bouteilles en verre par Tof&Co et un service équivalent sans réemploi entièrement fictif.

Avec réemploi : bouteille en verre déconsignée **manuellement** en magasin, laveuse **séparée** du site de conditionnement, **taux de retour moyen**.

- Volume : 75 cL
- Masse unitaire : 650 g
- Taux de retour : 85 % / Taux de refus (casse) : 1,6 %, soit un nombre de cycle moyen par bouteille : 6,11 (i.e. taux de renouvellement : 16,4 %).

Sans réemploi : même bouteille.

#### Comparaison n°4 : Jean Bouteille

Comparaison entre le système de réemploi d'un **magasin de vrac** ayant pour fournisseur de bouteilles consignées réutilisables Jean Bouteille et un service équivalent sans réemploi entièrement fictif.

Avec réemploi : bouteille en verre utilisée pour l'huile, déconsignée **manuellement** en magasin, laveuse qui est **sur le site** de conditionnement, **taux de retour moyen**.

- Volume : 75 cL
- Masse unitaire : 560 g
- Taux de retour : 48 % / Taux de refus (casse) : 0,5 %, soit un nombre de cycle moyen par bouteille : 1,93 (i.e. taux de renouvellement : 51,8 %).

Sans réemploi : même bouteille.

#### Comparaison n°5 : J'aime mes bouteilles

Comparaison entre le système de réemploi pour viticulteurs géré par une société coop d'intérêt public (J'aime mes bouteilles) et un service équivalent sans réemploi entièrement fictif.

Avec réemploi : bouteille en verre déconsignée **manuellement** en magasin, laveuse **séparée** du site de conditionnement, **taux de retour faible**.

- Volume : 75 cL
- Masse unitaire : 650 g
- Taux de retour : 12 % / Taux de refus (casse) : 1,2 % soit un nombre de cycle moyen par bouteille : 1,14 (i.e. taux de renouvellement : 87,7 %).

Sans réemploi : même bouteille.

#### Comparaison n°6 : Bout' à Bout

Comparaison entre le système de réemploi de bouteilles de cidre par une association sur le développement de la filière consigne en Pays de la Loire (Bout' à Bout) et un service équivalent sans réemploi entièrement fictif, **taux de retour moyen**.

	<p>Avec réemploi : bouteille en verre déconsignée <b>manuellement</b> en magasin, laveuse <b>séparée</b> du site de conditionnement.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Volume : 75 cL</li> <li>• Masse unitaire : 560 g</li> <li>• Taux de retour : 79 % / Taux de refus (casse) : 0,48 % soit un nombre de cycle moyen par bouteille : 4,75 (i.e. taux de renouvellement : 21 %).</li> </ul> <p>Sans réemploi : même bouteille.</p> <p><b>Comparaison n°7 : SIAVED</b>  Comparaison entre le système de réemploi d'une collectivité qui propose une déconsignation automatique de bouteille en verre via un kiosque près d'un supermarché et un service équivalent sans réemploi entièrement fictif.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Pas de donnée sur le contenant, à part qu'il s'agit d'une bouteille en verre. Déconsignée automatiquement en magasin, envoyée au recyclage ou au lavage selon son état. Un grossiste s'occupe du lavage et de la revente à des brasseurs.</li> </ul>
<b>Précisions sur la méthodologie</b>	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Données provenant des dispositifs suivis, vérifiées par le prestataire en complétude, cohérence et précision</p> <p><b>Secondaires</b> Système sans réemploi équivalent au système METEOR : ACV 2009 commanditée par METEOR. Transport : Bilan carbone ADEME, IFFSTAR Production de verre recyclé : ecoinvent v.3.3 adapté à la France et à la modélisation (0 : 100) Autres étapes : ecoinvent v.3.3, avec les justifications sur chaque choix parmi la base de données</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Notation du niveau de contribution, de la précision, de la représentativité géographique, temporelle, technologique, du niveau de complétude. Les données ont été collectées et vérifiées afin d'être représentatives de l'année 2016. Pas d'enjeu de représentativité des données.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- méthode des impacts évités (allocation 0 : 100) pour le verre, l'acier, l'aluminium et le carton des emballages primaires, et pour le carton des emballages secondaires et tertiaires.</li> <li>- méthode des stocks (allocation 100 : 0) pour les matériaux hors carton des emballages secondaires et tertiaires.</li> </ul> <p><b>Hypothèses</b> Le système fictif sans réemploi utilise les mêmes types et masses d'emballages primaires, secondaires et tertiaires, et les mêmes distances et types de transport amont pour les matériaux des différents emballages, sauf pour le dispositif METEOR. Les impacts des étapes suivantes sont considérés minoritaires, et donc exclues des modèles : la construction, la maintenance et le démantèlement de la brasserie et des équipements incluant la laveuse et la machine de déconsignation, ainsi que des autres infrastructures et biens d'équipement, et le remplissage des bouteilles. Lors de la production de verre recyclé, les émissions directes « CO<sub>2</sub>, SO<sub>x</sub> et poussières », la consommation d'énergie, la consommation en équivalent fuel et la quantité des matières évoluent linéairement avec le pourcentage de calcin. La distance de transport entre le site de lavage et le recyclage pour un emballage mis au rebut à cette étape est considéré identique à celle du consommateur déposant sa bouteille au recyclage.</p>

La valeur des taux de substitution et des taux de rendement lors de la fin de vie de l'emballage sont des hypothèses du prestataire.  
 100 % des consommateurs vont au point de distribution en voiture.  
 Le papier utilisé à l'étape de déconsignation est d'origine 100 % vierge.

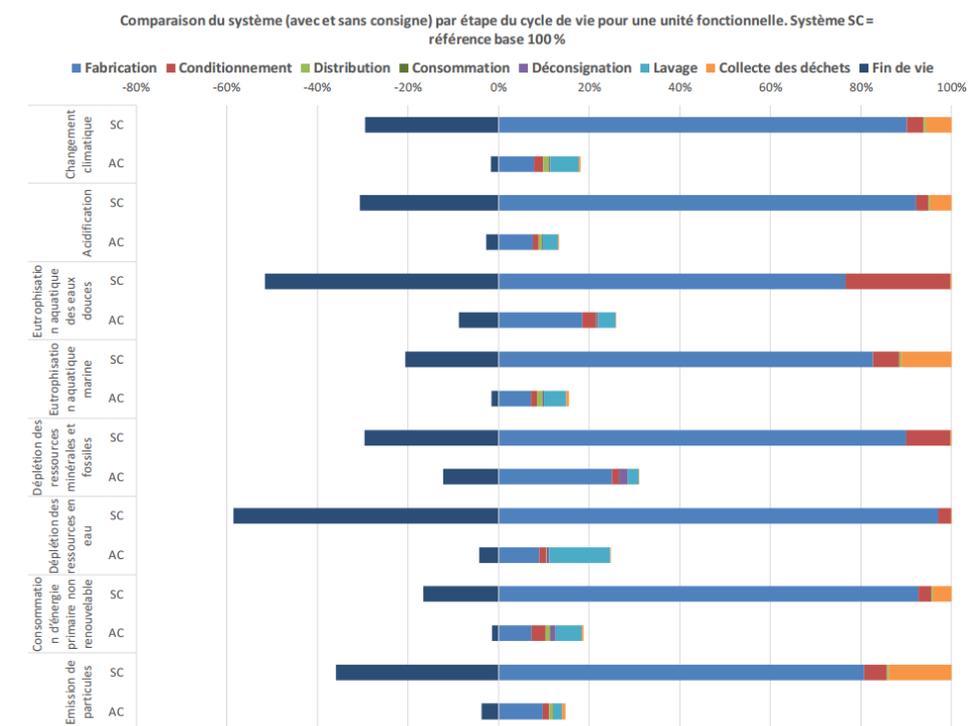
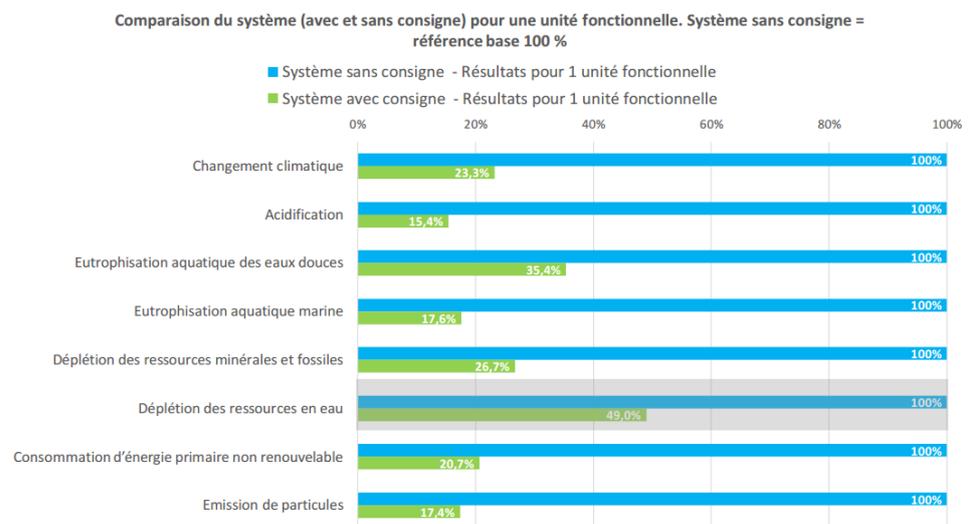
### Précisions sur les résultats et comparaison

#### Compléments sur la comparaison n°1

La phase la plus contributrice avec réemploi est la phase de fabrication (36 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie), puis la phase de lavage (55 % du potentiel de déplétion des ressources en eau, 8 à 35 % des autres catégories).

Sans réemploi, la phase de fabrication représente 77 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie.

Le réemploi est toujours significativement moins impactant sauf pour le potentiel de déplétion des ressources en eau (pas d'écart significatif, voir indicateur grisé ci-dessous).



Les graphiques relatifs aux autres systèmes sont fournis dans le rapport, mais ne sont pas présentés dans la fiche.

Compléments sur les comparaisons

#### **Compléments sur la comparaison n°2**

La phase la plus contributrice avec réemploi est la phase de fabrication (56 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie), puis la phase de lavage (42 % du potentiel de déplétion des ressources en eau, 3 à 22 % des autres catégories).

Sans réemploi, la phase de fabrication représente plus de 85 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie.

Le réemploi est toujours significativement moins impactant ; l'écart n'est pas jugé significatif pour la déplétion des ressources en eau, l'eutrophisation aquatique des eaux douces et les émissions de particules.

#### **Compléments sur la comparaison n°3**

La phase la plus contributrice avec réemploi est la phase de fabrication (58 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie), puis la phase de lavage (23 % du potentiel de déplétion des eaux, 3 à 19 % des autres catégories).

Sans réemploi, la phase de fabrication représente plus de 82 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie.

Le réemploi est toujours significativement moins impactant ; l'écart n'est pas jugé significatif pour la déplétion des ressources en eau.

#### **Compléments sur la comparaison n°4**

La phase la plus contributrice avec réemploi est la phase de fabrication (63 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie), puis la phase de lavage (15 % du potentiel de déplétion des eaux, 0 à 8 % des autres catégories).

Sans réemploi, la phase de fabrication représente plus de 83 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie.

Le réemploi est toujours significativement moins impactant ; l'écart n'est pas jugé significatif pour la déplétion des ressources en eau, l'eutrophisation aquatique des eaux douces et marines et les émissions de particules.

#### **Compléments sur la comparaison n°5**

La phase la plus contributrice avec réemploi est la phase de fabrication (77 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie). La phase de lavage a une contribution modérée sur le changement climatique (7 %), par comparaison aux phases de transport qui sont plus fortement contributrices.

Sans réemploi, la phase de fabrication représente plus de 81 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie.

Le réemploi a des impacts environnementaux comparables au système sans consigne.

#### **Compléments sur la comparaison n°6**

La phase la plus contributrice avec réemploi est la phase de fabrication (57 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie), puis la phase de lavage (26 % du potentiel de déplétion des ressources en eau, 8 à 22 % des autres catégories).

Sans réemploi, la phase de fabrication représente plus de 84 % des impacts environnementaux, sans précision sur la catégorie.

Le réemploi est toujours significativement moins impactant ; l'écart n'est pas jugé significatif pour la déplétion des ressources en eau, l'eutrophisation aquatique des eaux douces et les émissions de particules.

#### **Compléments sur la comparaison n°7**

	<p>La collecte avec une part de réemploi est toujours significativement moins impactante ; l'écart n'est pas jugé significatif pour la déplétion des ressources en eau, l'eutrophisation (eaux douces et marines) et les émissions de particules.</p>																		
<p><b>Résultats de l'analyse de sensibilité</b></p>	<p>Plusieurs analyses de sensibilité sont réalisées :</p> <p>METEOR, sur le nombre d'utilisations à partir duquel le réemploi devient plus vertueux : 1,55.</p> <p>METEOR, sur la source de données concernant la production de verre : en prenant des données FEVE, plus récentes qu'ecoinvent (qui datent de 1997), le réemploi reste toujours significativement plus vertueux, sauf pour le potentiel d'eutrophisation des eaux douces où l'écart devient non significatif.</p> <p>Coat Albret, sur la consommation d'eau lors du lavage : la consommation d'eau dans les données de Coat Albret est supérieure à celle des autres scénarios. En appliquant les données de METEOR au système avec réemploi, l'impact potentiel en termes de déplétion des ressources en eau est réduit de 37 % dans le système avec réemploi, mais l'écart avec le système sans réemploi reste non significatif.</p> <p>Coat Albret, sur le taux de renouvellement et la distance de transport entre le centre de conditionnement (= laveuse) et le magasin : le dispositif de consigne est favorisé par un taux faible de renouvellement et une réduction de la distance, mais même le scénario le plus favorable et réaliste (20 utilisations et 25 km de distance l'écart) reste à un écart non significatif sur la déplétion des ressources en eau et l'eutrophisation aquatique des eaux douces par rapport au système sans réemploi. Il est globalement plus vertueux dès 3 utilisations et moins de 200 km de distance. Le système de référence est à 4 utilisations et 25 km de distance.</p> <p>J'aime mes bouteilles, sur le taux de renouvellement et la distance de transport entre le magasin et le centre de lavage, et entre le centre de lavage et le centre de conditionnement : le système de consigne est favorisé par un taux faible de renouvellement et une réduction de la distance. Il est significativement plus vertueux sur l'indicateur CC dès 2 utilisations et moins de 100 km de distance cumulée, et significativement moins vertueux au-delà de 300 km, sur la plage de nombre d'utilisations considérée (1-20).</p> <p>Bout' à Bout, sur la masse de la bouteille en verre sans consigne : baisser la masse dans le cas sans réemploi par rapport au système avec réemploi permet de diminuer les impacts environnementaux du premier scénario de 8 à 16 %, mais reste moins performant que le système avec réemploi.</p> <p>Jean Bouteille, sur le nombre d'utilisations en réemploi : un nombre d'utilisations plus élevé permet d'améliorer le système avec réemploi qui devient significativement meilleur sur 6 indicateurs au lieu de 4, la déplétion des ressources en eau et l'eutrophisation aquatique des eaux douces restant sans écart significatif avec le système sans réemploi.</p>																		
<p><b>Résultats de l'analyse d'incertitude</b></p>	<p>Simulation Monte Carlo</p> <table border="1" data-bbox="434 1491 1062 1839"> <thead> <tr> <th>Catégorie d'impact</th> <th>Niveau d'incertitude</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Changement climatique</td> <td>20 %</td> </tr> <tr> <td>Acidification</td> <td>20 %</td> </tr> <tr> <td>Eutrophisation aquatique des eaux douces</td> <td>50 %</td> </tr> <tr> <td>Eutrophisation aquatique marine</td> <td>50 %</td> </tr> <tr> <td>Déplétion des ressources minérales et fossiles</td> <td>20 %</td> </tr> <tr> <td>Déplétion des ressources en eau</td> <td>100 %</td> </tr> <tr> <td>Consommation d'énergie primaire non-renouvelable</td> <td>20 %</td> </tr> <tr> <td>Emissions de particules</td> <td>100 %</td> </tr> </tbody> </table>	Catégorie d'impact	Niveau d'incertitude	Changement climatique	20 %	Acidification	20 %	Eutrophisation aquatique des eaux douces	50 %	Eutrophisation aquatique marine	50 %	Déplétion des ressources minérales et fossiles	20 %	Déplétion des ressources en eau	100 %	Consommation d'énergie primaire non-renouvelable	20 %	Emissions de particules	100 %
Catégorie d'impact	Niveau d'incertitude																		
Changement climatique	20 %																		
Acidification	20 %																		
Eutrophisation aquatique des eaux douces	50 %																		
Eutrophisation aquatique marine	50 %																		
Déplétion des ressources minérales et fossiles	20 %																		
Déplétion des ressources en eau	100 %																		
Consommation d'énergie primaire non-renouvelable	20 %																		
Emissions de particules	100 %																		

**Fiche 2: Analyse du cycle de vie comparative de briques alimentaires pour boissons avec des bouteilles PET non réutilisables et des bouteilles en verre réutilisables dans les segments des jus/nectars, du lait UHT et du lait frais**

**Principales caractéristiques du document**

<b>Commanditaire / Auteur</b>	FKN / IFEU		
<b>Année</b>	2018	<b>Zone géographique visée</b>	Allemagne
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>L'objectif de l'étude est le suivant :</p> <p>Comparer les briques alimentaires pour boissons (GVK) avec les systèmes d'emballages jetables et réutilisables les plus courants dans les segments des boissons examinés (Jus, lait frais et lait de longue conservation) dans les conditions moyennes allemandes.</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond aux objectifs suivants : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés » et « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau »</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	Emballages pour jus de fruits et nectars Emballages pour lait UHT Emballages pour lait frais		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers : bouteilles Emballages primaires/secondaires/tertiaires		
<b>Matériaux couverts</b>	Verre, carton (doublé de plastique ou d'aluminium) (GVK), PET monocouche et multicouche (la multicouche contient du PA)		
<b>Comparaison n°1 : jus de fruit et nectars</b>			
<b>Description</b>	Emballages pour jus de fruit et nectars : six emballages distincts sont considérés. Il s'agit d'emballage PET à usage unique (1 L monocouche, 1 L multicouche, 1,5 L monocouche), brique alimentaire à usage unique (GVK, doublé d'un film d'aluminium – 1 L et 1,5 L) et emballage en verre réutilisable (VDF – 1 L) qui se répartissent le marché comme suit : 47,8 % ; 35,2 % ; 7,5 %.  Le détail des masses associées est présenté en annexe, ainsi que la description des emballages secondaires et tertiaires.		
<b>Comparaison n°2 : lait UHT</b>			
<b>Description</b>	Emballages pour lait UHT : deux emballages à usage unique sont considérés. Il s'agit de brique alimentaire (GVK, doublé d'un film d'aluminium – 1 L) et d'emballage en PET (monocouche – 1 L), qui se répartissent le marché comme suit : 95,5 % ; 2,4 %. Les 2 % restant correspondent aux sachets à fond plat, non considérés dans cette étude.  Le détail des masses associées est présenté en annexe, ainsi que la description des emballages secondaires et tertiaires.		
<b>Comparaison n°3 : lait frais</b>			
<b>Description</b>	Emballages pour lait frais : trois emballages distincts sont considérés. Il s'agit de brique alimentaire à usage unique (GVK, doublé d'un film sans aluminium – 1 L), d'emballages en PET à usage unique (1 L) et en verre réutilisable (1 L), qui se répartissent le marché comme suit : 87,1 % ; 0,9 % ; 2,5 %.  Le détail des masses associées est présenté en annexe, ainsi que la description des emballages secondaires et tertiaires.		

Points clés de méthodologie	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Fournir 1000 litres de boissons dans des récipients de 10 litres maximum sur le point de vente (en anglais POS : Point of Sale)
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Ressources en matériaux ; Ressources énergétiques ; Occupation des terres ; Déplétion des ressources d'eau douce ; Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Oxydation photochimique (brouillard estival) ; Acidification ; Eutrophisation ; Ecotoxicité des eaux douces ; Toxicité humaine non cancer ; Toxicité humaine cancer ; Risque de cancer ; Émissions de particules ; Radiations ionisantes</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés respectivement selon les méthodes suivantes : méthode de flux ; méthode de flux ; Klöpffer und Renner (1995) ; Ridoutt und Pfister (2012) ; rapport 5 du GIEC (2013) ; WMO 2010 ; Carter 2010 ; Heijungs et al. 1992 ; Heijungs et al. 1992 ; Rosenbaum et al. 2011 ; Rosenbaum et al. 2011 ; non précisé ; basé sur IRIS 2006 ; De Leeuw 2002 ; Frischknecht et al. 2000</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : extraction de matières premières ; production de matériaux d'emballage ; production de l'emballage ; remplissage ; fin de vie du produit ; transports entre les différentes étapes, selon le système de distribution du produit ; système de distribution du produit.</p> <p><b>Exclusion</b> : production et maintenance des installations (donc les impacts associés sont supposés négligeables, sauf si pris en compte dans le modèle de la base de données) ; production des produits alimentaires (équivalent pour tous les emballages) ; utilisation (sauf concernant les déchets d'emballages émis par le consommateur, sinon équivalent pour tous les emballages).</p> <p>À noter que l'étape de lavage ne semble pas être prise en compte – ceci n'est cependant pas explicité (dans les inclusions ou exclusions) dans l'étude.</p>
<b>Paramètres clés</b>	Distances de distribution pour les emballages réutilisables.
Points clés de résultats et comparaison	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p><b>Comparaison des emballages selon le segment considéré</b></p> <p>Les résultats varient selon la contenance des emballages, et notamment celui de la brique alimentaire, pour laquelle différentes options de format sont considérées. Le passage à un format plus grand format (brique 1,5 L plutôt que 1 L) permet de réduire la quantité d'emballage requise pour une même quantité de produit (i.e. pour atteindre un même niveau de fonctionnalité).</p> <p>Pour les <b>jus de fruits et nectars</b>, la brique alimentaire 1,5 L a les impacts les plus faibles sur la plupart des catégories d'impact (notamment changement climatique, eutrophisation terrestre) étudiées en comparaison aux autres emballages. Cependant, en termes d'eutrophisation, la brique alimentaire présente des impacts plus élevés que l'emballage en verre réutilisable.</p> <p>La brique alimentaire 1 L et la bouteille en verre réutilisable ont des impacts similaires, et ne peuvent pas être classés l'un par rapport à l'autre. L'utilisation de ces emballages génère toutefois des impacts plus élevés qu'avec la brique alimentaire 1,5 L.</p> <p>Sur la catégorie d'utilisation des terres, la brique alimentaire en carton a des impacts comparables voir plus élevés que l'emballage en verre réutilisable du fait de l'utilisation de carton, dont les impacts sur l'utilisation des terres est plus élevée que pour d'autres matériaux.</p> <p><b>Pour le lait UHT et le lait frais</b>, la brique alimentaire a des impacts plus faibles que les emballages concurrents sur la plupart des catégories d'impact étudiées.</p> <p>Quel que soit le produit considéré (pur jus et nectars, lait UHT, lait frais), l'emballage en PET est toujours une alternative moins vertueuse que l'emballage en verre réutilisable ou la brique alimentaire, quelle que soit la catégorie d'impact considérée.</p>

	<p><b>Description des impacts par catégories</b></p> <p>Sur le changement climatique, la brique alimentaire a les impacts les plus faibles. Les étapes les plus contributrices sont la production de carton et celle du PET pour les emballages correspondant, et l'étape de distribution pour l'emballage en verre réutilisable. Des résultats similaires sont observés concernant l'utilisation des ressources.</p> <p>Le détail des résultats concernant les autres catégories d'impact est fourni en annexe.</p> <p>La catégorie déplétion de l'ozone est la plus impactante après normalisation, et surtout pour le PET qui a des impacts 10 fois plus fort pour cette catégorie que les autres emballages, provenant majoritairement de l'étape de production. Les auteurs indiquent que plusieurs catégories d'impact ont été écartées de l'analyse par normalisation en raison de leur niveau d'incertitude élevée. À noter que le calcul de la normalisation semble erroné : bien que les valeurs amont et la méthodologie de normalisation semblent correctes, les données du graphique de normalisation ne sont pas comparables à celles calculées à partir du texte du rapport. Il convient donc de ne pas utiliser les résultats normalisés (cf. limites).</p>
<b>Analyse critique</b>	
<p><b>Conclusions et discussions de l'auteur</b></p>	<p>Dans l'hypothèse où les forêts sont gérées durablement et où l'impact en termes de changement d'occupation des sols reste donc limité, la brique alimentaire présente un impact réduit par rapport aux autres emballages sur la catégorie changement climatique grâce à l'allocation de crédits CO<sub>2</sub>.</p> <p>L'occupation des terres et la déplétion des eaux douces sont deux catégories d'impact pour lesquels la brique alimentaire présente un impact fort, mais qui n'ont pas une incidence forte sur les résultats. En effet, les méthodes d'évaluation correspondantes ne font pas consensus, et les impacts calculés ont une incertitude élevée. Les auteurs envisagent d'approfondir ces éléments dans le cadre d'une étude ultérieure.</p>
<p><b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b></p>	<p>Rapport très complet, avec des données robustes notamment sur le carton et la réutilisation des emballages en verre. À noter que le lavage des bouteilles réutilisables n'est pas mentionné par l'étude, alors qu'il s'agit d'un paramètre d'influence non négligeable dans les études couvrant ce type d'emballages. Il n'est pas attendu que cela change les résultats de la comparaison entre brique alimentaire et emballage en verre réutilisable (en faveur de la brique) ; mais la prise en compte du lavage pourrait modifier les résultats de la comparaison entre emballage PET à usage unique et emballage en verre réutilisable (actuellement en faveur de l'emballage en verre).</p> <p>Par ailleurs, le calcul de la normalisation semble erroné : bien que les valeurs amont et la méthodologie de normalisation semblent correctes, les données du graphique de normalisation ne sont pas comparables à celles calculées à partir du texte du rapport. Il convient donc de ne pas utiliser les résultats normalisés.</p> <p>Les emballages considérés sont représentatifs de ceux rencontrés sur le marché français. À noter que le taux de collecte des emballages en verre usagés serait un paramètre potentiellement sensible dans le cas français, donc à étudier par exemple lors d'une analyse de sensibilité (pour refléter les habitudes des consommateurs).</p> <p>À noter que le nombre d'utilisation des bouteilles en verre est élevé (28) pour cette étude en comparaison à d'autres études ACV étudiées couvrant ce type d'emballage, d'où une contribution particulièrement importante des étapes relatives au transport pour réutilisation, en comparaison aux phases de production et de fin de vie (dont l'impact est ramené au nombre de réutilisations).</p>

## Annexe

Précisions sur la description des systèmes	
Description	Emballages primaires :

	<p>Jus de fruits et nectars</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- 1,0 L GVK avec de l'aluminium (client) : masse bouteille : 31,31 g, masse bouchon : 3,65 g</li> <li>- 1,5 L GVK avec de l'aluminium (client) : masse bouteille : 41,65 g, masse bouchon : 2,78 g</li> <li>- 1,0 L de PET monocouche (supplémentaire) : masse bouteille : 30,11 g, masse étiquette : 1,61 g, masse bouchon : 3,29 g</li> <li>- 1,0 L PET multicouche (supplémentaire) : masse bouteille : 34,49 g, masse étiquette : 1,4 g, masse bouchon : 3,04 g</li> <li>- 1,5 L de PET monocouche (supplémentaire), masse bouteille : 33,63 g, masse étiquette : 0,71 g, masse bouchon : 2,89 g</li> <li>- 1,0 L de verre réutilisable VDF (système de référence) : masse bouteille : 600 g, masse étiquette : 1,78 g, masse bouchon : 1,54 g</li> </ul> <p>Lait UHT</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- 1,0 L GVK avec de l'aluminium (système de référence) : masse bouteille : 28,13 g, masse bouchon : 2,55 g</li> <li>- 1,0 L de PET monocouche (supplémentaire) : masse bouteille : 28,2 g, masse étiquette : 3,42 g, masse bouchon : 3,37 g</li> </ul> <p>Lait frais</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- 1,0 L GVK sans aluminium (client) : masse bouteille : 26,80 g, masse bouchon : 2,45 g</li> <li>- 1,0 L de PET (supplémentaire) : masse bouteille : 30,62 g, masse étiquette : 3,02 g, masse bouchon : 3,57 g</li> <li>- 1,0 L de verre moyen réutilisable VDF (système de référence) : masse bouteille : 422,6 g, masse étiquette : 1,65 g, masse bouchon : 4,39 g</li> </ul> <p>Emballages secondaires et tertiaires :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Pour l'option brique alimentaire : emballage secondaire en carton et emballage tertiaire constitué d'une palette et d'un film plastique.</li> <li>• Pour l'option en PET : emballage secondaire constitué d'une boîte en carton avec un film plastique, et emballage tertiaire d'une palette et d'un film plastique.</li> <li>• Pour l'option en verre réutilisable : emballage secondaire en carton et emballage tertiaire constitué d'une palette et d'une bande en PET.</li> </ul>
<b>Précisions sur la méthodologie</b>	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b>  Production : données des partenaires de FKN (brique alimentaire), données déterminées par échantillonnage du marché (emballages PET); données des fabricants vérifiées par échantillonnage aléatoire (emballages verre).  Distribution : données collectées pour l'étude  Recyclage d'emballages pour boissons en PET et brique alimentaire : données des recycleurs datant de 2009 et 2015/2016 respectivement</p> <p><b>Secondaires</b>  Matières premières : PlasticsEurope 2011 (plastiques);ecoinvent v3.4 (dioxyde de titane et noir de carbone); APEAL 2015 (fer blanc); EAA 2013 (aluminium); FEFCO 2015 (carton ondulé); données IFEU provenant d'ACE 2012 (carton complexé).  Production des emballages en verre : UBA 2000 avec la mise à jour énergétique de 2015/2016.  Remplissage : données IFEU basées sur les données des partenaires FKN et d'autres embouteilleurs.  Recyclage du verre : données IFEU basées sur FEVE 2006  Valorisation énergétique : données IFEU, basées sur statistiques et modèle MVA  Mix énergétique : données IFEU, basées sur statistiques et modèles de centrales  Transport par camion (dont refroidissement si nécessaire) : données IFEU, basées sur statistiques et modèle MVA  Transport par rail et par bateau : Ecotransit 2016</p>

<b>Représentativité des données</b>	Données collectées pour être représentatives de l'Allemagne en 2015-2016. Qualité des données vérifiée avec un haut niveau d'exigence, puisque les données primaires ont été vérifiées par échantillonnage, les données secondaires de production ont été retraitées et actualisées pour une meilleure représentativité.												
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b>  Approche attributionnelle  Modélisation des impacts liés au recyclage : méthodologie d'allocation-substitution (allocation 50:50). Cette répartition est choisie en cohérence avec les préconisations d'UBA.  Modélisation des impacts sur les autres étapes du cycle de vie : allocation des impacts par chaleur latente pour l'incinération, et allocation des impacts par masse pour le transport (entre le produit et l'emballage, puisque seul l'emballage est pris en compte dans les frontières du système).  Critère de coupure massique pour les entrées de matériaux représentant moins de 1 % de la masse totale, dans la limite de 5 % d'exclusion en cumulé, à l'exception de certains matériaux dont l'impact environnemental a été considéré non négligeable (ex : substance toxique).</p> <p><b>Hypothèses</b>  Le carbone biogénique n'est pas considéré comme séquestré par la brique alimentaire dans l'étude, afin de ne pas le favoriser trop fortement par rapport aux autres matériaux, et en raison d'une durée de vie courte de la brique alimentaire. Par contre, il y a une prise en compte des « crédits » CO<sub>2</sub> qui rend l'incinération de carton neutre en carbone. Ces « crédits » ne sont pas alloués via l'allocation des bénéfices du recyclage.  Le PET est valorisé énergétiquement à 100%, et non recyclé.</p>												
<b>Précisions sur les résultats et comparaison</b>													
<b>Compléments sur les comparaisons</b>	<p>Changement climatique – résultats de la comparaison par segment :</p> <table border="1" data-bbox="432 1104 1390 1234"> <tr> <td>Jus et nectars</td> <td>Lait UHT</td> <td>Lait frais</td> </tr> <tr> <td>Brique carton &lt;&lt; Emb. verre &lt;&lt; Emb. PET</td> <td>Brique carton &lt;&lt; Emb. PET</td> <td>Brique carton &lt;&lt; Emb. verre &lt;&lt; Emb. PET</td> </tr> </table> <p>Les résultats de la comparaison sont similaires concernant les catégories relatives à la couche d'ozone stratosphérique et la déplétion des ressources.</p> <p><b>Précisions sur les autres catégories d'impact</b>  Sur l'utilisation des terres, l'emballage en PET génère les impacts les plus faibles, et l'étape la plus contributrice est la production des emballages de transport, sauf pour la brique alimentaire où il s'agit de la production de l'emballage primaire.</p> <table border="1" data-bbox="432 1503 1390 1664"> <tr> <td>Jus et nectars</td> <td>Lait UHT</td> <td>Lait frais</td> </tr> <tr> <td>Emb. PET ~ Emb. verre réutilisable &lt;&lt; Brique carton</td> <td>Emb. PET &lt;&lt; Brique carton</td> <td>Emb. PET ~ Emb. verre réutilisable &lt;&lt; Brique carton</td> </tr> </table> <p>Sur la déplétion des ressources d'eau douce, la comparaison diffère selon le segment considéré, et selon qu'il s'agit d'eau de production, ou d'eau utilisée pour le refroidissement lors des procédés. L'étape de production est la plus contributrice pour la brique alimentaire et l'emballage en verre réutilisable, tandis que celui en PET doit son impact à l'eau de refroidissement sur cette catégorie.</p> <p><b>Les résultats de l'étude sont à considérer avec précaution du fait de la non prise en compte de l'étape de lavage dans le périmètre.</b></p> <p>Sur l'oxydation photochimique, la brique alimentaire a les impacts les plus faibles, sauf pour la section jus de fruits et nectars. Les étapes les plus contributrices sont</p>	Jus et nectars	Lait UHT	Lait frais	Brique carton << Emb. verre << Emb. PET	Brique carton << Emb. PET	Brique carton << Emb. verre << Emb. PET	Jus et nectars	Lait UHT	Lait frais	Emb. PET ~ Emb. verre réutilisable << Brique carton	Emb. PET << Brique carton	Emb. PET ~ Emb. verre réutilisable << Brique carton
Jus et nectars	Lait UHT	Lait frais											
Brique carton << Emb. verre << Emb. PET	Brique carton << Emb. PET	Brique carton << Emb. verre << Emb. PET											
Jus et nectars	Lait UHT	Lait frais											
Emb. PET ~ Emb. verre réutilisable << Brique carton	Emb. PET << Brique carton	Emb. PET ~ Emb. verre réutilisable << Brique carton											

la production de carton et des emballages de transport pour la brique alimentaire, la production de PET pour l'emballage en PET, et l'étape de distribution pour l'emballage en verre réutilisable.

Jus et nectars	Lait UHT	Lait frais
Brique carton 1,5 L ~ Emb. verre réutilisable ~ Emb. PET 1,5 L << Brique carton 1 L	Brique carton << Emb. PET	Brique carton << Emb. verre réutilisable ~ Emb. PET

Sur l'eutrophisation, la brique alimentaire présente dans la majorité des cas les impacts les plus faibles : tous segments confondus dans le cas de l'eutrophisation terrestre, et uniquement pour le lait UHT pour l'eutrophisation aquatique. Les étapes les plus contributrices sont la production de carton et de la barrière aluminium pour la brique alimentaire, la production de PET pour l'emballage en PET, et l'étape de distribution et la production des étiquettes et du bouchon pour l'emballage en verre réutilisable sur l'eutrophisation terrestre et aquatique respectivement.

Sur l'acidification, la brique alimentaire a les impacts les plus faibles, sauf pour la section jus de fruits et nectars (pour laquelle le format de la brique alimentaire est un paramètre influent). Les étapes les plus contributrices sont la production de carton et de la barrière aluminium pour la brique alimentaire, la production de PET pour l'emballage en PET, et l'étape de distribution pour l'emballage en verre réutilisable.

Jus et nectars	Lait UHT	Lait frais
Brique carton 1,5 L ~ Emb. verre réutilisable << Brique carton 1 L ~ Emb. PET 1,5 L << Emb. PET 1 L	Brique carton << Emb. PET	Brique carton << Emb. verre réutilisable << Emb. PET

Les résultats sont similaires pour l'émission de particules.

Sur la toxicité humaine et l'écotoxicité, la comparaison diffère selon le segment, le format de l'emballage (PET ou brique alimentaire), et les catégories midpoint considérées. Les étapes les plus contributrices sont la production de la barrière aluminium pour la brique alimentaire, la production de PET pour l'emballage en PET, et la production du bouchon (en aluminium ou en fer blanc) pour l'emballage en verre réutilisable.

### Résultats de l'analyse de sensibilité

Les paramètres suivants ont été testés selon une analyse de sensibilité, et leur influence sur les résultats n'était pas significative :

- Répartition des bénéfices du recyclage 0 :100
- Distance de distribution (Jus et nectars : usage unique : 528 km, réutilisable : 926 km ; Lait UHT : usage unique : 445 km ; Lait frais : usage unique : 504 km, réutilisable : 789 km)
- Pas de PA dans les emballages PET pour jus et nectars
- Taux d'incorporation de PET recyclé pour les emballages de jus et nectars
- Nombre de cycle de réutilisation : +/- 22 pour les emballages en verre réutilisables de jus et nectar, et +/- 8 pour les emballages en verre réutilisables de lait frais
- Évaluation de l'impact relatif à l'oxydation photochimique avec prise en compte de certaines réactions supplémentaires selon l'indicateur Nitrogen Maximum Incremental Reactivity, qui ne sont pas prise en compte par l'indicateur Maximum Incremental Reactivity.

Résultats de l'analyse d'incertitude

Pas d'analyse d'incertitude, l'étude considère 10 % d'écart d'impact pour qu'une comparaison soit considérée comme significative.

**Fiche 3: Emballages industriels : évaluation environnementale, économique et sociale de l'intérêt comparée entre réutilisation et usage unique – Emballages consignés en cafés, hôtels et restaurants**

**Principales caractéristiques du document**

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	ADEME / RDC environnement		
<b>Année</b>	2010	<b>Zone géographique visée</b>	France
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) décrire avec précision chaque système d'emballage (usage unique ou réutilisation) pour chacun des segments. En particulier, bien identifier les points communs et les différences tout au long de la chaîne logistique ;</li> <li>2) aider à définir les points d'attention à analyser préalablement à tout choix de système d'emballages ;</li> <li>3) choisir les systèmes qui seront étudiés en éliminant, le cas échéant, les systèmes techniquement non viables.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond aux deux objectifs suivants : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés » et « Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable ».</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	<p>L'étude porte sur les différents types d'emballages existants sur le marché pour la livraison de boissons aux Cafés, Hôtels et Restaurants (CHR). Il y a deux systèmes d'approvisionnement possibles :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Trajet de 400 km conditionneur – entrepositaire en camion 24 t puis un camion 6 t fait la tournée des CHR (0-120 km) ;</li> <li>- Trajet de 400 km conditionneur – « cash and carry » en camion 24 t puis le cafetier vient se fournir au « cash and carry » en camionnette (5-50 km).</li> </ul>		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Contenants pour la restauration Emballages primaire, secondaire et tertiaire		
<b>Matériaux couverts</b>	Verre, acier, plastique (PET)		
<b>Comparaison n°1 : Boissons vendues en bouteilles</b>			
<b>Description</b>	<p>Bière : Bouteille verre consignée de 33 cL (en moyenne 9,2 utilisations ; taux de retour moyen à 92 %), Bouteille verre à usage unique de 33 cL          Jus : Bouteille verre consignée ou à usage unique, de 25 cL          Soft : Bouteille verre consignée de 33 cL, Bouteille PET à usage unique de 50 cL          Eau : Bouteille verre consignée ou à usage unique de 50 cL, Bouteille PET à usage unique de 50 cL</p>		
<b>Comparaison n°2 : bière distribuée en fûts</b>			

<b>Description</b>	Fût acier consigné de 20 L ou 30 L (en moyenne 53,5 utilisations ; taux de retour moyen à 99 %) Fût PET (et carton) à usage unique de 20 L ou 30 L
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	La mise à disposition de 1000 L de boissons via le réseau des cafés hôtels et restaurants en France (depuis la production de la boisson jusqu'au lieu de consommation)
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Changement climatique ; Acidification de l'atmosphère ; Eutrophisation de l'eau et de l'air ; Déplétion de la couche d'ozone ; Déplétion des ressources minérales ; Consommation d'eau ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable ; Production de déchet mis en décharge</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon les méthodes suivantes : GIEC (2007) ; CML (2004) ; CML (2004) ; CML (1998) ; Eco-Indicator 99 (2001) ; méthode de flux ; Buwal (1996) ; méthode de flux</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte :</b> production et transport des matériaux d'emballage primaire ; fabrication et transport de l'emballage primaire, des bouchons, des étiquettes, des emballages secondaires et tertiaires ; remplissage, lavage ; distribution ; retour des emballages réutilisables vides à l'embouteilleur ; traitement en fin de vie de l'emballage primaire, des bouchons, des étiquettes, des emballages secondaires et tertiaires.</p> <p><b>Exclusion :</b> consommations des usines pour le chauffage, l'éclairage et la sanitation des équipements etc. ; colle des étiquettes et production des colorants ; emballages de transport des matières de conditionnement de la bouteille (bouchons, étiquettes, etc.) ; éclairage, chauffage des différents lieux de vente ; refroidissement des boissons sur le lieu de vente ; pollutions accidentelles.</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Nombre d'utilisations (bouteille verre réutilisable) Masse de l'emballage primaire (bouteilles verre réutilisable et à usage unique, bouteille PET, fût en PET) Masse des bouchons et/ou films d'emballage (bouteille verre à usage unique, bouteille PET, fût en acier) Distance du conditionneur à l'entrepôt intermédiaire (tous emballages), et de l'entrepôt intermédiaire au lieu de consommation (fûts en acier et PET) Moyen de transport (verre réutilisable, bouteille en PET, fûts en acier et PET) Utilisation de palettes (fût en acier) Taux de collecte sélective (bouteilles verre réutilisable et à usage unique, et bouteille PET) Taux de recyclage du carton (fût en PET) Taux d'incorporation de PET recyclé (fût en PET)</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p><b>Comparaison des résultats entre bouteilles</b>, tous types de boissons confondus : Pour l'ensemble des indicateurs d'impact considérés, le conditionnement en bouteilles en verre consignées pour les CHR génère des impacts environnementaux inférieurs à ceux d'un conditionnement en bouteille en verre à usage unique. Ce résultat est valable pour les différents produits concernés (bière, jus, eau).</p> <p>Les résultats de la comparaison entre bouteilles en verre consignées et en PET à usage unique, quel que soit le produit concerné (boisson soft, eau), varient selon les paramètres choisis. Pour l'indicateur Changement climatique, il s'agit des suivants (par ordre d'importance décroissant) : distance d'approche, nombre d'utilisation des bouteilles en verre, moyen de transport considéré, taux de collecte sélective de la bouteille PET en fin de vie et masse des bouteilles PET.</p> <p>Ainsi, la bouteille PET légère (eau) triée sélectivement (à 100%) est une meilleure alternative en comparaison à la bouteille en verre réutilisable, quels que soient la</p>

distance et le mode de transport des emballages. Il en est de même à partir de 700 km parcourus en camion, quelle que soit la bouteille PET considérée (eau ou soft, triée sélectivement ou non). A l'inverse, pour des distances de transport en camion inférieures à 400 km, et en comparaison à une bouteille PET non triée sélectivement, la bouteille en verre consignée est la meilleure alternative. La figure présentée en annexe montre les résultats détaillés de la comparaison entre bouteille en verre consignée et bouteille en PET (triée ou non, légère ou lourde).

#### Comparaison des résultats entre fûts :

La pertinence comparée entre fûts en acier réutilisables et fûts en PET à usage unique (considérés uniquement pour de la bière) dépend de trois paramètres (par ordre d'importance décroissant) : distance d'approche, moyen de transport considéré, et masse de PET dans les fûts à usage unique.

Ainsi, avec un transport en train, le fût en acier réutilisable est la meilleure alternative (sur le changement climatique, l'eutrophisation et l'acidification). Plus spécifiquement sur le changement climatique, et lorsque le transport est effectué par camion : le fût en acier réutilisable présente toujours de plus faibles impacts que le fût en PET grand format ; et si la distance est inférieure à 400 km, par rapport au fût en PET petit format. La figure présentée en annexe montre les résultats détaillés de la comparaison entre fûts en acier réutilisables et fûts en PET à usage unique (selon les deux volumes).

#### Impacts environnementaux par phase

Bouteille en verre réutilisable : la production de l'emballage principal contribue à environ 35 % des impacts sur les catégories CC, acidification et eutrophisation (plus de 80 % des impacts dans le cas de la bouteille en verre à usage unique). Les phases de transport contribuent aussi significativement à ces trois catégories d'impact (30 à 40 %). La fin de vie par recyclage des bouteilles permet d'éviter des impacts (substitution à des matières vierges). En cumulé, les étapes spécifiques à la réutilisation représentent 30 à 40 % des impacts totaux sur ces mêmes catégories.

Bouteille en PET à usage unique : la production de l'emballage principal et les phases de transport contribuent respectivement à 60 % et 20 % environ des impacts sur les catégories CC et acidification. Les impacts associés à la fin de vie des bouteilles ne sont pas négligeables, en raison d'un faible taux de collecte sélective (30 %). La fin de vie contribue en particulier aux impacts sur l'eutrophisation (émissions d'ammonium lors de la mise en décharge des flux non collectés).

Fût en acier réutilisable : le transport contribue à plus de 50 % des impacts sur les catégories CC, acidification et eutrophisation. La production a un impact réduit (10 à 30 %) qui s'explique par le taux élevé de réutilisation du fût. En cumulé, les étapes liées à la réutilisation représentent 20 à 30 % des impacts sur ces mêmes catégories.

Fût en PET à usage unique : la production de l'emballage principal contribue de 40 à 50 % des impacts sur les catégories CC et acidification. La fin de vie et le transport sont également des contributeurs importants, les fûts étant considérés non recyclés dans le scénario de base. La fin de vie impacte tout particulièrement l'eutrophisation à cause de la mise en décharge.

### Analyse critique

#### Conclusions et discussions de l'auteur

Les catégories d'impacts relatives à déplétion de la couche d'ozone (manque de robustesse), déplétion des ressources minérales (peu impactant d'après la normalisation), déplétion des ressources en eau (manque de robustesse) et consommation d'énergie primaire non renouvelable (résultats très proches de CC) sont exclues.

Influence des choix de système :

- Le transport par fret est un des paramètres les plus influents et rend les emballages réutilisables plus compétitifs ;
- La collecte sélective et le respect des gestes de tri permettent une réduction importante des impacts des emballages à usage unique.

Influence des choix méthodologiques :

	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Le choix de modéliser le mix énergétique avec une approche conséquentielle par rapport à un mix énergétique national influence peu les résultats de l'évaluation ;</li> <li>- Les choix d'allocation des impacts du recyclage peuvent modifier les résultats de la comparaison, par exemple dans le cas des fûts en PET.</li> </ul>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>L'identification des paramètres clés est un point particulièrement intéressant de l'étude.</p> <p>Par ailleurs, la comparaison entre emballages, pour différents produits (bière, jus, soft, eau) permet de dégager des tendances dans les résultats de la comparaison.</p> <p>Les emballages considérés sont représentatifs du marché français. Par ailleurs, la représentativité des données est évaluée comme bonne (hormis la mise en décharge, mais dont l'influence sur les résultats reste négligeable, et en particulier ne modifie pas les comparaisons). Les données relatives à la fin de vie, comme le taux de collecte et celui de recyclage sont représentatives du marché français en 2010 ; le taux de collecte sélective des bouteilles PET en CHR est <i>a priori</i> plus élevé aujourd'hui.</p> <p>À noter que cette étude est l'une des seules parmi celles couvrant les bouteilles en verre réutilisables qui modélise les derniers kilomètres parcourus lors de l'étape de distribution (et qui peut générer des impacts plus importants, du fait de l'utilisation de camions plus petits et requérant davantage de carburant pour une tonne.km), par exemple ici dans le cadre d'un circuit de livraison entre l'entrepôt et les différents CHR. Dans la publication, ce transport représente entre un quart et un tiers des impacts de l'ensemble des phases de transport, alors que les distances concernées ont un ordre de grandeur en moins.</p> <p>À noter que la publication utilise une approche conséquentielle sur certains aspects méthodologiques (production d'électricité, bénéfices du recyclage et modélisation du bois), peu fréquente dans les études analysées jusque-là et qui peut avoir une influence importante sur les résultats. Cela signifie que les impacts des scénarios ont été étudiés au-delà des frontières du système, par exemple dans le cadre de l'approvisionnement électrique. Dans cette étude, les impacts sur les moyens de production d'électricité sont inexistant.</p>

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Fabrication des emballages, conditionnement, distribution, utilisation : données collectées auprès des professionnels</p> <p><b>Secondaires</b> Production de plastique : PlasticsEurope (avant 2010) Autres étapes : base de données RDC,ecoinvent</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>La collecte de données s'est faite par processus itératif, avec une première analyse avec des données génériques, afin de déterminer les données à fort impact, pour lesquels la robustesse a ensuite été améliorée.</p> <p>Seule la mise en décharge est notée comme peu représentative.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche conséquentielle pour la production d'électricité, les bénéfices du recyclage et la modélisation des ressources de bois L'approche attributionnelle pour la production d'électricité est utilisée en analyse de sensibilité. Modélisation des impacts liés au recyclage :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- allocation 50 : 50 pour le plastique et le papier/carton</li> <li>- méthode de stocks (allocation 100 : 0) avec 100 % de recyclage en boucle fermée pour l'acier et une valorisation matière en boucle fermée pour le verre et le bois, avec et sans contrainte de marché.</li> </ul> <p>Tous les flux de carbone biogénique sont pris en compte (captation et émission).</p>

La réutilisation est modélisée en fonction de la durée de vie du parc, du nombre de rotations par an et du taux de retour des emballages réutilisables.

### Hypothèses

En l'absence d'information sur le profil de consommation électrique, le mix électrique national est utilisé.

Les emballages mis en décharge stockent du carbone s'ils ne peuvent être dégradés.

## Précisions sur les résultats et comparaison

Résultats détaillés de la comparaison entre bouteille en verre consignée et bouteille en PET (triée ou non, légère ou lourde), selon la distance de transport :

	Bouteille PET triée sélectivement (à 100%)		Bouteille PET non triée sélectivement	
	Bouteille PET légère (type « eau »)	Bouteille PET lourde (type « softs »)	Bouteille PET légère (type « eau »)	Bouteille PET lourde (type « softs »)
Transport d'approche camion				
0 à 200 km	■	■	■	■
200 à 400 km	■	■	■	■
400 à 700 km	■	■	■	■
>700 km	■	■	■	■
Transport d'approche train				
0 à 1200 km	■	■	■	■

■ Situation où la bouteille en PET est la meilleure alternative  
■ Situation peu discriminante  
■ Situation où la bouteille en verre réutilisable est la meilleure alternative

Résultats de l'étude

Résultats détaillés de la comparaison entre fûts en acier réutilisables et fûts en PET à usage unique (selon deux volumes), selon la distance de transport :

	Effet de serre		Eutrophisation		Acidification	
	PET 300g	PET 700g	PET 300g	PET 700g	PET 300g	PET 700g
Transport d'approche camion						
0 à 200 km	■	■	■	■	■	■
200 à 400 km	■	■	■	■	■	■
400 à 600 km	■	■	■	■	■	■
600 à 800 km	■	■	■	■	■	■
>800 km	■	■	■	■	■	■
Transport d'approche train						
0 à 1000 km	■	■	■	■	■	■

■ Situation où le fût en PET à usage unique est la meilleure alternative  
■ Situation peu discriminante  
■ Situation où le fût en acier réutilisable est la meilleure alternative

Résultats de l'analyse de sensibilité

Modélisation des impacts liés au recyclage pour le fût en PET avec une allocation 0 : 100 : le fût en acier est favorable pour des distances inférieures à 300 km (au lieu de 400 km dans le scénario de base).

Modélisation des impacts liés au recyclage pour le fût en PET avec la méthode de stocks : le fût en acier est favorable pour des distances inférieures à 150 km (au lieu de 400 km dans le scénario de base).

Fût en PET sans suremballage en carton : les impacts du fût en PET sont fortement réduits pour la catégorie Eutrophisation, mais pas pour la catégorie Production de déchets.

Résultats de l'analyse d'incertitude

Tous les résultats sont présentés via RangeLCA, avec des nuages de points représentant l'incertitude des données d'entrée.

## Fiche 4: Mise à jour d'une analyse du cycle de vie de contenants de bière au Québec

### Principales caractéristiques du document

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	Recyc-Québec / CIRAIG		
<b>Année</b>	2015	<b>Zone géographique visée</b>	Canada
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Mettre à jour la précédente étude datée de 2010 à partir de données plus récentes sur les contenants à remplissage unique ou multiple (CRU ou CRM), prenant en compte certaines des recommandations de la première étude sur l'amélioration de la qualité des données.</li> <li>2) Comparer le profil environnemental des systèmes définis par le cycle de vie complet des différents contenants de bière, et identifier les alternatives qui présentent des impacts environnementaux moindres ;</li> <li>3) Effectuer une analyse simplifiée des principaux contributeurs et identifier les paramètres clés de modélisation des systèmes ;</li> <li>4) Fournir une évaluation de l'influence de certaines variables clés ou caractéristiques, en particulier le nombre de réutilisations des CRM.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond aux objectifs suivants : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés » et « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau »</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	Contenants de bière mis sur le marché au Québec (variables par leur composition et/ou volume et/ou masse), avec différents scénarios d'approvisionnement de l'emballage (approvisionnement depuis le Québec, Mexique, Pays-Bas, Belgique, Amérique du Nord ou l'Ontario).		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers : bouteille de bière Emballages Primaire/secondaire/tertiaire		
<b>Matériaux couverts</b>	Verre, aluminium, PET		
<b>Description</b>	Les différents emballages étudiés sont : la bouteille en verre réutilisable (CRM), la bouteille en verre à usage unique (CRU verre), la canette en aluminium à usage unique (CRU canette aluminium), la bouteille en aluminium à usage unique (CRU bouteille aluminium) et la bouteille en PET à usage unique (CRU PET).		
<b>Points clés de méthodologie</b>			
<b>Unité fonctionnelle</b>	Mettre à disposition du consommateur 341 mL de bière emballée et protégée pendant 6 mois minimum dans des contenants ne dépassant pas 450 mL, au Québec, en 2013.		
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories (endpoint et midpoint associées)</b></p> <p><i>Santé humaine</i> : Toxicité humaine (cancérogène, non-cancérogène) ; Effets respiratoires ; Radiations ionisantes ; Détérioration de la couche d'ozone ; Oxydation photochimique</p> <p><i>Qualité des écosystèmes</i> : Écotoxicité aquatique ; Écotoxicité terrestre ; Acidification aquatique ; Eutrophisation aquatique ; Acidification terrestre ; Occupation des terres</p> <p><i>Ressources</i> : Énergie non-renouvelable ; Extraction minière</p> <p><i>Réchauffement global</i> : Changement climatique (CC)</p> <p><b>Méthodologie</b></p>		

	Résultats du LCIA calculés selon la méthode IMPACT 2002+ v2.15, sauf CC caractérisé par le rapport 5 du GIEC (2013).
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : étapes en amont de la production ; production ; conditionnement ; distribution ; fin de vie</p> <p><b>Exclusion</b> : production des étiquettes (faible contribution et manque de données) ; production de la bière (indépendant de l'emballage) ; pasteurisation (indépendant de l'emballage) ; manutention et stockage lors de la distribution (différence négligeable, voire indépendant de l'emballage) ; utilisation (différence négligeable, voire indépendant de l'emballage) ; procédé de mélange du PET avec le nylon et le cobalt avant la production de l'emballage en PET (manque de données) ; transport des bouteilles pleines (imputation de ces impacts entièrement sur la bière, qui est l'objet du transport)</p> <p>Pas de critère d'exclusion appliqué, toutes les données disponibles ont été utilisées.</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Emballages à usage unique : Production des emballages primaires, et des emballages secondaires et tertiaires dans une moindre mesure</p> <p>Bouteille en verre à usage multiple : Production des emballages secondaires et tertiaires, puis le procédé de nettoyage, et la production des emballages primaire et du système de fermeture</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>Les résultats sont fournis en valeur absolue, et ramenés à ceux de l'emballage CRM (verre réutilisable), qui correspond à l'emballage le plus couramment utilisé dans les frontières du système. Les impacts associés à la canette en aluminium (CRU aluminium) dépendent fortement de la provenance du produit (Québec vs. autres provenances).</p> <p>Sur les catégories endpoint, les impacts associés aux bouteilles en verre réutilisable et aux canettes à usage unique en aluminium produite au Québec sont les plus faibles, suivis par ceux des autres canettes à usage unique en aluminium. En comparaison, les bouteilles à usage unique en PET et en verre sont les moins vertueux.</p> <p>La bouteille en aluminium présente un scénario prospectif, d'un poids supérieur à la canette en aluminium pour une capacité équivalente (autour de 350 mL). La différence d'impact entre ces deux emballages semble donc principalement liée à la différence de poids de l'emballage (impacts associés à la fabrication de l'aluminium), mais certains paramètres relatifs au transport diffèrent également et peuvent contribuer à la pertinence de la canette par rapport à la bouteille en aluminium (possibilité de transporter 50% en plus de canettes par rapport à des bouteilles).</p> <p>À noter que les résultats relatifs à la catégorie Qualité des écosystèmes ne permettent pas de comparaison entre les emballages, car les écarts d'impact ne sont pas significatifs.</p> <p>L'étape de production est la plus contributrice (73 à 85 %, selon les emballages considérés), sauf pour les emballages CRM (verre), pour lesquels le lavage et les emballages secondaires et tertiaire sont autant voire plus impactant que la production du contenant (emballage primaire), celle-ci étant en effet allouée entre les 15 utilisations.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Les analyses de sensibilité nuancent la différence de résultat entre les CRU PET et verre et les CRU aluminium (hors canette Québec).</p> <p>Plusieurs limites à l'interprétation des résultats sont mentionnées par l'auteur :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Faible robustesse de certaines données (donnée indisponible sur le taux de pertes des différents contenants, donnée sur l'étape de rinçage et remplissage pour tous emballages, et données sur les emballages de transport).</li> <li>- Utilisation d'une base de données européenne, malgré les adaptations réalisées pour refléter le cas Québec (mix énergétique).</li> </ul>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Manque de données sur les produits chimiques et le lavage des CRM (emballages réutilisables), sur les technologies barrières des bouteilles PET, sur les émissions de phosphore lors de la mise en forme des canettes.</li> </ul>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Bien qu'il s'agisse de l'étape du cycle de vie la plus contributrice, une grande partie des données de production proviennent de base de données, tandis que l'effort de collecte de données primaires était porté sur la phase de recyclage.</p> <p>Les emballages considérés sont représentatifs de ceux rencontrés sur le marché français. À noter que le taux de collecte des emballages usagés serait un paramètre potentiellement sensible dans le cas français, donc à étudier par exemple lors d'une analyse de sensibilité (pour refléter les habitudes des consommateurs).</p> <p>Certains résultats pourraient varier entre le cas français et celui québécois, notamment au vu des distances de transport. Cependant, ce paramètre n'est pas identifié comme clé dans la publication.</p> <p>À noter que dans cette étude, les emballages de transport ressortent comme des contributeurs importants aux impacts liés à l'utilisation d'emballages en verre réutilisables, ce qui n'est pas le cas des autres études analysées et couvrant ce même type d'emballage. Ainsi, la contribution des emballages de transport s'élève dans la présente étude à 41 % des impacts sur le changement climatique et 61 % sur la qualité des écosystèmes. Dans les autres études couvrant des emballages similaires, cela représente environ 10 %. Les emballages de transport décrits sont néanmoins très proches de ceux utilisés dans d'autres études.</p>

## Annexe

Précisions sur la description des systèmes																																																																																					
Périmètre de l'étude	<table border="1"> <thead> <tr> <th>No</th> <th>Contenant</th> <th>Volume (litre)</th> <th>Nombre de contenant/UF</th> <th>Masse (g)</th> <th>Masse de contenant (g)/UF</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1</td> <td>CRM Verre Québec</td> <td>0.341<sup>(2)</sup></td> <td>1.00</td> <td>275<sup>(2)</sup></td> <td>275</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>CRU Verre Québec</td> <td>0.341<sup>(3)</sup></td> <td>1.00</td> <td>230<sup>(3)</sup></td> <td>230</td> </tr> <tr> <td>2a</td> <td>CRU Verre Mexique</td> <td>0.330<sup>(2)</sup></td> <td>1.03</td> <td>216<sup>(1)</sup></td> <td>223.2</td> </tr> <tr> <td>2b</td> <td>CRU Verre Pays-Bas</td> <td>0.330<sup>(2)</sup></td> <td>1.03</td> <td>197<sup>(1)</sup></td> <td>203.6</td> </tr> <tr> <td>2c</td> <td>CRU Verre Belgique</td> <td>0.330<sup>(2)</sup></td> <td>1.03</td> <td>200<sup>(1)</sup></td> <td>206.7</td> </tr> <tr> <td>2d</td> <td>CRU Verre Am. Nord</td> <td>0.341<sup>(3)</sup></td> <td>1.00</td> <td>230<sup>(3)</sup></td> <td>230</td> </tr> <tr> <td>3</td> <td>CRU Alu Québec</td> <td>0.355<sup>(3)</sup></td> <td>0.96</td> <td>14.0<sup>(3)</sup></td> <td>13.4</td> </tr> <tr> <td>3a</td> <td>CRU Alu USA</td> <td>0.355<sup>(2)</sup></td> <td>0.96</td> <td>14.0<sup>(2)</sup></td> <td>13.4</td> </tr> <tr> <td>3b</td> <td>CRU Alu Ontario</td> <td>0.355<sup>(2)</sup></td> <td>0.96</td> <td>14.0<sup>(2)</sup></td> <td>13.4</td> </tr> <tr> <td>3c</td> <td>CRU Alu Mexique</td> <td>0.355<sup>(3)</sup></td> <td>0.96</td> <td>14.0<sup>(3)</sup></td> <td>13.4</td> </tr> <tr> <td>3d</td> <td>CRU Alu Pays-Bas</td> <td>0.330<sup>(3)</sup></td> <td>1.03</td> <td>16.0<sup>(3)</sup></td> <td>16.5</td> </tr> <tr> <td>4</td> <td>CRU Alu Québec (bouteille)</td> <td>0.341<sup>(3)</sup></td> <td>1.00</td> <td>43<sup>(3)</sup></td> <td>43</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>CRU PET Ontario</td> <td>0.341<sup>(3)</sup></td> <td>1.00</td> <td>27<sup>(3)</sup></td> <td>27</td> </tr> </tbody> </table>	No	Contenant	Volume (litre)	Nombre de contenant/UF	Masse (g)	Masse de contenant (g)/UF	1	CRM Verre Québec	0.341 <sup>(2)</sup>	1.00	275 <sup>(2)</sup>	275	2	CRU Verre Québec	0.341 <sup>(3)</sup>	1.00	230 <sup>(3)</sup>	230	2a	CRU Verre Mexique	0.330 <sup>(2)</sup>	1.03	216 <sup>(1)</sup>	223.2	2b	CRU Verre Pays-Bas	0.330 <sup>(2)</sup>	1.03	197 <sup>(1)</sup>	203.6	2c	CRU Verre Belgique	0.330 <sup>(2)</sup>	1.03	200 <sup>(1)</sup>	206.7	2d	CRU Verre Am. Nord	0.341 <sup>(3)</sup>	1.00	230 <sup>(3)</sup>	230	3	CRU Alu Québec	0.355 <sup>(3)</sup>	0.96	14.0 <sup>(3)</sup>	13.4	3a	CRU Alu USA	0.355 <sup>(2)</sup>	0.96	14.0 <sup>(2)</sup>	13.4	3b	CRU Alu Ontario	0.355 <sup>(2)</sup>	0.96	14.0 <sup>(2)</sup>	13.4	3c	CRU Alu Mexique	0.355 <sup>(3)</sup>	0.96	14.0 <sup>(3)</sup>	13.4	3d	CRU Alu Pays-Bas	0.330 <sup>(3)</sup>	1.03	16.0 <sup>(3)</sup>	16.5	4	CRU Alu Québec (bouteille)	0.341 <sup>(3)</sup>	1.00	43 <sup>(3)</sup>	43	5	CRU PET Ontario	0.341 <sup>(3)</sup>	1.00	27 <sup>(3)</sup>	27
	No	Contenant	Volume (litre)	Nombre de contenant/UF	Masse (g)	Masse de contenant (g)/UF																																																																															
	1	CRM Verre Québec	0.341 <sup>(2)</sup>	1.00	275 <sup>(2)</sup>	275																																																																															
	2	CRU Verre Québec	0.341 <sup>(3)</sup>	1.00	230 <sup>(3)</sup>	230																																																																															
	2a	CRU Verre Mexique	0.330 <sup>(2)</sup>	1.03	216 <sup>(1)</sup>	223.2																																																																															
	2b	CRU Verre Pays-Bas	0.330 <sup>(2)</sup>	1.03	197 <sup>(1)</sup>	203.6																																																																															
	2c	CRU Verre Belgique	0.330 <sup>(2)</sup>	1.03	200 <sup>(1)</sup>	206.7																																																																															
	2d	CRU Verre Am. Nord	0.341 <sup>(3)</sup>	1.00	230 <sup>(3)</sup>	230																																																																															
	3	CRU Alu Québec	0.355 <sup>(3)</sup>	0.96	14.0 <sup>(3)</sup>	13.4																																																																															
	3a	CRU Alu USA	0.355 <sup>(2)</sup>	0.96	14.0 <sup>(2)</sup>	13.4																																																																															
	3b	CRU Alu Ontario	0.355 <sup>(2)</sup>	0.96	14.0 <sup>(2)</sup>	13.4																																																																															
	3c	CRU Alu Mexique	0.355 <sup>(3)</sup>	0.96	14.0 <sup>(3)</sup>	13.4																																																																															
	3d	CRU Alu Pays-Bas	0.330 <sup>(3)</sup>	1.03	16.0 <sup>(3)</sup>	16.5																																																																															
	4	CRU Alu Québec (bouteille)	0.341 <sup>(3)</sup>	1.00	43 <sup>(3)</sup>	43																																																																															
	5	CRU PET Ontario	0.341 <sup>(3)</sup>	1.00	27 <sup>(3)</sup>	27																																																																															
Description	<p><b>CRM : Bouteille en verre à usage multiple.</b></p> <p>49% des contenants de bière mis sur le marché en 2013 dont la plus présente est la bouteille en verre brun de 341 mL. Nombre de cycle moyen (estimé par Recyc-Québec) : 15 cycles répartis sur 3 à 4 ans. Taux de récupération : 97,9 %. Taux de perte après lavage et tri : 4,57 % pour le cas de référence à 15 cycles, mais pour les scénarios tests à 5 et 20 cycles on en déduit des taux de pertes à 17,9 % et 2,9 % respectivement.</p> <p><b>CRU verre :</b></p> <p>Bouteille en verre à usage unique, avec 3 couleurs différentes associées aux trois provenances possibles (Mexique, Pays-Bas, Belgique, Canada hors Québec/États-Unis). 80 % de taux de retour des bouteilles de moins de 450 mL par la consigne publique sur les CRU en libre circulation au Québec.</p> <p><b>CRU canette aluminium : Canette en aluminium à usage unique.</b></p> <p>67 % de taux de retour des canettes de moins de 450 mL par la consigne publique sur les CRU en libre circulation au Québec. 80% des CRU, importées d'Ontario ou des États-Unis en réel les autres provenances sont simulées. Contiennent 70% d'aluminium recyclé.</p>																																																																																				

	<p><b>CRU bouteille aluminium : Bouteille en aluminium à usage unique.</b> Scénario hypothétique car les bouteilles n'existent qu'en format supérieur à 450 mL. Le taux de retour et le taux d'incorporation sont identiques au cas de la canette en aluminium.</p> <p><b>CRU PET : Bouteille en PET à usage unique.</b> Scénario hypothétique car faiblement représentés au Québec. 78 % de taux de retour des CRU PET par la consigne publique sur les CRU en libre circulation au Québec. PET monocouche avec un revêtement Poli Protect pour une meilleure conservation du produit. PET produit en Virginie, transformé en bouteille en Ontario</p>
<b>Précisions sur la méthodologie</b>	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Fin de vie : données mesurées par Recyc-Québec. Production des bouteilles d'aluminium basée sur le procédé d'Exal Corporation Lavage et stérilisation des CRM : BRQ 2015 Rinçage et remplissage : Brasseurs du Nord (2010) Transport des emballages réutilisables : Owens Illinois (2010b) (livraison des CRM vides), Brasseurs du Nord (2010a), Brasseurs du Nord (2010c) (distribution des CRM et collecte simultanée) Collecte des emballages à usage unique : BGE (2009), Exal (2010), Recycan (2010), Tomra (2010) Recyclage des emballages à usage unique : Unical (2010a, 2010b), 2M Ressources (2010 et 2015)</p> <p><b>Secondaires</b> Production des contenants en verre : ecoinvent 2.2 adapté aux frontières du système (four à impulsion électrique plutôt que fuel/gaz ; incorporation de calcin qui réduit la consommation énergétique ; adaptation des émissions de CO<sub>2</sub> au taux de calcin ; mix énergétique local). Production de l'aluminium et de l'aluminium secondaire : ecoinvent 2.2 adapté aux frontières du système selon les données International Aluminium Institute (2013). Revêtement interne de la canette d'aluminium : Aluminium Association 2010. Production du PET : par cohérence avec les autres modèles, ecoinvent 2.2 adapté aux frontières du système (mix énergétique local). Production de calcin : ecoinvent 2.2, en retirant la partie collecte et en adaptant au mix énergétique local. Production de laine de verre et de verre creux à partir de calcin : ecoinvent 2.2 adapté au cas nord-américain. Recyclage du PET : étude d'avril 2010 publiée par l'American Chemistry Council (ACC), l'Association of Postconsumer Plastic Recyclers (APR), la National Association for PET Container Resources (NAPCOR) et la PET Resin Association (PETRA)</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>La cohérence et la complétude des données ont été vérifiées pour correspondre au Québec en 2013. Les données dont la robustesse est la plus basse sont considérées comme suffisamment détaillées au vu de leur contribution aux impacts, ou ont fait l'objet d'une analyse de sensibilité.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des stocks (allocation 0:100). Modélisation des impacts pour les autres étapes du cycle de vie : allocation des impacts par masse pour le transport (entre le produit et l'emballage, puisque seul l'emballage est pris en compte dans les frontières du système).</p> <p><b>Hypothèses</b> Le nombre d'utilisations des CRM (verre) est estimé à 15. Les canettes vides sont palettisées en vrac pour la livraison chez le brasseur.</p>

Les bouteilles en PET ont le même niveau de recyclabilité qu'une bouteille PET classique, sans la couche barrière qui assure la bonne conservation du liquide. En l'absence de données, le taux de perte pendant la phase de remplissage est supposé indépendant du contenant.

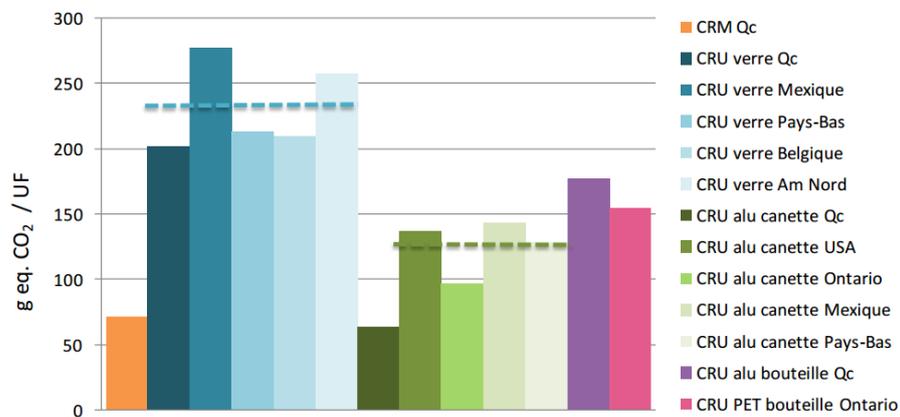
### Précisions sur les résultats et comparaison

Performances des différents emballages sur les catégories endpoint :

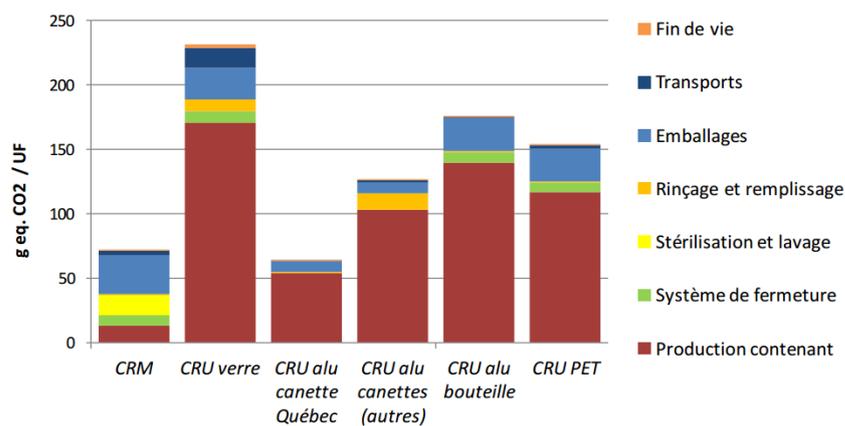
Domage	Unité	CRM	CRU verre (moyenne)	CRU alu canette (Québec)	Autres CRU alu canette (moyenne)	CRU aluminium bouteille	CRU PET
Changement climatique	g eq. CO <sub>2</sub> / UF	71	232	62	124	227	154
	Relatif	1.0	3.2	0.9	1.7	3.2	2.2
Ressources	MJ primaire/ UF	1.1	3.7	0.6	2.0	3.3	3.9
	Relatif	1.0	3.4	0.8	1.8	3.0	3.6
Santé humaine	E-07 DALY/ UF	0.5	2.6	0.6	1.2	2.2	2.0
	Relatif	1.0	5.1	1.3	2.3	4.4	3.9
Qualité des écosystèmes (*)	PDF*m <sup>2</sup> *an/ UF	0.02	0.06	0.04	0.05	0.09	0.04
	Relatif	1.0	2.4	1.8	2.0	3.7	1.6

(\*) Écarts trop faibles pour être jugés significatifs

Cas du CC, représentatif du classement global :



Cas du CC, représentatif des étapes les plus impactantes :



Compléments sur les résultats de la comparaison

Résultats de l'analyse de sensibilité

Nombre d'utilisation des CRM : tant que la réutilisation est d'au moins 5, les résultats de la comparaison ne sont pas modifiés.

Pertes de liquide lors du remplissage dépendantes du contenant : en cas de pertes de plus de 5% pour les emballages en verre, le CRM (verre) devient globalement moins vertueux que le CRU canette aluminium du Québec, alors que leurs impacts étaient quasiment équivalents.

Taux d'aluminium recyclé incorporé : si ce taux est réduit, les impacts du CRU canette en aluminium deviennent comparables à ceux du CRU PET ou verre (point de bascule autour d'un taux d'incorporation de 50%, à comparer à 70% dans le scénario de référence)

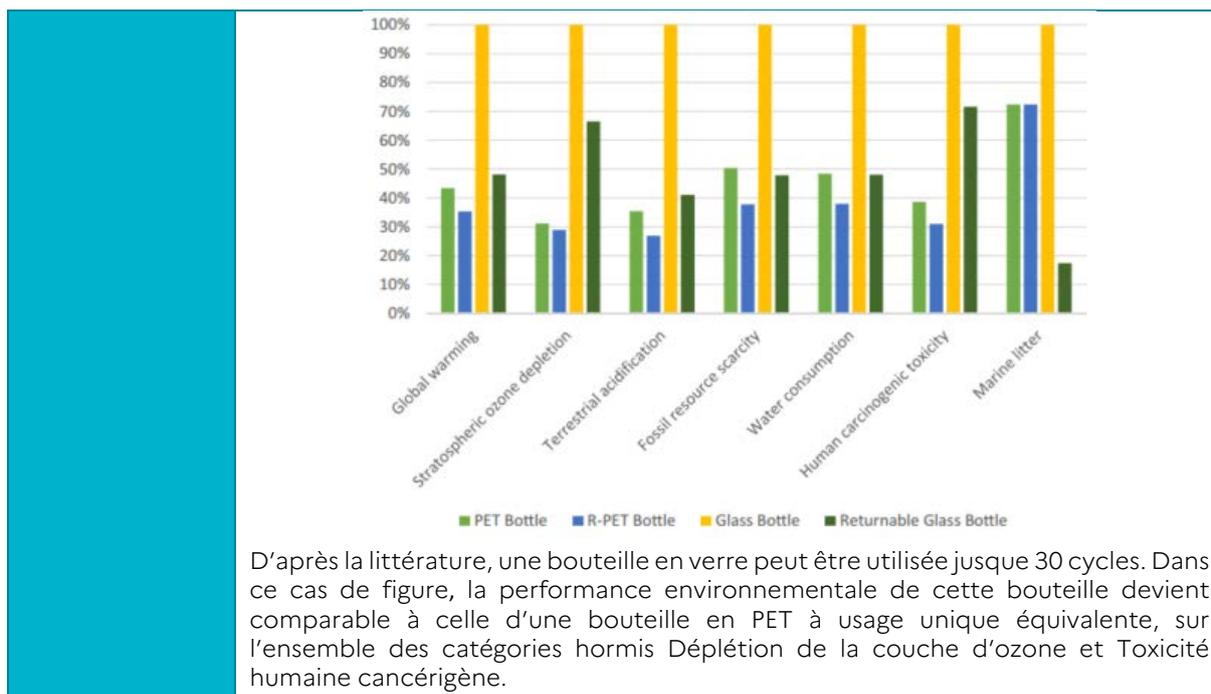
	<p>Allocation des bénéfices du recyclage par la méthode des impacts évités : l'écart entre le CRM (verre) et le CRU canette en aluminium du Québec est toujours trop faible pour les différencier ; les autres CRU en aluminium ont un écart significatif avec les CRU en verre.</p> <p>Méthode de caractérisation de impacts via IMPACT World + : la comparaison n'est pas modifiée, mais le CRM (verre) devient significativement plus vertueux que le CRU canette en aluminium du Québec.</p>
Résultats de l'analyse d'incertitude	<p>10 % pour Changement climatique et Ressources ;</p> <p>30 % pour Santé humaine (car pour tous les systèmes étudiés, cette catégorie est principalement dominée par la catégorie d'impact « effets respiratoires ») ;</p> <p>Un à deux ordres de grandeur (x10 à x100) pour Qualité des écosystèmes (car pour tous les systèmes étudiés, cette catégorie est dominée par l'« écotoxicité terrestre », l'« eutrophisation aquatique » et l'« utilisation des terres », catégories d'impact mal caractérisées dans les modèles actuels).</p> <p>L'analyse d'incertitude confirme la comparaison établie.</p>

### Fiche 5 : Plastic or glass: a new environmental assessment with a marine litter indicator for the comparison of pasteurized milk bottles

#### Principales caractéristiques du document

Auteurs	Stefanini, R. (University of Parma) ; Borghesi, G. ; Ronzana, A. ; Vignali, G.		
Année	2020	Zone géographique visée	Italie
Type de document	Article (Sustainability of Food Systems)	Revue critique	Non
Objectifs de l'étude	<p>L'objectif de l'étude est le suivant : évaluer et comparer l'impact environnemental de quatre solutions différentes pour conditionner 1 L de lait pasteurisé.</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond aux deux objectifs suivants : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés » et « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau ».</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
Périmètre de l'étude	L'étude compare différents emballages pour la distribution de lait en Italie.		
Type d'emballages couverts	Emballages ménagers Emballages primaire, secondaire et tertiaire		
Matériaux couverts	PET, verre		
Description	<p>Deux scénarios de bouteille en PET : PET vierge ou PET recyclé (22 g)</p> <p>Deux scénarios de bouteille en verre : à usage unique ou réutilisable (8 utilisations) (400 g)</p> <p>+ Bouchons en PEHD (2,68 g) et en acier (3,43 g), étiquette en PP (0,8 g) (identique pour tous les emballages)</p> <p>Les emballages tertiaires sont décrits en annexe.</p>		
<b>Points clés de méthodologie</b>			
Unité fonctionnelle	Un récipient pour 1 L de lait pasteurisé, tenant compte de la bouteille, du bouchon et de l'étiquette, ainsi que de toutes les activités et de tous les matériaux liés aux activités de conditionnement		
Catégories d'impact	Catégories		

	<p>Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Acidification terrestre ; Déplétion des ressources fossiles ; Consommation en eau ; Toxicité humaine (cancérogène) ; Production de déchets maritimes</p> <p><b>Méthodologie</b>  Résultats du LCIA calculés selon la méthode ReCiPe Midpoint Hierarchist, sauf pour les déchets maritimes, dont la méthode d'évaluation est proposée spécifiquement dans la publication. L'indicateur est calculé à partir des paramètres suivants : quantité d'emballages abandonnés, valeur de l'incitation pour le retour des emballages, poids de l'emballage et capacité de dégradation de l'emballage dans l'environnement. L'analyse de sensibilité fait varier l'importance de chaque paramètre dans le calcul de l'indicateur (scénario de référence : même importance)</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : transport des matières premières ; production des emballages (dont le soufflage de préformes pour le PET) ; stérilisation à la vapeur et décontamination au peroxyde d'hydrogène ; embouteillage (étiquette, bouchon, etc.) ; emballage ; distribution ; transport au centre de collecte (si réutilisable) ; transport au centre de conditionnement (si réutilisable) ; nettoyage (si réutilisable) ; fin de vie</p> <p><b>Exclusion</b> : production du lait (suivant l'EPD Product Category Rules) ; transport du produit vers le lieu d'utilisation et l'utilisation du produit (car le comportement des consommateurs est varié et difficile à modéliser) ; encres (non significatif)</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Masse des emballages  Taux de recyclage des emballages en fin de vie  Masse et matière des emballages de transport</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>La bouteille en verre à usage unique génère des impacts plus élevés que ceux des autres bouteilles considérées (bouteille en verre réutilisable, en PET à usage unique), sur toutes les catégories d'impact étudiées. À noter que sur la consommation d'eau, l'étude considère que la majorité de la consommation a lieu lors de la fabrication de la bouteille et de l'emballage tertiaire pour le transport (obtabin) – il n'est pas précisé si cet indicateur reflète la consommation nette ou brute d'eau, ni les incertitudes associées.</p> <p>La bouteille en verre réutilisable génère des impacts comparables ou plus élevés que ceux de la bouteille en PET (vierge ou recyclé) sur la majorité des catégories d'impact, néanmoins elle permet de réduire significativement les déchets maritimes générés en comparaison aux autres bouteilles (faible nombre de bouteilles en circulation et système de consigne).</p> <p>La production est l'étape la plus contributrice aux différentes catégories d'impact, quel que soit la bouteille considérée. Dans le cas des bouteilles en verre, les impacts s'expliquent par la consommation énergétique nécessaire à la fusion du verre. Même dans le cas d'une bouteille en verre réutilisée huit fois, la production du verre est plus impactante que la production de la bouteille plastique.</p> <p>La comparaison sur l'étape de transport est aussi en faveur de l'emballage en plastique, car ils sont légers et peuvent être transportés de façon compacte dans les octabins, contrairement aux emballages en verre, à la fois plus lourds et volumineux.</p> <p>Les principaux résultats sont présentés dans la figure ci-dessous :</p>



D'après la littérature, une bouteille en verre peut être utilisée jusqu'à 30 cycles. Dans ce cas de figure, la performance environnementale de cette bouteille devient comparable à celle d'une bouteille en PET à usage unique équivalente, sur l'ensemble des catégories hormis Déplétion de la couche d'ozone et Toxicité humaine cancérogène.

### Analyse critique

**Conclusions et discussions de l'auteur**

Les auteurs concluent que la solution n'est pas tant d'aller vers le verre que d'améliorer la collecte des déchets et le recyclage, et la réutilisation de ces déchets. En particulier, l'utilisation d'emballages à base de plastique recyclé réduit les impacts sur la majorité des catégories considérées (sauf les déchets maritimes). La meilleure solution serait d'opter pour des emballages en PET recyclé et d'investir dans le recyclage du PET pour assurer leur collecte et éviter l'abandon de ces emballages dans la nature.

**Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires**

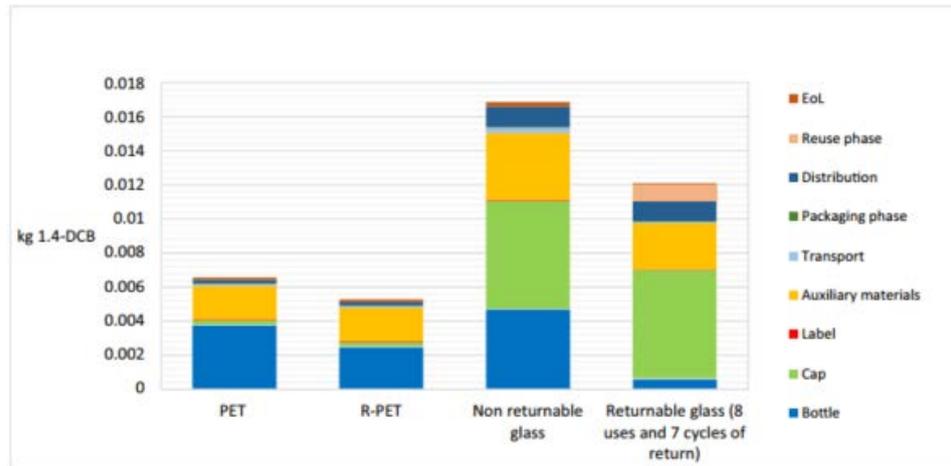
L'étude propose un indicateur d'évaluation des déchets maritimes engendrés par différentes bouteilles, qui apporte un nouvel axe de comparaison entre celle en PET et celle en verre. À noter cependant qu'il ne semble pas prendre en compte la nocivité potentielle associée à la dégradation de la bouteille plastique pour l'environnement et la biodiversité marine en particulier (microparticules de plastiques générées par la dégradation des bouteilles en PET, à comparer au caractère inerte du verre). Les bouteilles étudiées sont représentatives du marché français, ainsi que les données de traitement en fin de vie utilisées. À noter que les résultats relatifs au transport retour des bouteilles réutilisables et au lavage sont regroupés au sein de la phase « réutilisation », ce qui ne permet pas d'analyser la contribution de ces deux étapes (et de les comparer aux résultats issus d'autres études portant sur des emballages similaires).

## Annexe

Précisions sur la description des systèmes	
<b>Description</b>	<p><b>Précisions sur les emballages tertiaires :</b></p> <p>Les emballages en PET sont transportés dans des octabins (emballage carton octogonal) contenant au maximum 9570 préformes. Les emballages en verre sont transportés par 704 unités sur des palettes en bois entourées d'un film PEBD et séparés par 4 intercalaires en PP.</p>
Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b></p> <p>Caractérisation des emballages primaires, secondaires et tertiaires, consommation énergétique, distances de transport : données collectées auprès de 4 industriels</p>

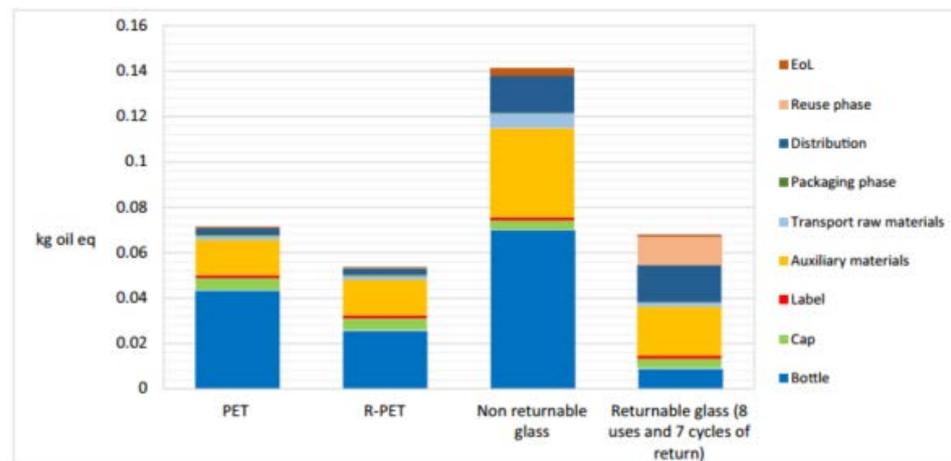
	<p>Nettoyage des bouteilles en verre réutilisable : données collectées auprès d'un nettoyeur industriel</p> <p><b>Secondaires</b></p> <p>Recyclage, incinération avec valorisation énergétique et mise en décharge : Rapports de Développement durable de consortiums italiens</p> <p>Autres étapes : ecoinvent 3.5</p>																																																							
<p><b>Représentativité des données</b></p>	<p>Non précisée, mais une grande partie des données provient de sources primaires d'industriels italiens, donc <i>a priori</i> la représentativité est correcte.</p>																																																							
<p><b>Choix méthodologiques</b></p>	<p><b>Méthodologie</b></p> <p>Approche <i>a priori</i> attributionnelle</p> <p>Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode non précisée.</p> <p><b>Hypothèses</b></p> <p>L'acier des bouchons vient d'Allemagne et le bouchon est produit en Italie, ainsi que les étiquettes et les octabins.</p> <p>Les transports de l'usine au centre de distribution sont effectués en camion réfrigérés EURO5 7,5-16 tonnes, avec une distance de 198 ou 375 km selon si l'on considère l'usine au Nord ou au Sud de l'Italie. Les transports du centre de distribution au site de vente sont effectués en camion réfrigérés EURO5 3,5-7,5 tonnes avec une distance de 45 km.</p> <p>Les palettes sont retournées à une plateforme de distribution à 50 km de distance. Le transport du site de collecte municipale au site de recyclage est effectué par des camions EURO5 16-32 tonnes avec une distance moyenne de 100 km.</p>																																																							
<p><b>Précisions sur les résultats et comparaison</b></p>																																																								
<p><b>Compléments sur les résultats</b></p>	<p><b>Changement climatique</b></p> <p>La bouteille en verre à usage unique génère un impact plus élevé que les autres bouteilles, notamment à cause de la production (fortement consommatrice d'énergie), des emballages auxiliaires (secondaires et tertiaires – des protections étant requises) et de la distribution (poids plus élevé que celui des emballages PET). La bouteille en verre réutilisable a un impact plus faible, légèrement plus élevé que les bouteilles en PET grâce à la répartition des impacts de la production sur 8 utilisations, néanmoins la phase de réutilisation contribue aussi aux impacts. La bouteille en PET vierge et celle en PET recyclé ont des contributions similaires, mais les « bénéfiques » associés au recyclage du PET permettent de réduire l'impact de l'emballage en PET recyclé.</p> <div data-bbox="432 1339 1385 1765" style="text-align: center;"> <table border="1"> <caption>Approximate GWP 100a (kg CO<sub>2</sub>,eq) values from the chart</caption> <thead> <tr> <th>Category</th> <th>PET</th> <th>R-PET</th> <th>Non returnable glass</th> <th>Returnable glass (8 uses and 7 cycles of return)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Bottle</td> <td>0.08</td> <td>0.05</td> <td>0.23</td> <td>0.03</td> </tr> <tr> <td>Cap</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> </tr> <tr> <td>Label</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> </tr> <tr> <td>Auxiliary materials</td> <td>0.04</td> <td>0.04</td> <td>0.04</td> <td>0.04</td> </tr> <tr> <td>Transport raw materials</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> </tr> <tr> <td>Packaging phase</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> </tr> <tr> <td>Distribution</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> </tr> <tr> <td>Reuse phase</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> </tr> <tr> <td>EoL</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> <td>0.01</td> </tr> <tr> <td><b>Total</b></td> <td><b>0.18</b></td> <td><b>0.15</b></td> <td><b>0.43</b></td> <td><b>0.21</b></td> </tr> </tbody> </table> </div> <p>Les résultats sont similaires pour la déplétion de la couche d'ozone et l'acidification terrestre.</p> <p><b>Toxicité humaine cancérigène</b></p> <p>La bouteille en verre à usage unique génère un impact plus élevé que les autres bouteilles, notamment à cause du bouchon en acier, des matériaux auxiliaires et de la phase de production.</p>	Category	PET	R-PET	Non returnable glass	Returnable glass (8 uses and 7 cycles of return)	Bottle	0.08	0.05	0.23	0.03	Cap	0.01	0.01	0.01	0.01	Label	0.01	0.01	0.01	0.01	Auxiliary materials	0.04	0.04	0.04	0.04	Transport raw materials	0.01	0.01	0.01	0.01	Packaging phase	0.01	0.01	0.01	0.01	Distribution	0.01	0.01	0.01	0.01	Reuse phase	0.01	0.01	0.01	0.01	EoL	0.01	0.01	0.01	0.01	<b>Total</b>	<b>0.18</b>	<b>0.15</b>	<b>0.43</b>	<b>0.21</b>
Category	PET	R-PET	Non returnable glass	Returnable glass (8 uses and 7 cycles of return)																																																				
Bottle	0.08	0.05	0.23	0.03																																																				
Cap	0.01	0.01	0.01	0.01																																																				
Label	0.01	0.01	0.01	0.01																																																				
Auxiliary materials	0.04	0.04	0.04	0.04																																																				
Transport raw materials	0.01	0.01	0.01	0.01																																																				
Packaging phase	0.01	0.01	0.01	0.01																																																				
Distribution	0.01	0.01	0.01	0.01																																																				
Reuse phase	0.01	0.01	0.01	0.01																																																				
EoL	0.01	0.01	0.01	0.01																																																				
<b>Total</b>	<b>0.18</b>	<b>0.15</b>	<b>0.43</b>	<b>0.21</b>																																																				

Les bouteilles en PET vierge et PET recyclé auraient un impact supérieur à la bouteille en verre réutilisable à poids équivalent ; mais du fait du poids élevé de la bouteille en verre, son impact reste plus élevé sur cette catégorie à même unité fonctionnelle.



### Déplétion des ressources fossiles

La bouteille en verre à usage unique impacte la déplétion des ressources fossiles plus largement que les autres bouteilles, à cause de la phase de production qui consomme des ressources fossiles pour la production d'énergie.



### Consommation en eau

La bouteille en verre à usage unique consomme davantage d'eau que les autres bouteilles, notamment à cause de la phase de production qui nécessite de l'eau pour le circuit de refroidissement et pour la turbine. Les matériaux auxiliaires et la phase d'emballage ont aussi un impact non négligeable sur la consommation d'eau, ainsi que la phase de réutilisation pour la bouteille réutilisable.

### Production de déchets maritimes

Si la bouteille en verre à usage unique était abandonnée dans l'environnement, son impact serait plus grave que celui des emballages alternatifs, à cause de sa longévité, plus importante que celle du PET, et de son poids qui la plonge au fond des océans (nocivité potentielle des emballages non prise en compte). L'emballage en verre réutilisable est celui qui contribue le moins aux impacts dans le scénario considéré, grâce à son taux de réutilisation qui réduit le nombre de bouteilles fabriquées et au système de consigne qui encourage les consommateurs à rapporter leurs déchets.

Résultats de l'analyse de sensibilité	Variation de l'importance des paramètres dans le calcul de l'indicateur relatif à la production de déchets maritimes : les résultats ne sont pas affectés, le verre réutilisable reste l'option la plus vertueuse.
Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude

## Fiche 6 : Life cycle assessments of wine and spirit packaging at the product and the municipal scale: a Toronto, Canada case study

### Principales caractéristiques du document

<b>Auteurs</b>	Cleary, J. (Department of Geography, University of Toronto)		
<b>Année</b>	2013	<b>Zone géographique visée</b>	Canada
<b>Type de document</b>	Article (Journal of Cleaner Production)	<b>Revue critique</b>	Non
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Comparer les impacts de cycle de vie de 5 emballages différents de 1 L de vin et 4 emballages différents de 750 mL de spiritueux ;</li> <li>2) Comparer les impacts de cycle de vie d'emballages de vin et de spiritueux existants à l'échelle municipale avec un scénario ne comportant que des emballages légers et réutilisables.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond aux objectifs suivants : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés » et « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau »</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	<p>Bouteille de vin de 1 L (pour avoir un volume équivalent à la brique alimentaire aseptique, qui n'existe qu'en 1 L)</p> <p>Bouteille de spiritueux de 750 mL (pas de brique alimentaire aseptique considéré)</p> <p>Consommation de Toronto en 2008 vs scénario hypothétique où les boissons locales ou importées en vrac sont conditionnées dans des contenants légers ou réutilisables.</p>		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers : Bouteille de vin ou de spiritueux Emballages primaires		
<b>Matériaux couverts</b>	Verre, PET, carton (doublé de plastique)		
<b>Description</b>	Les différents emballages (et les masses associées) sont présentés dans le tableau ci-dessous. AC = brique alimentaire en carton aseptisé / CSU = bouteille en verre conventionnelle à usage unique / LSU = bouteille en verre allégée à usage unique / PET = bouteille en PET / RFG = bouteille en verre réutilisable.		

Mass of 1 l wine and 750 ml spirit packages.					
Individual packaging systems	Wine/spirit packaging mass (grams)				
	Container	Closure	Capsule	Label	Total
<b>1 l wine</b>					
AC	$3.45 \times 10^1$	$2.20 \times 10^0$	N/A	N/A	$3.67 \times 10^1$
CSU	$5.43 \times 10^2$	$4.51 \times 10^0$	$3.13 \times 10^{-1}$	$1.90 \times 10^0$	$5.50 \times 10^2$
LSU	$4.34 \times 10^2$	$4.51 \times 10^0$	$3.13 \times 10^{-1}$	$1.90 \times 10^0$	$4.41 \times 10^2$
PET	$5.80 \times 10^1$	$4.60 \times 10^0$	N/A	$1.90 \times 10^0$	$6.45 \times 10^1$
RFG	$3.62 \times 10^1$	$4.51 \times 10^0$	$3.13 \times 10^{-1}$	$1.90 \times 10^0$	$4.29 \times 10^1$
(15 uses)					
<b>750 ml spirits</b>					
CSU	$5.15 \times 10^2$	$3.91 \times 10^0$	N/A	$1.90 \times 10^0$	$5.21 \times 10^2$
LSU	$4.12 \times 10^2$	$3.91 \times 10^0$	N/A	$1.90 \times 10^0$	$4.18 \times 10^2$
PET	$6.30 \times 10^1$	$2.66 \times 10^0$	N/A	$1.90 \times 10^0$	$6.76 \times 10^1$
RFG	$3.43 \times 10^1$	$3.91 \times 10^0$	N/A	$1.90 \times 10^0$	$4.01 \times 10^1$
(15 uses)					

### Points clés de méthodologie

<b>Unité fonctionnelle</b>	L'emballage nécessaire pour 1 L de vin jeune non-pétillant. L'emballage nécessaire pour 750 mL d'alcool fort.
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Catégories midpoint non listées dans la publication, qui précise uniquement utiliser la méthode ReCiPe v1.02 hiérarchique. Voici la liste disponible dans la <a href="#">v.1.1.1</a>: Midpoint : Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Radiations ionisantes ; Toxicité humaine ; Émissions de particules ; Oxydation photochimique ; Acidification terrestre ; Eutrophisation des eaux douces ; Eutrophisation marine ; Consommation d'eau ; Occupation des terres ; Consommation des ressources minérales ; Consommation des ressources fossiles Endpoint : Diversité des écosystèmes ; Santé humaine ; Ressources naturelles</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode ReCiPe v1.02 hiérarchique.</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : extraction de matière pour les emballages ; transport des matières premières au site de transformation ; transformation des matières premières ; transport au site de production ; production des emballages ; transport au site d'emballage ; transport aux sites de distribution du produit ; recyclage ou traitement des déchets d'emballage.</p> <p><b>Exclusion</b> : non précisé, a priori la production des boissons et la phase d'utilisation.</p>
<b>Paramètres clés</b>	Masse Distance de transport

### Points clés de résultats et comparaison

<b>Résultats de l'étude</b>	<p>Pour l'emballage de vin comme celui de spiritueux, la brique alimentaire carton (AC) et la bouteille en verre réutilisable (RFG) sont ceux avec l'impact environnemental le plus faible sur l'ensemble des indicateurs endpoint, suivi par ceux en PET, puis ceux en verre allégé (LSU) et en verre conventionnel (CSU).</p> <p>L'allègement du verre et sa réutilisation permettent d'abaisser l'impact environnemental de cette bouteille sur tous les indicateurs, tandis que la brique alimentaire et la bouteille PET ont des impacts globalement plus bas que ceux de la bouteille en verre à usage unique, sauf pour certains impacts en midpoint. Ainsi, la brique alimentaire a un impact plus fort sur l'indicateur de déplétion des eaux, dû à l'étape de production du carton. De son côté, la bouteille en PET a un impact plus fort sur la déplétion des eaux, l'écotoxicité des eaux douces, les radiations ionisantes et la déplétion de la couche d'ozone (pas d'interprétation ou de précision sur les éléments contribuant à cet impact au cours du cycle de vie dans le document).</p> <p>La comparaison entre bouteille en verre réutilisable et brique alimentaire sur les catégories endpoint montre des résultats très proches, sauf pour la diversité des écosystèmes où la bouteille en verre réutilisable performe mieux que la brique alimentaire, à cause de l'utilisation de carton dans la brique alimentaire (qui a une</p>
-----------------------------	--

	<p>contribution élevée sur l'occupation des terres du fait de l'approvisionnement en fibres de bois pour la production de carton).</p> <p>Néanmoins, d'après la méthode ReCiPe, ces catégories d'impact (midpoint) ne contribuent pas de façon significative aux catégories d'impact endpoint (seules les catégories relatives au changement climatique (CC), la toxicité humaine, les émissions de particules, l'occupation des terres et la consommation d'énergie primaire non renouvelable participent à 1% ou plus aux catégories endpoint) : c'est pour cette raison que la brique alimentaire apparaît comme plus vertueuse sur les indicateurs endpoint que les autres emballages à usage unique, malgré certaines comparaisons défavorables en midpoint pour la brique alimentaire.</p> <p>Au niveau des étapes du cycle de vie, la production de l'emballage primaire est de loin le plus gros contributeur au CC pour les emballages à usage unique, suivi de l'étape de transport des emballages. Pour l'emballage réutilisable, l'étape de remplissage, la production de l'emballage primaire et celle de l'emballage secondaire contribuent tous de manière équivalente, avec un impact cumulé 4 à 9 fois plus faible sur la catégorie CC.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Les résultats de l'étude montrent que dans ce cas d'étude, l'impact environnemental des emballages suit le même ordre de comparaison que leur poids respectif, à l'exception du cas de réutilisation de la bouteille.</p> <p>Par ailleurs, l'auteur note que remplacer toutes les bouteilles en verre par des versions allégées permettrait de réduire de façon significative les impacts associés à cet emballage, <i>a priori</i> sans compromis sur les coûts de logistique ou la qualité de conservation du produit (contrairement aux limites évoquées dans la publication pour les autres emballages, comme la potentielle altération du vin conservé dans du PET plus de trois mois). Ainsi, l'auteur n'a pas connaissance de données sur un taux de casse plus élevé sur les bouteilles en verre allégées.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Les données relatives aux bouteilles en verre allégées sont celles des bouteilles en verre conventionnelles, en considérant uniquement une différence de poids, bien que le taux de casse puisse être supérieur pour des bouteilles en verre allégés.</p> <p>La publication ne précise pas le niveau de qualité et de précision des données, par exemple concernant leur représentativité par rapport au cas étudié. L'incertitude qui en découle reste donc difficile à déterminer.</p> <p>Les bouteilles considérées sont représentatives de celles rencontrées sur le marché français. Certains résultats pourraient varier entre le cas français et celui canadien, notamment au vu des distances de transport et de la fin de vie. En particulier sur la fin de vie, l'étude considère que le traitement principal reste la mise en décharge, non représentatif du cas français.</p> <p>À noter que d'autres publications présentent des impacts non négligeables pour les étapes de nettoyage et de transport associé qui sont ici exclus de la publication car jugés négligeables par les auteurs.</p>

## Annexe

<b>Précisions sur la méthodologie</b>	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b></p> <p>Données provenant de LCBO, producteurs de vins et spiritueux, et d'une entreprise produisant des laveuses de bouteilles de vin.</p> <p>Masse moyenne des bouteilles vendues en Ontario mesurée sur le terrain.</p> <p>Distance de transport entre la production de l'emballage et son remplissage estimée à partir de réponses à un questionnaire dédié.</p> <p><b>Secondaires</b></p> <p>Statistiques sur le commerce et la consommation de vin/spiritueux : Association of Canadian Distillers (2008), the Canadian Vintners Association (2008) and Statistics Canada (2008)</p>

	Extraction de matière et production d’emballages : bases de données d’ACV (surtout Franklin Associates) et rapports industriels																																																										
<b>Représentativité des données</b>	Non indiqué																																																										
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0).</p> <p><b>Hypothèses</b> Les bouteilles en verre allégées sont 20% plus légères que les bouteilles conventionnelles (non cohérent avec l’estimation du WRAP qui considère un allègement entre 24 et 27 % en moyenne, mais adapté au cas de l’Ontario, et sachant que l’estimation du poids d’une bouteille en verre conventionnelle a été réalisée sur une base de donnée sans distinction entre bouteilles conventionnelles ou allégées). Les bouteilles en verre réutilisables sont estimées comme ayant le même poids que les conventionnelles. Dans le cas des bouteilles en verre réutilisable, l’impact des étapes de rinçage, lavage et remplissage est considéré négligeable. Les pertes pendant l’étape de remplissage sont de 2% quel que soit le contenant et la boisson (WRAP a proposé cette estimation dans le cadre d’emballage en verre et en PET uniquement). La distance entre le site de distribution et le site de nettoyage est estimé à 200 km. La distance entre le site de consommation et le site de collecte des bouteilles vides est négligée car estimée insignifiante comparée aux autres distances considérées. Aucune perte de matière n’est associée au procédé de recyclage pour le verre. Pour le carton ce taux de perte est de 3 %, et pour le PET il est de 20 %.</p>																																																										
<b>Précisions sur les résultats et comparaison</b>																																																											
<b>Compléments sur les résultats</b>	<p>Le tableau ci-dessous présente les résultats pour les catégories d’impact endpoint dans le cas de l’emballage de vin, ramenés aux impacts d’un emballage verre conventionnel (CSU) :</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Endpoint level impact</th> <th rowspan="2">CSU glass packaging impact</th> <th colspan="4">% of CSU glass packaging impact</th> </tr> <tr> <th>AC</th> <th>LSU glass</th> <th>PET</th> <th>RFG</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="6"><i>1 l wine packages</i></td> </tr> <tr> <td>Ecosystem diversity</td> <td><math>8.21 \times 10^{-9}</math> species*yr</td> <td>33.0%</td> <td>84.5%</td> <td>44.1%</td> <td>15.5%</td> </tr> <tr> <td>Human health</td> <td><math>1.64 \times 10^{-6}</math> DALY</td> <td>16.5%</td> <td>85.9%</td> <td>41.5%</td> <td>17.1%</td> </tr> <tr> <td>Natural resources</td> <td>\$3.19</td> <td>19.2%</td> <td>86.8%</td> <td>67.4%</td> <td>19.2%</td> </tr> <tr> <td colspan="6"><i>750 ml spirit packages</i></td> </tr> <tr> <td>Ecosystem diversity</td> <td><math>7.81 \times 10^{-9}</math> species*yr</td> <td>N/A</td> <td>80.8%</td> <td>44.1%</td> <td>13.2%</td> </tr> <tr> <td>Human health</td> <td><math>1.57 \times 10^{-6}</math> DALY</td> <td>N/A</td> <td>80.8%</td> <td>39.2%</td> <td>13.6%</td> </tr> <tr> <td>Natural resources</td> <td>\$3.21</td> <td>N/A</td> <td>81.0%</td> <td>66.7%</td> <td>15.5%</td> </tr> </tbody> </table> <p>La comparaison entre les différentes solutions d’emballages sur la catégorie CC est présentée dans la figure ci-dessous, en détaillant l’importance relative de chaque étape du cycle de vie :</p>	Endpoint level impact	CSU glass packaging impact	% of CSU glass packaging impact				AC	LSU glass	PET	RFG	<i>1 l wine packages</i>						Ecosystem diversity	$8.21 \times 10^{-9}$ species*yr	33.0%	84.5%	44.1%	15.5%	Human health	$1.64 \times 10^{-6}$ DALY	16.5%	85.9%	41.5%	17.1%	Natural resources	\$3.19	19.2%	86.8%	67.4%	19.2%	<i>750 ml spirit packages</i>						Ecosystem diversity	$7.81 \times 10^{-9}$ species*yr	N/A	80.8%	44.1%	13.2%	Human health	$1.57 \times 10^{-6}$ DALY	N/A	80.8%	39.2%	13.6%	Natural resources	\$3.21	N/A	81.0%	66.7%	15.5%
Endpoint level impact	CSU glass packaging impact			% of CSU glass packaging impact																																																							
		AC	LSU glass	PET	RFG																																																						
<i>1 l wine packages</i>																																																											
Ecosystem diversity	$8.21 \times 10^{-9}$ species*yr	33.0%	84.5%	44.1%	15.5%																																																						
Human health	$1.64 \times 10^{-6}$ DALY	16.5%	85.9%	41.5%	17.1%																																																						
Natural resources	\$3.19	19.2%	86.8%	67.4%	19.2%																																																						
<i>750 ml spirit packages</i>																																																											
Ecosystem diversity	$7.81 \times 10^{-9}$ species*yr	N/A	80.8%	44.1%	13.2%																																																						
Human health	$1.57 \times 10^{-6}$ DALY	N/A	80.8%	39.2%	13.6%																																																						
Natural resources	\$3.21	N/A	81.0%	66.7%	15.5%																																																						

<b>Résultats de l'analyse de sensibilité</b>	<p>Distance de transport entre la production de l'emballage et son remplissage : la variation influe sur les résultats endpoint (+/- 10%) mais surtout pour les emballages en verre conventionnel ou allégé (usage unique).</p> <p>Comparaison avec les méthodes d'évaluation IMPACT et TRACI : mêmes résultats sur CC, acidification et déplétion de l'ozone, mais différence notable sur l'écotoxicité, sans pour autant changer les résultats de la comparaison.</p>
<b>Résultats de l'analyse d'incertitude</b>	<p>Pas d'analyse d'incertitude</p>

### Fiche 7 : Reusing glass bottles in Italy: A life cycle assessment evaluation

#### Principales caractéristiques du document

<b>Auteurs</b>	Tua, C. (Politecnico di Milano) ; Grosso, M. ; Rigamonti, L.		
<b>Année</b>	2020	<b>Zone géographique visée</b>	Italie
<b>Type de document</b>	Article (27th CIRP Life Cycle Engineering Conference)	<b>Revue critique</b>	Non
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Évaluer les impacts du système de bouteilles réutilisables (RB) en fonction du nombre n de livraisons pour la distribution d'eau minérale en Italie ;</li> <li>2) Identifier la contribution des principales étapes (production et fin de vie des bouteilles, reconditionnement des bouteilles et distribution des bouteilles) afin de fournir aux entreprises des indications pour une gestion plus durable de l'eau ;</li> <li>3) Comprendre si et dans quelles conditions le système des RB est plus performant qu'un système alternatif basé sur l'usage unique des bouteilles en verre (SB) de même capacité.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés ».</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	L'étude couvre le cas de la livraison d'eau minérale en Italie, pays ayant une consommation d'eau minérale en bouteille supérieure à la majorité des pays européens.		

<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers Emballages primaire, secondaire et tertiaire
<b>Matériaux couverts</b>	Verre
<b>Description</b>	Bouteille réutilisable en verre (0,452 kg) Bouteille à usage unique en verre (0,452 kg) + Bouchon à vis en aluminium (1,4 g), fermeture en plastique (0,4 g) et étiquette en papier (1 g)
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	100 litres d'eau minérale (correspondant à 100 bouteilles) à chaque livraison, qui varient entre 1 et 30 ( $1 < n < 30$ )
<b>Catégories d'impact</b>	<b>Catégories</b> Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Toxicité humaine (cancérogène, non-cancérogène) ; Émissions de particules ; Oxydation photochimique ; Acidification ; Eutrophisation (terrestre, aquatique eaux douces, marine) ; Écotoxicité des eaux douces ; Déplétion des ressources en eau ; Utilisation des ressources énergétiques ; Utilisation des ressources minérales et métalliques. <b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode ILCD
<b>Frontières du système</b>	<b>Pris en compte</b> : production des bouteilles et leur transport au site de conditionnement ; nettoyage et conditionnement (dont traitement des eaux usées et gestion des boues d'épuration) ; distribution des bouteilles (conditionneur au distributeur puis au consommateur) ; reconditionnement (dont remplacement des manquants et le traitement des eaux usées et la gestion des boues d'épuration) ; traitement en fin de vie des emballages. <b>Exclusion</b> : utilisation
<b>Paramètres clés</b>	Poids de la bouteille Nombre maximal d'utilisations Taux de retour Distance parcourue pour la distribution
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	Comparaison entre le système à usage unique et le système réutilisable La seule différence entre la bouteille réutilisable et la bouteille à usage unique est que cette dernière est envoyée à la collecte séparée après utilisation. Les valeurs pour la phase de distribution sont aussi différentes, car une bouteille à usage unique est distribuée plus largement (plus d'enseignes pouvant les proposer, à des distances plus importantes). La bouteille réutilisable est plus vertueuse dès $n = 2$ , et génère alors des impacts entre 44 à 74 % de ceux d'une bouteille à usage unique (selon la catégorie d'impact considérée). Pour $n = 30$ , les impacts du système réutilisable représentent 17 à 37 % de ceux de la bouteille à usage unique (selon la catégorie d'impact considérée).  Contribution des différentes étapes du cycle de vie Avec l'augmentation du nombre de réutilisations, les phases de production et de fin de vie contribuent moins à l'ensemble des catégories d'impact (moins de 30 % pour $n = 30$ ), tandis que les phases de distribution et de reconditionnement contribuent davantage. Ainsi, la distribution représente plus de 50 % des impacts (quelle que soit la catégorie) pour $n = 30$ , et 80 % des impacts sur l'Écotoxicité des eaux douces. Le reconditionnement contribue à 53 % des impacts sur l'Eutrophisation des eaux douces et 59 % des impacts sur la Déplétion des ressources en eau.

	<p>Selon les indicateurs, la contribution de l'étape de reconditionnement provient de la production d'électricité, du chauffage de l'eau, de la consommation d'eau et de la production d'aluminium pour le remplacement des bouchons. Les phases les moins contributrices sont la production de produits chimiques, le traitement des eaux usées et le remplacement des étiquettes.</p> <p>Les impacts pourraient être réduits par l'utilisation de cogénération, la réduction du poids du bouchon et/ou l'utilisation d'un matériau différent pour celui-ci.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>La phase de distribution est le principal contributeur aux impacts des bouteilles réutilisables, davantage que la phase de reconditionnement. Pour un marché local (&lt; 200 km), l'utilisation de bouteilles réutilisables est à préférer car plus vertueuse dès 2 réutilisations, là où une distance de 800 km est en défaveur du système réutilisable, même en prenant en compte 30 réutilisations.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>L'étude couvre un grand nombre de catégories d'impact. Il manque une analyse d'incertitude, peu d'informations sont fournies sur la qualité des données.</p> <p>Les emballages considérés sont représentatifs de ceux rencontrés sur le marché français. Les taux de recyclage et les distances de transport choisis sont aussi représentatifs d'un cas de figure en France</p> <p>À noter que cette étude prend en compte l'étape de livraison entre l'entrepôt et le consommateur final, ce qui n'est pas le cas dans les autres études analysées couvrant des bouteilles. Il n'est pas possible d'isoler la contribution de cette étape supplémentaire aux résultats, mais cela pourrait expliquer la contribution plus importante de la phase de distribution aux différentes catégories d'impact, en comparaison aux autres études sur ce même type d'emballage.</p>

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Caractéristiques des emballages, leur production, leur régénération et leur distribution : données collectées auprès d'industriels italiens de l'eau en bouteille. Traitement en fin de vie des bouteilles et des boues d'épuration : données collectées auprès d'opérateurs de la fin de vie du Nord de l'Italie.</p> <p><b>Secondaires</b> Autres étapes : ecoinvent 3.5</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Les données sont représentatives du Nord de l'Italie en 2017. Une grande partie des données est collectée auprès de professionnels.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0).</p> <p><b>Hypothèses</b> Les bouteilles perdues lors de la phase de collecte des bouteilles usagées sont envoyées à la collecte sélective et recyclées. Le transport des bouchons depuis l'Espagne se fait par camion léger, par train de fret et par conteneur.</p>
Précisions sur les résultats et comparaison	
<b>Résultats de l'analyse de sensibilité</b>	<p>Les différents paramètres notés dans « Paramètres clés » ont été testés. Le seul paramètre influent sur la comparaison est la distance de distribution : à 400 km de distance, il faut 4 rotations pour que le système réutilisable soit plus vertueux que le système à usage unique, et au-delà de 800 km, le système réutilisable reste moins vertueux même après 30 rotations.</p>
<b>Résultats de l'analyse d'incertitude</b>	<p>Pas d'analyse d'incertitude</p>

## Fiche 8 : Analyse de Cycle de Vie du système d'emballage Tetra Brik Aseptic Edge pour le marché du lait

### Principales caractéristiques du document

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	Tetra Pak / Bio Intelligence Service		
<b>Année</b>	2011	<b>Zone géographique visée</b>	France
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>L'objectif de l'étude est notamment de comparer les performances environnementales de la brique alimentaire Tetra Brik Aseptic Edge avec l'emballage concurrent, une bouteille en PEHD.</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau ».</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	L'étude se concentre sur la quantification de la performance environnementale de la brique alimentaire Tetra Brik Aseptic Edge pour le marché du lait, et le compare ensuite aux résultats de l'analyse de performance environnementale de la bouteille équivalente en PEHD étudiée par le même prestataire dans une ACV publiée en 2009 pour Eco-Emballages.		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers Emballages primaire, secondaire et tertiaire		
<b>Matériaux couverts</b>	Carton (doublé d'aluminium), PEHD		
<b>Description</b>	Brique alimentaire Tetra Brik Aseptic Edge : carton + aluminium + PEHD (poids total non indiqué) Bouteille plastique : PEHD ; 29,73 g		
<b>Points clés de méthodologie</b>			
<b>Unité fonctionnelle</b>	Livrer 1000 litres de lait longue conservation au consommateur en France		
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Déplétion des ressources naturelles ; Prélèvement de l'eau ; Acidification de l'air ; Changement climatique</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode CML, sauf Prélèvement de l'eau qui est calculé par méthode de flux</p>		
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : production et mise en forme (bouteille, bouchon, opercule, étiquette, emballages secondaires et tertiaires), traitement des déchets (magasin et consommateur)</p> <p><b>Exclusion</b> : production et mise en forme des matériaux minoritaires (vernis, anti-mousse, encres et palette de transport des matières premières pour brique alimentaire ; colle, vernis et encre pour l'emballage PEHD) ; remplissage ; conditionnement des produits finis (juste pour l'emballage PEHD) ; stockage en magasin, utilisation chez le consommateur.</p>		
<b>Paramètres clés</b>	Masse des emballages Taux de recyclage Mix énergétique		

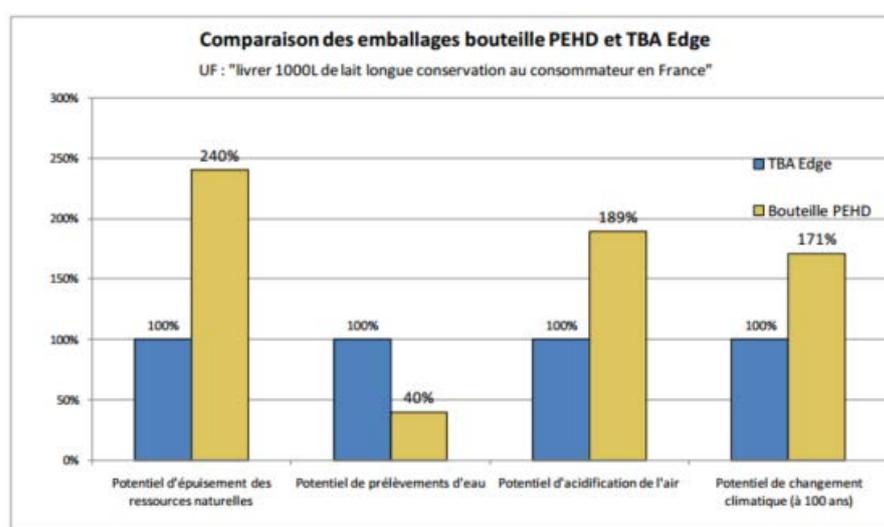
## Points clés de résultats et comparaison

### Résultats de l'étude

La bouteille en plastique contribue 1,5 fois plus que la brique alimentaire TBA Edge aux catégories d'impact Changement climatique, Déplétion des ressources naturelles et Acidification de l'air.

A l'inverse, l'impact de la brique alimentaire TBA Edge est 2 fois plus élevé que celui de la bouteille en plastique sur la catégorie Prélèvement de l'eau. Néanmoins cet indicateur comptabilise l'eau prélevée et non l'eau consommée : dans ce cas précis, la consommation d'eau provient de la papeterie, qui prélève de l'eau pour son fonctionnement et la rejette quasiment intégralement. L'influence du processus sur l'environnement peut être considérée comme faible en comparaison à un processus qui préleverait une même quantité d'eau sans en rejeter autant. Cet indicateur est donc peu utilisable pour la comparaison sans prise en compte de la part d'eau rejetée dans l'environnement post processus.

Les écarts observés lors de la comparaison sont significatifs pour les quatre catégories d'impact considérées, car supérieurs aux incertitudes de la méthode d'évaluation.



## Analyse critique

### Conclusions et discussions de l'auteur

L'interprétation des résultats pour l'indicateur Prélèvement de l'eau doit se faire avec prudence, car l'ACV ne prend pas en compte l'eau rejetée après traitement, ni l'eau utilisée dans les turbines (alors que l'eau sortante pourrait être polluée). Enfin, cet indicateur ne prend pas en compte les conditions de stress hydrique locales. Il est donc difficile de comparer entre deux emballages lequel a le plus d'impact en termes de ressources d'eau à partir de cet indicateur.

L'absence de prise en compte du remplissage et du conditionnement (pour rester comparable à l'étude Eco-Emballages) sur l'emballage plastique est questionnable. L'ajout de ces étapes au cycle de vie augmente les impacts de l'emballage plastique de 12 % sur la catégorie Consommation d'énergie primaire non renouvelable et de 7,7 % sur la catégorie Prélèvement de l'eau.

### Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires

La comparaison ne couvre que quelques catégories d'impact, néanmoins le périmètre et la méthodologie semblent robustes.

Les emballages considérés sont représentatifs de ceux rencontrés sur le marché français. À noter que la publication date de 2011, et que des comparaisons plus récentes sur des produits similaires sont analysées dans cette étude.

Ainsi qu'indiqué par les auteurs, les résultats sur l'indicateur Prélèvement de l'eau doivent être considérés avec prudence.

## Annexe

### Précisions sur la méthodologie

Sources de données	<p><b>Primaires</b> Caractéristiques des briques alimentaires, consommables, consommation d'énergie, rejets, déchets de fabrication, modes de transports, conditionnement : données fournies par Tetra Pak</p> <p><b>Secondaires</b> ICV du PEHD : Eco-Emballages (2009) Production des résines plastiques : PlasticsEurope Production des métaux : EAA Autres étapes : ecoinvent 2.0</p>
Représentativité des données	Les données ont été collectées en 2010, et la base de données ecoinvent mise à jour en 2010, donc la représentativité pour 2011 est correcte. La représentativité géographique et spatiale est aussi satisfaisante
Choix méthodologiques	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Modélisation des impacts liés à la valorisation énergétique par incinération : méthode des impacts évités. Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0), en boucle fermée pour le carton et en boucle ouverte pour les plastiques et l'aluminium.</p> <p><b>Hypothèses</b> La bouteille en PEHD est recyclée à 54 %, incinérée à 24 %, mise en décharge à 22 %.</p>
<b>Précisions sur les résultats et comparaison</b>	
Compléments sur les résultats	<p><b>Compléments sur la brique alimentaire TBA Edge :</b> L'étude portant uniquement sur la brique alimentaire couvre plus d'indicateurs : Eutrophisation ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable ; Déplétion des ressources naturelles ; Prélèvement de l'eau ; Acidification de l'air ; Changement climatique ; Oxydation photochimique. Après normalisation, les principaux impacts de la brique alimentaire TBA Edge portent sur le Prélèvement de l'eau, puis sur la Consommation des ressources naturelles, le Changement climatique, la Consommation d'énergie primaire non renouvelable, l'Eutrophisation et l'Acidification de l'air. La production de carton représente 81 % des impacts de prélèvement de l'eau. La consommation de ressources fossiles lors de la production de matières premières pour l'emballage, le suremballage et la palette contribue majoritairement aux catégories Consommation des ressources naturelles et Consommation d'énergie primaire non renouvelable. La production d'électricité à partir de ressources fossiles pour les étapes de production de matière première contribue majoritairement aux catégories Acidification de l'air, CC et Oxydation photochimique.</p> <p><b>Compléments sur la bouteille plastique :</b> L'étude réalisée en 2009 pour Eco-Emballage a été légèrement retravaillée pour être comparable à l'ACV Tetra Pak, notamment sur le choix de modélisation des impacts associés au recyclage et l'adaptation de certains ICV. La production de matières premières est l'étape la plus contributrice quelle que soit la catégorie d'impact. L'indicateur de prélèvement de l'eau est surestimé car ne reflète pas le fonctionnement en circuit fermé du procédé. Pour un même volume de lait vendu, les bouteilles à plus grand volumes permettent de réduire fortement les impacts (environ -50 % avec des emballages 1,5 L au lieu d'emballages 0,25 L). La réduction de poids et l'optimisation des flux logistiques sont deux autres variables d'amélioration de la performance environnementale.</p>
Résultats de l'analyse de sensibilité	Distance de livraison des bobines d'aluminium à l'usine de conditionnement (250 km vs. 500 km) : l'impact sur les résultats est faible, les résultats de la comparaison inchangés.

	<p>Distance d'approvisionnement des matières premières (250 km vs. 500 km) : l'impact sur les résultats est faible, les résultats de la comparaison sont inchangés.</p> <p>Taux de recyclage de l'aluminium et du PEBD dans la brique alimentaire (100 % au lieu de 33 %) : pour la Déplétion des ressources naturelles, la Consommation d'énergie primaire non renouvelable, l'Acidification de l'air et l'Oxydation photochimique, les impacts sont réduits de 7 à 9,5 %, et de 1 à 3 % pour le CC, l'Eutrophisation et le Prélèvement de l'eau.</p> <p>Taux de recyclage des briques alimentaires par les consommateurs (65 % au lieu de 35 % d'emballages envoyés au tri sélectif) : pour le CC, l'Eutrophisation et l'Oxydation photochimique, les impacts sont réduits de 5,6 à 10 %, et de moins de 4 % pour la Déplétion des ressources naturelles, la Consommation d'énergie primaire non renouvelable, l'Acidification de l'air et le Prélèvement de l'eau.</p>
Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude

### **Fiche 9 : Comparative Life Cycle Assessment of Tetra Pak carton packages and alternative packaging systems for beverages and liquid food on the European market**

#### **Principales caractéristiques du document**

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	Tetra Pak / IFEU		
<b>Année</b>	2020	<b>Zone géographique visée</b>	Europe
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Étudier les avantages et inconvénients de systèmes de briques alimentaires qui incorporent une part de matériaux d'origine végétale ;</li> <li>- Comparer la performance environnementale de systèmes de briques alimentaires pour boissons et nourritures liquides Tetra Pak à celle de systèmes d'emballages alternatifs (statistiquement représentatifs du marché européen) ;</li> <li>- Comparer la performance environnementale de systèmes de briques alimentaires à celle de systèmes d'emballages en PEHD qui incorporent une part de matériaux d'origine végétale ;</li> <li>- Comparer la performance environnementale de systèmes briques alimentaires à celle de systèmes d'emballages en PET qui sont constituée de 100% de matière recyclée ;</li> <li>- Comparer la performance environnementale de systèmes briques alimentaires à celle de systèmes d'emballages en PET ou PEHD allégés.</li> </ul> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau ».</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	<p>Les différents produits de consommation étudiés sont sur les secteurs suivants : Produits laitiers (laits et cafés), Jus, nectars et boissons plates, Eau plate, Aliments liquide (sauce tomate). Pour certains secteurs, différents types d'emballages sont considérés, selon qu'ils permettent la conservation à l'ambiante ou au frais, et sous un format familial ou individuel.</p> <p>Les descriptions détaillées des emballages sont fournies p.47 à p.60 du document.</p>		

<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers : bouteilles Emballages primaires / secondaires / tertiaires
<b>Matériaux couverts</b>	Carton (doublé de plastique), PET, PEHD, verre, aluminium, acier
<b>Description</b>	<p>Comparaison n°1 : Produits laitiers, frais, taille familiale 1000 mL. 6 emballages considérés : carton/plastique (deux formats), carton/plastique biosourcé, PEHD, PET, verre.</p> <p>Comparaison n°2 : Produits laitiers, ambiante, taille familiale 1000 mL, 4 emballages considérés : carton/plastique (deux formats), PEHD, PET.</p> <p>Comparaison n°3 : Produits laitiers, frais, taille individuelle 200 mL, 2 emballages considérés : carton/plastique, PEHD.</p> <p>Comparaison n°4 : Jus, nectars et boissons plates, ambiante, taille familiale 1000 mL, 4 emballages considérés : carton/plastique (deux formats), PET, verre.</p> <p>Comparaison n°5 : Jus, nectars et boissons plates, ambiante, taille individuelle 200 à 250 mL, 4 emballages considérés : carton/plastique (deux formats), verre, PET/PEHD/aluminium.</p> <p>Comparaison n°6 : Eau plate, ambiante, taille individuelle 500 mL, 5 emballages considérés : carton/plastique, carton/plastique biosourcé, PET, verre, aluminium.</p> <p>Comparaison n°7 : Aliments liquide (sauce tomate), ambiante, taille individuelle 390 mL, 4 emballages considérés : carton/plastique, acier, verre.</p>
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	L'approvisionnement d'un volume de 1000 L pour les boissons ou les aliments liquides réfrigérés ou ambiants emballés au point de vente.
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Changement climatique; Déplétion de la couche d'ozone; Oxydation photochimique; Acidification; Eutrophisation (aquatique, terrestre); Émissions de particules; Occupation des terres; Consommation des ressources abiotiques; Consommation d'eau; Consommation d'énergie primaire; Consommation d'énergie primaire non renouvelable.</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés respectivement selon les méthodes suivantes : rapport 5 du GIEC (2013); WMO 2011; MIR+NMIR; Heijungs et al. 1992; Heijungs et al. 1992; Heijungs et al. 1992; De Leeuw 2002; Fehrenbach et al. 2015; Giegrich et al. (2012); méthode de flux; méthode de flux.</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : production, conversion et fin de vie des matériaux bruts et emballages primaires; production et fin de vie des emballages de transport et produits chimiques (sauf critère d'exclusion); transport des matériaux au site de conversion puis au site de remplissage; remplissage; transport du site de remplissage au site de stockage et distribution au point de vente; refroidissement des boissons si nécessaire.</p> <p><b>Exclusion</b> : production et maintenance des installations (non significatif); production et transport des aliments (identiques pour chaque système); distribution des aliments entre le remplissage et le point de distribution; conséquences d'un accident par exemple pendant le transport; pertes d'aliments au cours de l'approvisionnement et de la consommation (en considérant un bon comportement des usagers, et en l'absence de données spécifiques aux emballages dans la gaspillage alimentaire ménager); activités au point de vente (identique pour chaque système); transport entre le point de vente et l'habitat, et consommation (<i>a priori</i> identique pour chaque système et données insuffisantes)</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Masse des emballages</p> <p>Taux de recyclage des emballages en fin de vie</p> <p>Type de plastique pour la barrière des briques alimentaires</p>

## Points clés de résultats et comparaison

### Résultats de l'étude

Les résultats sont présentés pour chaque produit en comparant un des produits Tetra Pak aux autres emballages concurrents (dont des alternatives Tetra Pak), et ce pour deux modes d'allocation possibles des impacts liés au recyclage : 50% et 100%. Le choix d'allocation n'influence quasiment pas les résultats.

De manière générale, on peut conclure que :

- les briques alimentaires performant mieux que leurs alternatives sur l'ensemble des comparaisons, en particulier pour le changement climatique, et sauf sur l'occupation des terres où cet emballage est systématiquement le moins performant.
- les alternatives étudiées avec du plastique biosourcé présentent des impacts plus faibles sur la catégorie CC, mais des impacts plus importants sur l'ensemble des autres catégories d'impact.
- l'allègement des emballages en plastique (PET ou PEHD) ne modifie pas le classement entre les différents emballages.
- l'incorporation de PET recyclé dans les emballages en PET a un impact variable sur les comparaisons.

Produits laitiers (laits et cafés)

- Frais, taille familiale 1000 mL

Pour la majorité des catégories considérées, la brique alimentaire de référence génère des impacts significativement plus faibles que ceux de l'emballage PET (sauf Occupation des terres) et que ceux de l'emballage en verre (sauf Occupation des terres et Eutrophisation aquatique).

La brique alimentaire avec du plastique biosourcé génère des impacts significativement plus élevés que ceux de l'emballage PEHD pour la majorité des catégories considérées sauf le CC, et plus élevés que ceux de l'emballage en verre sur les catégories Eutrophication aquatique et Utilisation des terres uniquement.

L'incorporation de PET recyclé dans une bouteille PET améliore son score mais sans modifier le classement. L'allègement des emballages plastiques améliore aussi le score de ces emballages sans modifier le classement, sauf pour la bouteille PEHD allégée dont les impacts sont comparables à ceux de certaines briques alimentaires.

- Ambiante, taille familiale 1000 mL

Pour la majorité des catégories considérées, la brique alimentaire de référence génère des impacts significativement plus faibles ou équivalents à ceux de l'emballage PET (sauf Occupation des terres) et équivalents à ceux de l'emballage PEHD.

La brique alimentaire avec du plastique biosourcé génère des impacts significativement plus élevés que ceux des autres emballages plastiques étudiés.

L'incorporation de PET recyclé dans une bouteille PET rend les impacts de l'emballage PET comparables à ceux de la brique alimentaire de référence, sauf sur les catégories CC et Déplétion de la couche d'ozone. L'allègement des emballages plastiques rend leurs impacts comparables à ceux de la brique alimentaire de référence, excepté sur la catégorie CC.

- Frais, taille individuelle 200 mL

Pour la majorité des catégories considérées, la brique alimentaire de référence génère des impacts significativement plus faibles que ceux de l'emballage PEHD (sauf Occupation des terres).

L'allègement des emballages plastiques réduit tous les impacts de l'emballage PEHD mais sans modifier le classement.

Jus, nectars et boissons plates

- Ambiante, taille familiale 1000 mL

	<p>Pour la majorité des catégories considérées, la brique alimentaire de référence génère des impacts significativement plus faibles que ceux de l’emballage PET (sauf Occupation des terres) et de l’emballage en verre (sauf Occupation des terres et Eutrophisation aquatique).</p> <p>La brique alimentaire « TR Base Mini Plus TC34 » a un impact équivalent à celui de l’emballage PET sur l’ensemble des catégories.</p> <p>L’incorporation de PET recyclé dans une bouteille PET rend les impacts de l’emballage PET comparables à ceux de la brique alimentaire, sauf sur les catégories CC et Déplétion de la couche d’ozone. L’allègement des emballages plastiques rend leurs impacts comparables à ceux de certaines briques alimentaires excepté sur les catégories CC et Déplétion de la couche d’ozone.</p> <p>- Ambiante, taille individuelle 200 mL à 250 mL</p> <p>La brique alimentaire de référence génère des impacts significativement plus faibles que ceux de l’emballage en verre et du sachet à fond plat (PET) sur l’ensemble des catégories sauf l’Occupation des terres et l’Eutrophisation aquatique.</p> <p>Eau plate – Ambiante, taille individuelle 500 mL</p> <p>Pour la majorité des catégories considérées, la brique alimentaire de référence génère des impacts significativement plus élevés que ceux de l’emballage PET et de l’emballage en aluminium, sauf pour la Déplétion de la couche d’ozone où le carton génère des impacts plus faibles, et pour CC où l’on ne peut pas conclure. A l’inverse, la brique alimentaire de référence présente des impacts significativement plus faibles que ceux de l’emballage en verre sur l’ensemble des catégories sauf l’Occupation des terres et l’Eutrophisation aquatique.</p> <p>La brique alimentaire avec du plastique biosourcé génère des impacts significativement plus élevés que ceux de l’emballage PET sur l’ensemble des catégories, mais plus faibles que ceux de l’emballage en verre (sauf Occupation des terres, Déplétion de la couche d’ozone et Eutrophication aquatique). Il n’est pas possible de conclure sur la comparaison des impacts entre la brique alimentaire avec plastique biosourcé et l’emballage en aluminium.</p> <p>L’incorporation de PET recyclé dans une bouteille PET rend les impacts de l’emballage PET comparables à ceux de certaines briques alimentaires sur les catégories CC et de consommation d’énergie primaire. L’allègement des emballages plastiques améliore leurs impacts sans modifier le classement, sauf la bouteille PET dont les impacts deviennent comparables à ceux de certaines briques alimentaires sur les catégories CC et de consommation d’énergie primaire.</p> <p>Aliments liquide (sauce tomate) – Ambiante, taille individuelle 390 mL</p> <p>La brique alimentaire de référence génère des impacts significativement plus faibles que ceux de l’emballage en acier et de l’emballage en verre sur l’ensemble des catégories, sauf l’Occupation des terres et l’Eutrophisation aquatique.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Les auteurs rappellent que les résultats ne représentent que les produits et les emballages choisis pour l’étude, et ne sont pas nécessairement valides sur des emballages similaires. Par ailleurs, la contenance des emballages peut influencer sur les résultats, qui ne sont donc pas valides pour des volumes différents.</p> <p>Enfin, les résultats relatifs aux ressources brutes et aux ressources en eau sont à prendre avec précaution (respectivement car seules les ressources abiotiques sont incluses, et parce qu’il n’y a pas de prise en compte de l’origine de l’eau ou de sa qualité).</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux</b>	<p>Les emballages étudiés sont représentatifs du cas français, et les données utilisées sur la production, le mix énergétique et la fin de vie sont choisis pour représenter un cas moyen européen, donc très similaire à un cas français.</p>

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Spécificités des emballages Tetra Pak, emballages secondaires et tertiaires : fournies par Tetra Pak</p> <p><b>Secondaires</b> Littérature ou base de données IFEU, qui est basée sur des données de l'industrie ou la littérature et mise à jour régulièrement. Le détail des données choisies est fourni en p.69 à p.82 du document.</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Données génériques pour l'Europe, sauf pour certaines productions localisées spécifiquement dans certains pays ; datées de 2019 dès que les données sont disponibles, et aussi récentes que possible sinon ; avec des procédés technologiques représentatifs de la période étudiée.</p> <p>La représentativité des données est considérée satisfaisante, et la précision de chaque donnée utilisée est notée</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle. Modélisation des impacts liés au recyclage : résultats calculés en suivant la méthode des impacts évités (allocation 100:0) et la méthode d'allocation (50:50) en parallèle Modélisation des impacts pour les autres étapes du cycle de vie : allocation des impacts par chaleur latente pour l'incinération ; allocation des impacts par masse pour le transport (entre le produit et l'emballage, puisque seul l'emballage est pris en compte dans les frontières du système). Les auteurs ont choisi de ne pas comptabiliser le carbone biogénique. Critère de coupure massique pour les entrées de matériaux à moins de 1% de la masse totale, dans la limite de 5 % d'exclusion en cumulé, à l'exception de certains matériaux dont l'impact environnemental a été considéré non négligeable (ex : substance toxique).</p> <p><b>Hypothèses</b> Suivant le critère de coupure, l'encre des briques alimentaires n'est pas modélisée. Il est supposé que ce soit aussi le cas pour les autres emballages (d'autant plus que la surface imprimée sur une bouteille en plastique est limitée à l'étiquette contrairement au carton). Il a été estimé que les camions font 30% du chemin retour à vide, puis chargent d'autres biens en dehors des frontières du système. En conséquence, seuls 30 % des impacts du trajet retour du camion sont alloués au système si la distance est de plus de 60 km ; ou 100 % si la distance est inférieure à 60 km.</p>
Précisions sur les résultats et comparaison	
<b>Compléments sur les produits laitiers (laits et cafés)</b>	<p>Les résultats de comparaisons sont présentés sous la forme du tableau qui suit, en comparant l'ensemble des emballages à la brique alimentaire de référence selon les catégories d'impact majeures :</p>

DAIRY FAMILY PACK (chilled), Europe, Allocation 50	The net results of TR OSO 34 1000mL are lower (green) / higher (orange) than those of				
	TR OSO 34 plant-based 1000mL	TT O38 1000mL	HDPE bottle 1 1000mL	PET bottle 1 1000mL	Glass bottle 1 1000mL
Climate Change	+92%	-36%	-57%	-67%	-91%
Acidification	-31%	-14%	-24%	-45%	-89%
Photo-Oxidant Formation	-37%	-13%	-5%	-30%	-86%
Ozone Depletion Potential	-84%	-9%	+27%	-91%	-90%
Terrestrial Eutrophication	-42%	-10%	+10%	-29%	-86%
Aquatic Eutrophication	-66%	-12%	-25%	-33%	+28%
Particulate Matter	-41%	-14%	-18%	-41%	-89%
Use of Nature	-41%	+16%	+4599%	+547%	+545%

La comparaison est en faveur de la brique alimentaire de référence lorsque la case est verte, et est en défaveur de ce dernier lorsque la case est orange. Lorsque l'écart est non significatif, la case est grise.

Les autres tableaux de résultats sont disponibles dans le rapport.

### Résultats de l'analyse de sensibilité

Bouteille en PEHD à base de plastique biosourcé dans les trois comparaisons sur le secteur du lait : les impacts sont réduits sur les catégories CC, Consommation d'énergie primaire et Consommation des matériaux abiotiques mais augmentent pour les autres catégories d'impacts. Les conclusions des différentes comparaisons ne changent pas avec cette variation.

Incorporation de PET recyclé dans les bouteilles en PET :

- Produits laitiers, frais, taille familiale (produit 1) : les comparaisons ne sont pas altérées, sauf les catégories Eutrophication aquatique et Émissions de particules (pour lesquels les impacts de l'emballage en PET sont inférieurs à ceux des briques alimentaires pour un contenu recyclé supérieur à 85%).
- Produits laitiers, ambiante, taille familiale (produit 2) : les impacts de la bouteille PET sont comparables à ceux de la brique alimentaire sauf pour le CC, la déplétion d'ozone photochimique, la consommation d'énergie et de ressources abiotiques.
- Jus, nectars et boissons plates + eau plate (produits 4 à 6) : les impacts de la bouteille PET sont comparables à ceux de certaines briques alimentaires pour le CC, la déplétion d'ozone photochimique, la consommation d'énergie et de matière abiotique.

Poids des bouteilles en plastique :

- Produits laitiers, frais, taille familiale (produit 1) : les impacts sont réduits avec un emballage plus léger, en particulier pour la bouteille PEHD dont les impacts sont comparables à ceux de la brique alimentaire de référence.
- Produits laitiers, ambiante, taille familiale (produit 2) : les impacts des bouteilles plastiques sont comparables à ceux de la brique alimentaire de référence sur l'ensemble des catégories d'impact sauf le CC.
- Produits laitiers, frais, taille individuelle (produit 3) : les impacts sont réduits avec un emballage plus léger, sans changer les résultats de la comparaison.

Jus, nectars et boissons plates + eau plate (produits 4 à 6) : les impacts de la bouteille PET sont comparables à ceux de certaines briques alimentaires pour le CC, la déplétion d'ozone photochimique, la consommation d'énergie et de matière abiotique.

### Résultats de l'analyse d'incertitude

Pas d'analyse d'incertitude

## Fiche 10 : Evaluation of the environmental impacts of Cork Stoppers versus Aluminium and Plastic Closures

### Principales caractéristiques du document

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	Corticeira Amorim / PwC		
<b>Année</b>	2008	<b>Zone géographique visée</b>	UK
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Identifier des opportunités d'amélioration de la performance environnementale des bouchons en liège ;</li> <li>2) Préparer un argumentaire solide et chiffré auquel Corticeira Amorim pourra faire appel pour comparer les bouchons en liège à leurs alternatives fait de matériaux différents</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau ».</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	L'étude compare différents bouchons de bouteilles de vin sur le marché britannique : un bouchon en liège fabriqué au Portugal, un bouchon en aluminium fabriqué en France et un bouchon en plastique fabriqué en Espagne. La mise en bouteille se fait au Royaume-Uni.		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers Emballages primaire		
<b>Matériaux couverts</b>	Liège, aluminium/PET, plastique (PEBD/PEHD/PP)		
<b>Description</b>	<p><b>Bouchon en liège</b> : venant du Portugal (45 mm x 24 mm ; 3,5 g), et nécessitant l'ajout d'un couvercle en PVC après embouteillage.</p> <p><b>Bouchon aluminium</b> : venant de France, majoritairement constitué d'aluminium (89,9 %) et de PET expansé (7 %).</p> <p><b>Bouchon plastique</b> : venant de Belgique, mélange de PEBD (68 %), PEHD (16 %), PP (16 %) (43 mm x 22 mm ; 6,2 g), et nécessitant l'ajout d'un couvercle en PVC après embouteillage.</p>		
<b>Points clés de méthodologie</b>			
<b>Unité fonctionnelle</b>	Sceller 1000 bouteilles de vin standard vendues sur le marché britannique		
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Changement climatique ; Acidification ; Oxydation photochimique ; Eutrophisation aquatique ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable ; Déplétion des ressources en eau ; Production de déchets</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon les méthodes suivantes : GIEC (1998) ; ETH (1995) ; WMO (1991) ; CML (1992) ; méthode de flux ; méthode de flux ; méthode de flux.</p>		
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : production et transport des matières premières (y compris aluminium et plastique) ; production et transport des bouchons (pour celui en liège uniquement) ; embouteillage (sauf pour celui en aluminium) ; utilisation des bouchons ; traitement en fin de vie.</p> <p><b>Exclusion</b> : consommation énergétique lors de l'embouteillage (pas de données disponibles) ; utilisation des bouchons par le consommateur (supposé négligeable,</p>		

	<p>et identique pour tous les bouchons); peinture sur PVC pour les bouchons liège et plastique (pas de données disponibles); production des bouchons aluminium et plastique (pas de données disponibles sur les étapes ultérieures aux matières premières); transport des matières premières autres que l'aluminium dans le cas du bouchon d'aluminium; déchets représentant moins de 1 % du flux de déchets dans le cas du liège; construction, maintenance et déconstruction des installations (considéré négligeable); consommation énergétique des locaux administratif et des laboratoires (considéré négligeable); transports des employés lors de l'extraction des matières premières.</p> <p>Dans le cas du liège, tous les consommables sont inclus, avec la quantité exacte si elle est connue ou une approximation le cas échéant.</p> <p>Dans le cas de l'aluminium et du plastique, seules les quantités de matières premières sont incluses en l'absence de données publiquement disponibles sur d'autres consommables.</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Taux de recyclage de l'aluminium (32 % dans le scénario de base, 0 % dans l'analyse de sensibilité)</p> <p>Localisation du site d'embouteillage</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>Le bouchon en liège est celui présentant les impacts les plus faibles en comparaison aux deux autres bouchons, sur la majorité des catégories d'impact (sauf pour la Consommation d'eau), bien que la modélisation de la production des bouchons en aluminium et en plastique soit limitée à la prise en compte des matériaux, en excluant l'étape de fabrication. L'écart d'impact est donc sous-estimé. La mise en bouteille est l'étape la plus contributrice pour le bouchon en liège (qui nécessite l'ajout d'un couvercle en PVC dont la production induit un impact environnemental non négligeable).</p> <p>La comparaison entre les bouchons en plastique et aluminium, n'est pas étudiée par les auteurs, et est ici déduite des figures du rapport. Le bouchon en plastique semble présenter une meilleure performance que le bouchon en aluminium sur le changement climatique et l'acidification. À l'inverse, la comparaison est en faveur du bouchon en aluminium concernant la consommation d'eau.</p> <p>Pour les autres bouchons, la production est la phase la plus contributrice sur la majorité des catégories d'impact. Une réduction de la masse de ces emballages permettrait de réduire leurs impacts.</p> <p>Le transport a un impact relativement faible comparé aux autres étapes du cycle de vie.</p> <p>Le détail des résultats, sur les différentes catégories d'impact, est présenté en annexe.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Les auteurs rappellent que la modélisation des bouchons en aluminium et en plastique ne couvre pas l'étape de fabrication des bouchons (à partir des matières premières, dont l'extraction et la préparation sont, elles, prises en compte), ce qui minimise l'impact de ces bouchons.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Bien que la fabrication des bouchons en aluminium et en plastique soit exclue de la modélisation, les résultats de la comparaison sont en faveur du bouchon en liège, si bien qu'une prise en compte de la fabrication ne ferait qu'accentuer cet écart. Cependant, c'est le résultat qualitatif (classement entre bouchons) qui doit être utilisé, davantage que les valeurs (par exemple, impacts relatifs du bouchon en liège par rapport au bouchon en plastique), à défaut d'inclure ces contributeurs complémentaires.</p> <p>La fin de vie des bouchons considère uniquement de la mise en décharge hors recyclage, ce qui n'est pas réaliste dans un cas de figure français où ils seraient traités parmi les déchets ménagers, donc suivant un mix d'incinération et de mise en décharge. Ces choix de modélisation (part destinée à la mise en décharge, modélisation de la décomposition du bouchon en décharge) sont en défaveur des</p>

bouchons en liège, donc la prise en compte d'autres hypothèses ne changerait pas les conclusions de l'étude.  
Les bouchons sont représentatifs de bouchons sur le marché français.

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Production de liège et des bouchons de liège : données fournies par Corticeira Amorim</p> <p><b>Secondaires</b> Traitement en fin de vie du liège : CBE (2008), IDIT (2006), Efacec Ambiente (2006) Production de l'aluminium primaire et secondaire : Association Française de l'Aluminium Autres étapes : base de données TEAM</p>
<b>Représentativité des données</b>	La représentativité géographique, temporelle et technologique des données est considérée satisfaisante. Les distances de transport et les mix énergétiques ont été adaptés au scénario (production au Portugal, en France ou en Belgique, mise en bouteille au Royaume-Uni).
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : allocation des bénéfices en fonction des flux physiques (quantité de matière entrant ou quittant le système).</p> <p><b>Hypothèses</b> L'embouteillage se fait au Royaume-Uni pour tous les types de bouchons. La fin de vie des bouchons en liège considère 100 % de mise en décharge, celle des bouchons en plastique considère 19 % de recyclage, et celle des bouchons en aluminium 32 % de recyclage, le reste partant en mise en décharge Le comportement du liège en mise en décharge est assimilable à celui du bois (0,05 kg gaz/kg de liège mis en décharge sur 100 ans, composé de 50 % de méthane et de 50 % de CO<sub>2</sub>).</p>
Précisions sur les résultats et comparaison	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p><b>Changement climatique</b> L'impact du bouchon en aluminium est significativement plus important que celui des deux autres bouchons, principalement du fait de la production des matières premières. De la même manière, le principal contributeur à l'impact du bouchon en plastique est la production de plastique vierge (compensé en partie par les impacts évités par le recyclage du bouchon en fin de vie). L'impact sur le changement climatique du bouchon en liège est significativement plus faible, en raison notamment du stockage de carbone biogénique à l'étape de production. L'embouteillage est le principal contributeur pour ce bouchon, en raison des impacts associés à la production du couvercle en PVC.</p> <p><b>Consommation d'énergie primaire non renouvelable</b> Les bouchons en aluminium et en plastique contribuent de manière significativement plus importante à cette catégorie, et cette contribution provient majoritairement de l'étape de production des matières premières. L'écart entre les bouchons est cohérent, puisque le liège, contrairement au plastique et à l'aluminium, ne consomme pas d'énergie relative à la production des matériaux (collecte manuelle du liège sur les chênes). La phase d'embouteillage est la plus contributrice pour le bouchon en liège, en raison des impacts associés à la production du couvercle en PVC.</p> <p><b>Consommation d'eau</b> Le bouchon en aluminium est le plus vertueux. Les bouchons en plastique contribuent de manière significativement plus importante à cette catégorie. La</p>

phase de production contribue autant pour les bouchons en aluminium et ceux en liège (mais dans le cas de l'aluminium, elle ne couvre que la production des matériaux constituant le bouchon, et pas la fabrication du bouchon lui-même). La phase d'embouteillage contribue aussi de façon significative pour le liège et le plastique, de par les impacts associés à la production du couvercle en PVC.

#### **Acidification atmosphérique**

Les résultats de la comparaison sont similaires à ceux sur le changement climatique : le bouchon en liège est le plus vertueux (15 % de l'impact du bouchon en aluminium et 61 % de celui du bouchon en plastique), suivi du bouchon en plastique. Les principaux contributeurs sont les mêmes que pour le changement climatique.

#### **Oxydation photochimique**

Les résultats de la comparaison sont similaires à ceux sur le changement climatique : le bouchon en liège est le plus vertueux (24 % de l'impact du bouchon en aluminium et 67 % de celui du bouchon en plastique), suivi du bouchon en plastique. L'étape de transport est celle qui contribue le plus fortement aux impacts du bouchon en liège (plus de 35 %).

#### **Consommation d'énergie primaire non renouvelable**

La consommation d'énergie primaire du bouchon en liège est plus faible que celle des bouchons en aluminium et en plastique, du fait de la production des matières premières utilisés dans ceux-ci. L'écart entre les bouchons s'explique par le fait que le liège ne consomme pas d'énergie pendant la production. La phase d'embouteillage est la plus contributrice pour le bouchon en liège.

#### **Eutrophisation des eaux douces**

La consommation d'eau des bouchons en aluminium et en liège est similaire, et est plus faible que celui du bouchon en plastique. Dans le cas du bouchon en liège, l'embouteillage est la phase la plus contributrice ; il s'agit de la production dans le cas du bouchon en aluminium ; et de ces deux étapes dans le cas du bouchon en plastique.

#### **Production de déchets**

Le bouchon en liège génère moins de déchets que les deux autres bouchons (50 % en moins que le bouchon en aluminium, et 63 % en moins que le bouchon en plastique). Les bouchons devenant des déchets sur la phase de fin de vie, c'est l'étape la plus contributrice. À noter que pour le bouchon en aluminium, la production des matières premières contribue également à cet indicateur.

#### **Résultats de l'analyse de sensibilité**

Pour la plupart des analyses de sensibilité présentées ci-dessous, les résultats restent proches du scénario de base et ne modifient pas la comparaison entre les bouchons :

- Composition du bouchon plastique : un contenu plus important en PP augmente la contribution du bouchon à l'eutrophisation aquatique et la consommation d'eau, tandis qu'un contenu plus important en PEHD augmente la contribution à l'Oxydation photochimique.
- Mise en décharge du liège : en prenant une production de GES trois fois plus importante que dans le scénario de référence, seule la catégorie CC est impactée, avec des impacts 70 % plus élevés, mais sans modifier la comparaison avec les autres bouchons.
- Prise en compte de la forêt de chêne en tant que stockage massif de carbone : le bouchon en liège devient encore plus vertueux par rapport aux autres bouchons sur la catégorie CC (score négatif).
- Modélisation des impacts liés au recyclage par la méthode des impacts évités pour le plastique : le recyclage du bouchon en plastique permet de réduire son impact, tout particulièrement sur les émissions de particules

	<p>dans l'air et d'hydrocarbures et de métaux dans l'eau, mais sans modifier la comparaison avec les autres bouchons.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Modélisation des impacts liés au recyclage par la méthode des impacts évités pour l'aluminium : le recyclage de l'aluminium permet de réduire d'environ 50 % les impacts du bouchon sur l'ensemble des catégories excepté la Consommation d'eau.</li> <li>- Prise en compte des NOx dans le calcul de l'Eutrophisation aquatique : pour les trois bouchons, les impacts sont plus élevés. Le bouchon en plastique et le bouchon en liège ont des impacts proches, plus faibles que le bouchon en aluminium. À noter que ce scénario d'analyse de sensibilité considère une solubilisation hypothétique des NOx de 100 %, ce qui est fortement surévalué.</li> </ul>
Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude

### 3. Publications portant sur des caisses

#### Fiche 11 : Life Cycle Assessment of the Industrial Use of Expanded Polystyrene Packaging in Europe

##### Principales caractéristiques du document

Commanditaire / Auteurs	The European Manufacturers of Expanded Polystyrene (EUMEPS) association / PwC		
Année	2011	Zone géographique visée	UE
Type de document	Rapport	Revue critique	Oui
Objectifs de l'étude	<p>L'objectif de l'étude est le suivant : Obtenir des résultats d'ACV robustes pour différentes solutions d'emballages de type caisses à poissons à l'échelle européenne.</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau ».</p>		
Description des systèmes			
Périmètre de l'étude	L'étude considère les marchés français et espagnol, livrés en poissons emballés par la France, l'Espagne et la Scandinavie. Le marché français est l'un des plus grands marchés de poisson, et est représentatif d'un marché moyen en Europe, tandis que le marché espagnol permet d'étudier les marchés plus typiques du sud de l'Europe.		
Type d'emballages couverts	Emballages industriels : caisse Emballages tertiaires		
Matériaux couverts	Plastique (PSE, PP) ; Carton ondulé laminé avec une couche de plastique (PEBD, PE)		
Comparaison n°1 :			
Description	<p>Pour le transport de 4 kg de poisson + 2 kg de glace aux marchés français (ex : marché de Rungis près de Paris)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• PSE (Isobox) ; 398x264x137 mm ; 96 g</li> </ul>		

	<ul style="list-style-type: none"> <li>• PP (Coolseal) ; 395x247x120 mm ; 230 g</li> <li>• Carton ondulé laminé avec une couche de PEbD (fictif, basé sur Isobox) ; 398x264x137 mm ; 815 g</li> </ul>
<b>Comparaison n°2 :</b>	
<b>Description</b>	<p>Pour le transport de 6 kg de poisson + 2 kg de glace aux marchés espagnols</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• PSE (ANAPE) ; 500x300x140 mm ; 145 g</li> <li>• PP (Coolseal) ; 460x310x110 mm ; 310 g</li> <li>• Carton ondulé laminé avec une couche de PEbD (fictif, basé sur Afco) ; 400x400x130 mm ; 1040 g</li> </ul>
<b>Comparaison n°3 :</b>	
<b>Description</b>	<p>Pour le transport de 20 kg de poisson + 5 kg de glace aux marchés français (ex : marché de Rungis près de Paris)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• PSE (Styropack) ; 796x398x200 mm ; 526 g</li> <li>• PP (Coolseal) ; 785x390x160 mm ; 738 g</li> <li>• Carton avec une couche de PE (fictif, basé sur Coolseal) ; 785x390x160 mm ; 2650 g</li> </ul>
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	<p>Trois unités fonctionnelles :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Emballer <u>4 kg</u> de filets de poissons frais (<u>type cabillaud</u>) pour le transport depuis son <u>port local en France</u> jusqu'au marché aux poissons local dans le respect de la législation nationale sur le poisson frais.</li> <li>- Emballer <u>6 kg</u> de poissons frais (<u>type sardines</u>) pour le transport depuis son <u>port local en Espagne</u> jusqu'au marché aux poissons local dans le respect de la législation nationale sur le poisson frais.</li> <li>- Emballer <u>20 kg</u> de <u>saumons</u> frais pour le transport depuis les <u>poissonneries danoises</u> jusqu'au marché aux poissons de Rungis en France dans le respect de la législation nationale sur le poisson frais.</li> </ul> <p><b>(législation sur le poisson frais en France et en Espagne = conservé constamment à une température inférieure à 4°C)</b></p>
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b>          Consommation d'énergie non-renouvelable ; Déplétion des ressources non renouvelables ; Effet de serre ; Acidification ; Oxydation photochimique ; Consommation d'eau ; Eutrophisation aquatique de l'eau ; Production de déchets</p> <p><b>Méthodologie</b>          Résultats du LCIA calculés selon les méthodes suivantes : CML 2000 ; Rapport 2008 du GIEC ; CML 2000 ; WMO ; CML 2000</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : Production et transport des matières premières ; production des emballages (PS pré-expansion, expansion et moulage sur les sites des EUMEPS ; transformation du PP ; transformation du papier en carton ondulé avec un laminage en PE) ; transport des emballages au port ; transport des emballages et de la glace au marché ; fin de vie des emballages</p> <p><b>Exclusion</b> : construction et déconstruction des installations (supposé amorti sur le nombre d'emballages produits sur le site) ; production du moule (amorti sur 15 ans de vie) ; production des lubrifiants, produits chimiques utilisés pour adoucir l'eau (masse très faible et variable en fonction de la qualité d'eau) ; encre pour impression sur les boîtes (rarement utilisée, et si oui très faible en masse) ; pêche du poisson (indépendant de l'emballage étudié) ; part du transport alloué au poisson (indépendant de l'emballage étudié, ce qui n'est pas le cas de la glace qui peut varier en poids selon la qualité d'isolation de l'emballage).</p> <p>Critère d'exclusion : données exclues de l'étude si inférieures à 1 % en masse parmi le flux entrant ou sortant sauf s'il s'agit d'un flux d'énergie, ou que leur impact environnemental est considéré comme non négligeable (ex : produit toxique). Au total, 98 % des éléments produits en masse cumulée sont pris en compte.</p>

<b>Paramètres clés</b>	Données de production (mode de production des matières premières, consommation de gaz naturel et d'électricité pour la transformation) Masse des emballages
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>Sur le changement climatique, la caisse en carton a une performance environnementale équivalente à celles des caisses en plastique, sauf sur le cas du marché espagnol.</p> <p>Sur la consommation d'énergie et la déplétion des ressources non renouvelables, la caisse en carton a une performance environnementale équivalente à celle des caisses en plastique, sauf pour le cas d'un approvisionnement au Danemark où il devient plus pertinent.</p> <p>Sur l'oxydation photochimique, la caisse en carton ressort comme équivalente à une caisse en PP et plus performante qu'une caisse en PS.</p> <p>Sur la consommation d'eau, l'eutrophisation et la génération de déchets, la caisse en carton ressort comme moins performante.</p> <p>Résultats relatifs au poisson approvisionné en France, pour le marché français : La caisse en carton est équivalente ou moins performante que les caisses en plastique sur l'ensemble des catégories d'impact considérées, à l'exception de la catégorie Formation d'oxydants photochimiques pour lequel elle est significativement plus performante que les autres, et sur la consommation d'énergie et la déplétion des ressources non renouvelables où elle est légèrement plus performante, en particulier en comparaison à la caisse en PP.</p> <p>Résultats relatifs au poisson approvisionné en Espagne, pour le marché espagnol : La caisse en carton est équivalente ou moins performante que les caisses en plastique sur l'ensemble des catégories d'impact considérées, à l'exception de la catégorie Formation d'oxydants photochimiques pour lequel elle est significativement plus performante que les autres.</p> <p>Résultats relatifs au poisson approvisionné au Danemark, pour le marché français : La caisse carton est significativement moins performante que les deux autres caisses sur les catégories Consommation d'eau, Eutrophisation de l'eau et Production de déchets. Elle est plus performante que la caisse PSE sur les catégories Consommation d'énergie non-renouvelable, Déplétion des ressources non-renouvelables, CC et l'Oxydation photochimique.</p> <p>La spécificité de ce scénario est que les caisses PSE sont plus lourdes que dans les autres scénarios, globalement et en ratio par rapport aux autres caisses.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Les auteurs notent que si l'on pouvait prendre en compte les différences de performance de refroidissement du camion selon le type de caisse, les résultats de la comparaison resteraient en faveur du PSE, qui est le meilleur isolant.</p> <p>Une amélioration du site de transformation du PSE en boîte permettrait d'améliorer les résultats de la caisse correspondante au point de la rendre significativement plus performante sur 6 des 8 catégories d'impact considérées.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>L'étude fournit des informations détaillées sur les étapes de production et leur impact environnemental, et propose même un axe d'amélioration de l'étape de transformation dans une analyse de sensibilité.</p> <p>Le résultat est mitigé pour la comparaison entre des caisses de grande taille, mais ce point est peu interprété.</p> <p>Le périmètre de l'étude porte notamment sur le marché français, donc les résultats correspondants sont directement applicables au cas français.</p> <p>Ce type de caisse n'est pas directement comparable aux caisses de fruits et légumes car il nécessite une bonne isolation thermique et une résistance à l'eau.</p>

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Transformation du PS en PSE, du PP : questionnaires complétés par des industriels pour l'étude Transport : données collectées par PwC Ecobilan auprès des marchés, sociétés de logistiques, notamment Production de glace : données transmises par GE Refrigeration</p> <p><b>Secondaires</b> Production de plastique brut : PlasticEurope Production du carton : FEFCO Autres étapes : ecoinvent v.3.3, avec les justifications sur chaque choix parmi la base de données</p>
<b>Représentativité des données</b>	Données datées entre 2005 et 2011, représentatives du cas de l'Europe avec une adaptation aux cas nationaux via le mix énergétique, et portant sur des technologies contemporaines.
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des stocks (allocation 0:100), en boucle ouverte pour le recyclage du PSE (matière recyclée issue du produit étudié incorporée dans un autre type de produit), et en boucle fermée pour le carton (matière recyclée issue du produit étudié incorporée dans ce même type de produit).</p> <p><b>Hypothèses</b> On considère que les performances de refroidissement du camion sont les mêmes quel que soit l'emballage choisi (plus ou moins isolant).</p>
Précisions sur les résultats et comparaison	
<b>Compléments sur les résultats</b>	<p><b>Compléments relatifs aux caisses PSE :</b> L'étape de production contribue entre 61 % et 95 % aux impacts des emballages PSE, pour plusieurs catégories (consommation d'énergie non renouvelable, consommation des ressources non-renouvelables, effet de serre, et acidification). C'est principalement lié à la production des matières premières (36 à 60 %). Sur les autres catégories d'impact, la production est un plus faible contributeur. Concernant les impacts relatifs à l'acidification, l'étape de transport est le second principal contributeur (de l'ordre de 20 à 39 % en fonction du scénario considéré). Pour la consommation d'eau, le principal contributeur est la production de glace (39 à 50 % des impacts en fonction du scénario considéré). Pour l'oxydation photochimique, l'étape de transformation contribue à environ 82 % des impacts selon le scénario considéré. Concernant les impacts relatifs à l'eutrophisation, les principaux contributeurs sont l'étape de production (18 à 33 % des impacts) et les étapes de transports (représentant au total 46 à 60 % des impacts). Pour la production de déchets, la fin de vie contribue de 41 à 78 % selon le scénario considéré.</p> <p><b>Compléments relatifs aux caisses PP :</b> L'étape de production contribue entre 60 % et 98 % aux impacts des emballages PP pour plusieurs catégories (consommation d'énergie non renouvelable, consommation des ressources non-renouvelables, effet de serre, et acidification). C'est principalement lié à la production des matières premières (de 39 à 95 %). Pour la consommation d'eau, le principal contributeur est la production de la glace avec 53 à 58 % des impacts selon le scénario considéré. Concernant les impacts relatifs à l'eutrophisation l'étape de production des matériaux bruts couvre 24 à 43 % des impacts selon le scénario considéré.</p>

Pour la production de déchets, la fin de vie contribue de 72 à 94 % selon le scénario considéré.

### Compléments relatifs aux caisses carton :

L'étape de production contribue entre 65 % et 97 % aux impacts des emballages carton pour plusieurs catégories (consommation d'énergie non renouvelable, consommation des ressources non-renouvelables, effet de serre, et acidification). C'est principalement lié à la production des matières premières (de 45 à 80 %).

Pour la consommation d'eau, le principal contributeur est la production de la glace avec 53 à 58 % des impacts selon le scénario considéré.

Concernant les impacts relatifs à l'eutrophisation l'étape de production des matériaux bruts représente 78 à 84 % des impacts selon le scénario considéré.

Pour la production de déchets, la fin de vie contribue de (76 à 94 %) selon le scénario considéré.

Dans le récapitulatif des résultats présenté ci-dessous, la caisse PSE est choisie comme référence, et l'écart est considéré significatif à partir de 20% d'écart.

Indicator		EPS			PP			Cardboard		
		4 kg	4 kg	4 kg	6 kg	6 kg	6 kg	20 kg	20 kg	20 kg
		France	France	France	Spanish	Spanish	Spanish	Scandinavian	Scandinavian	Scandinavian
Non renewable primary energy	MJ	1	1.1	0.9	1	1.3	1.0	1	0.8	0.6
Depletion of Non Renewable Resources	kg eq. Sb	1	1.2	0.9	1	1.3	1.0	1	0.9	0.6
Emission of Greenhouse gases	kg CO2 eq., 100 years	1	0.9	1.0	1	1.0	1.4	1	0.8	0.7
Air acidification	g SO2 eq.	1	1.0	2.0	1	1.2	2.0	1	0.8	1.0
Photochemical Oxidants formation	g eq. ethylene	1	0.3	0.2	1	0.3	0.2	1	0.2	0.1
Water consumption	m <sup>3</sup>	1	0.8	3.3	1	0.7	3.5	1	1.0	4.1
Water Eutrophication	in g eq. PO43-	1	1.3	5.9	1	1.2	5.3	1	0.9	2.4
Total waste production	kg	1	3.4	7.6	1	2.1	4.1	1	1.5	2.4

### Résultats de l'analyse de sensibilité

Utilisation de paramètres européens moyens (mix électrique, gestion des déchets, etc.) : le scénario réalisé est très proche du scénario espagnol, donc ce ne sont pas des paramètres sensibles.

Amélioration du site de transformation du PSE : le PSE devient significativement plus performant que le carton sur toutes les catégories sauf l'Oxydation photochimique, et significativement plus performant que le PP sur toutes les catégories sauf l'Oxydation photochimique et la Consommation d'eau.

Utilisation de la méthode des impacts évités au lieu de la méthode des stocks pour le recyclage du plastique, avec une allocation des bénéfices du recyclage à 100 % sur l'étape de recyclage en fin de vie : le PSE devient significativement plus performant que le carton sur toutes les catégories sauf l'Oxydation photochimique, et significativement plus performant que le PP sur la Consommation d'énergie non renouvelable, la Consommation des ressources non renouvelables, et l'Acidification.

Utilisation de la méthode des impacts évités au lieu de la méthode des stocks pour le recyclage des plastiques et allocation des bénéfices du recyclage à 50 % sur l'étape de recyclage en fin de vie et 50 % sur l'étape d'incorporation de matière recyclée: la seule différence avec le scénario de référence est que le PSE devient significativement plus performant que le PP sur la Consommation des ressources non renouvelables

### Résultats de l'analyse d'incertitude

Pas d'analyse d'incertitude

## Fiche 13 : Life Cycle Assessment of Reusable Plastic Crates

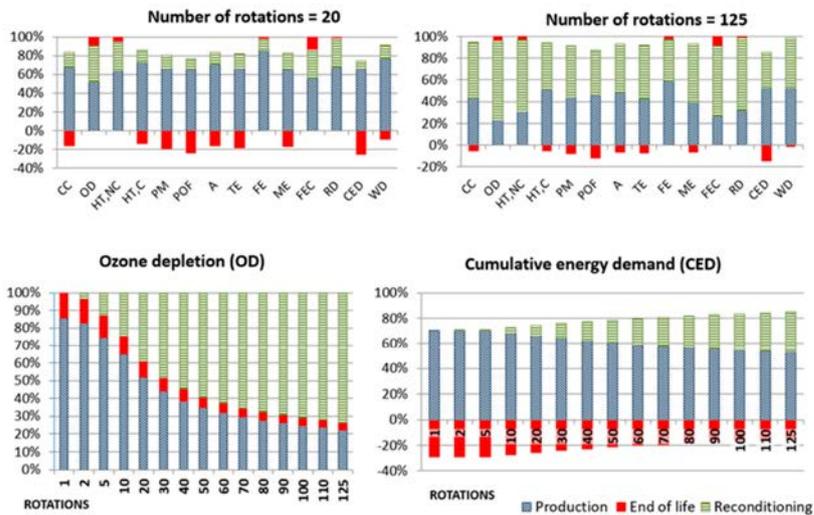
### Principales caractéristiques du document

<b>Auteurs</b>	Tua, C. (Politecnico di Milano) ; Biganzoli, L. ; Grosso, M. ; Rigamonti, L.		
<b>Année</b>	2019	<b>Zone géographique visée</b>	Italie
<b>Type de document</b>	Article (Ressources)	<b>Revue critique</b>	Non
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) d'évaluer les performances environnementales et énergétiques liées au cycle de vie des caisses plastiques réutilisables (notées RPC) en fonction du nombre de livraisons ;</li> <li>2) d'identifier la contribution de la phase de reconditionnement aux indicateurs environnementaux globaux et d'indiquer des méthodes pour une gestion plus durable des RPC ;</li> <li>3) de comprendre si le système de RPC basé sur le reconditionnement et la réutilisation des emballages est plus performant qu'un autre système basé sur des caisses plastiques à usage unique (notées SPC) de même capacité.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés ».</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	<p>L'étude couvre le transport de fruits et légumes via des caisses en plastique en Italie, avec un focus particulier sur la phase de reconditionnement.</p> <p>Plusieurs scénarios de nettoyage des caisses RPC sont considérés : part des caisses nettoyées entre deux utilisations (55 % par défaut, 100 % autrement), type de produits chimiques utilisés.</p>		
<b>Type d'emballages couverts</b>	<p>Emballages industriels : caisses</p> <p>Emballages tertiaires</p>		
<b>Matériaux couverts</b>	PP		
<b>Description</b>	<p>Caisse en plastique réutilisable (RPC) : 1,49 kg ; en PP ; capacité 12 kg.</p> <p>Caisse en plastique à usage unique (SPC) : 0,579 kg ; en PP ; capacité 12 kg.</p>		
<b>Points clés de méthodologie</b>			
<b>Unité fonctionnelle</b>	Proposer une capacité de livraison de 1200 kg dans le cadre de la distribution de fruits et légumes avec des caisses en plastique de capacité 12 kg pendant n trajets, avec $1 < n < 125$		
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b>            Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Toxicité humaine (cancérogène, non-cancérogène) ; Émissions de particules ; Oxydation photochimique ; Acidification ; Eutrophisation terrestre ; Eutrophisation aquatique des eaux douces ; Eutrophisation aquatique marine ; Écotoxicité des eaux douces ; Déplétion des ressources minérales, fossiles et renouvelables ; Demande d'énergie cumulée ; Consommation d'eau</p> <p><b>Méthodologie</b>            Résultats du LCIA calculés selon la méthode ILCD, sauf pour la Demande d'énergie cumulée et la Consommation d'eau calculées par méthode de flux</p>		
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : production des caisses (injection de PP dans un moule) ; reconditionnement (collecte par la plateforme logistique, inspection, nettoyage, séchage, inspection, traitement des eaux usées et incinération de résidus solides) ; traitement des caisses en fin de vie par recyclage ; transport des caisses, des résidus solides et des boues d'épuration</p>		

	<b>Exclusion</b> : utilisation (y compris transport des fruits et légumes avec la caisse) ; production des fruits et légumes
<b>Paramètres clés</b>	Poids de la caisse Nombre d'utilisations (pour la caisse RPC)
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>Comparaison des caisses à usage multiple (RPC) et à usage unique (SPC)</p> <p>Les caisses à usage unique (SPC) ont des performances environnementales moins bonnes que les caisses à usage multiple (RPC), dès <math>n = 3</math> (i.e. pour 3 utilisations minimum des caisses RPC). Lorsque les caisses réutilisables sont utilisées une ou deux fois, elles ont en moyenne un impact 2,6 ou 1,3 (respectivement pour <math>n = 1</math> ou <math>n = 2</math>) fois plus élevé sur les différentes catégories étudiées.</p> <p>L'intérêt pour le cas à usage multiple (RPC) augmente avec le nombre d'utilisation.</p> <p>Dans un scénario de nettoyage de 100 % des caisses RPC (au lieu de 55 % ci-dessus), l'impact des RPC devient plus faible que le système équivalent à usage unique à partir de <math>n = 5</math> (54-60 % si <math>n = 5</math>, 35-42 % si <math>n = 8</math>, 16-23 % si <math>n = 20</math>, 12-19 % si <math>n = 30</math>, 7-14 % si <math>n = 80</math>, 6-13 % si <math>n = 125</math>).</p> <p>À noter que le transport des produits au site de distribution n'est pas pris en compte, bien que cette étape joue de façon différente sur les impacts des deux caisses, du fait de leur poids (en faveur des caisses à usage unique, plus légères).</p> <p>Répartition des impacts par étapes du cycle de vie pour les caisses RPC</p> <p>Quand <math>n &lt; 20</math>, les impacts sont principalement issus de la phase de production (entre 52 % et 85 % pour <math>n = 20</math>, selon les catégories d'impact). Plus le nombre d'utilisations augmente, plus la phase de reconditionnement contribue aux impacts : selon la catégorie, l'étape contribue de 29 % à 71 % des impacts, dans le scénario 100 % de nettoyage et <math>n = 100</math> (voir la figure en annexe).</p> <p>Plus précisément, dans ce scénario, ce sont le transport au site de reconditionnement (Émissions de particules ; Oxydation photochimique ; Eutrophisation terrestre ; Eutrophisation aquatique marine ; Déplétion des ressources), la consommation d'électricité (Eutrophisation et Écotoxicité des eaux douces) et le nettoyage (CC, déplétion de la couche d'ozone, Demande d'énergie cumulée ; Consommation d'eau) qui contribuent le plus fortement aux différentes catégories d'impact.</p> <p>Dans l'autre scénario (55 % de nettoyage des caisses, <math>n = 100</math>), les impacts sont principalement dus à la phase de transport sauf pour les catégories Eutrophisation et Écotoxicité des eaux douces et Consommation d'eau, pour lesquelles les phases de consommation d'électricité, traitement des résidus solides et consommation d'eau sont respectivement les plus contributrices.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Les impacts du scénario de réutilisation pourraient être réduits par un meilleur maillage territorial des sites de reconditionnement (distances de transport associées réduites), une baisse de la consommation énergétique, l'utilisation d'énergies renouvelables, de cogénération et, bien que l'impact associé soit plus négligeable, de produits chimiques sans acide peracétique.</p> <p>La phase de transport pour l'utilisation des caisses n'est pas modélisée, ce qui pourrait être fait lors d'une mise à jour future de l'étude sous réserve d'une collecte de données primaires associées.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>L'étude couvre les détails de la phase de reconditionnement avec des données primaires, et met en avant les paramètres d'influence principaux. L'exclusion de la phase d'utilisation est discutable, car elle comprend le transport des produits au site de distribution, et l'impact de cette étape dépend du poids de la caisse et favorise les caisses plus légères (i.e. à usage unique). Cela pourrait donc augmenter le nombre d'utilisations à partir duquel les caisses réutilisables sont plus pertinentes que les caisses à usage unique.</p> <p>Les emballages considérés sont représentatifs de ceux rencontrés sur le marché français. À noter que d'autres études considèrent une alternative à usage unique plus légère, ce qui n'est pas le cas dans cette publication. Cependant, il n'est pas</p>

possible de savoir si cela impacterait les résultats de la comparaison entre une caisse à usage unique et une caisse réutilisable.

## Annexe

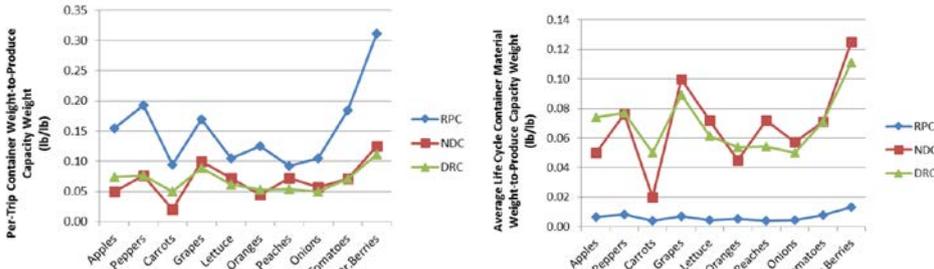
Précisions sur la méthodologie	
Sources de données	<p><b>Primaires</b> Production et reconditionnement des caisses : collectées auprès des acteurs correspondants</p> <p><b>Secondaires</b> Fin de vie des RPC : données issues de la littérature Autres étapes d'arrière-plan (produits chimiques et mix énergétique) : ecoinvent 3.3</p>
Représentativité des données	Les données sont représentatives du Nord de l'Italie et des années 2016-2017, et constituées majoritairement de données primaires
Choix méthodologiques	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 0:100).</p> <p><b>Hypothèses</b> Non précisé</p>
Précisions sur les résultats et comparaison	
Compléments sur les résultats	<p>Dans le scénario de nettoyage à 100 %, toutes les catégories voient leur impact augmenter de plus de 14 % par rapport au scénario de nettoyage à 55 % pour n = 125.</p> <p>La comparaison sur les produits de nettoyage montre un écart moins visible, inférieur à 13,5 % pour n = 125.</p> 
Résultats de l'analyse de sensibilité	<p>Production d'électricité renouvelable sur le site de reconditionnement des caisses RPC : cette alternative permet de réduire les impacts de l'étape de reconditionnement de l'ordre de 25 à 29 % (selon la part de caisses nettoyées) pour tous les indicateurs sauf la Déplétion des ressources, qui augmente. Cependant, la comparaison avec un système à usage unique n'est pas altérée.</p> <p>Production de chaleur par une installation de cogénération chaleur/électricité : cette alternative permet de réduire les impacts de l'étape de reconditionnement de l'ordre de 30 à 32 % (selon la part de caisses nettoyées) pour tous les indicateurs sauf pour les catégories Oxydation photochimique, Acidification, Eutrophisation terrestre, qui augmentent. Cependant, la comparaison avec un système à usage unique n'est pas altérée.</p>

	Taux d'incorporation de PP recyclé à 100 % dans les caisses RPC et SPC, en supposant des performances équivalentes du MPR : tous les impacts sont réduits, mais la comparaison entre les deux types de caisses reste inchangée.
Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude

### Fiche 14 : Comparative Life Cycle Assessment of Reusable Plastic Container and Display- and Non-Display-Ready Corrugated Containers Used for Fresh Produce Applications

#### Principales caractéristiques du document

Commanditaire / Auteurs	IFCO / Franklins Associates		
Année	2019	Zone géographique visée	Amérique du Nord
Type de document	Rapport	Revue critique	Oui
Objectifs de l'étude	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Évaluer les impacts environnementaux des activités d'IFCO sur les caisses réutilisables en plastique en Amérique du Nord ;</li> <li>2) Alimenter les outils d'aide à la décision internes à IFCO ;</li> <li>3) Délivrer des résultats sur la performance énergétique des caisses réutilisables en plastique IFCO en comparaison avec les caisses conventionnelles en carton ondulé, en vue des actions de communication d'IFCO envers ses fournisseurs et/ou les décideurs publics.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés ».</p>		
Description des systèmes			
Périmètre de l'étude	Caisses les plus utilisées communément en Amérique du Nord pour le transport de produits frais les mieux représentatifs de la chaîne de distribution nord-américaine : pommes, oignons, poivrons, oranges, carottes, pêches/nectarine, raisin, tomates, laitue Iceberg, fraises.		
Type d'emballages couverts	Emballages industriels (primeurs) : caisses de fruits et légumes Emballages tertiaires		
Matériaux couverts	Plastique (PP), carton		
Description	<p>Système 1: RPC: « Reusable plastic containers », i.e. caisses réutilisables en plastique.</p>  <p>Système 2: DRC: « Display-ready corrugated fiber containers », i.e. caisses en carton ondulé pour présentation (usage unique).</p> <p>Système 3: NDC: « Non-display-ready corrugated fiber containers », i.e. caisses en carton ondulé non prévue pour la présentation (usage unique).</p>		
Points clés de méthodologie			

Unité fonctionnelle	1000 tonnes de produits livrés au magasin en Amérique du Nord (USA ou Canada)																																																																						
Catégories d'impact	<p><b>Catégories</b> Changement climatique ; Consommation d'énergie primaire ; Déplétion de la couche d'ozone ; Consommation d'eau ; Acidification ; Eutrophisation ; Oxydation photochimique ; Production de déchets solides</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode TRACI 2.1 par Franklin Associates, sauf CC qui est caractérisé par le rapport 5 du GIEC (2013) et Consommation d'eau et production de déchets qui est directement issu du LCI.</p>																																																																						
Frontières du système	<p><b>Pris en compte</b> : extraction des ressources brutes, production des matériaux, production des caisses, production des éléments attenants (palettes, etc.), lavage, recyclage, traitement des déchets (calorisation énergétique ou mise en décharge)</p> <p><b>Exclusion</b> : les impacts associés aux produits (culture, réfrigération, utilisation, etc.) ne sont pas pris en compte, car considérés identiques à tous les systèmes. De la même manière, la masse des produits est exclue du calcul de la phase de transport. Les produits de protection du carton n'ont pas été pris en compte (ni en production ni en recyclage) car les données correspondantes n'étaient pas disponibles, mais leur impact est considéré a priori négligeable.</p> <p>Les huiles et étiquettes ne sont pas prises en compte car contribuant à moins de 1% en poids et impact environnemental (= critère de cut-off).</p>																																																																						
Paramètres clés	<p>Nombre de trajet moyen N = 39,3 pour RPC et 1 pour les DRC/NDC</p> <p>CW-PW : poids de l'emballage vide par rapport au poids de produits pouvant être transporté, qui est plus élevé pour les RPC par trajet, mais bien moins élevé sur la vie totale de la caisse</p> 																																																																						
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>																																																																							
Résultats de l'étude	<p>La caisse en plastique réutilisable (RPC) est meilleure sur 7 des 8 catégories d'impact sauf pour l'oxydation photochimique, où l'écart est insuffisant pour conclure. La publication ne précise pas les principaux contributeurs aux résultats.</p> <table border="1" data-bbox="438 1500 1372 1892"> <thead> <tr> <th colspan="2"></th> <th colspan="3">Per 1,000 Tonnes of North American Produce Delivered:</th> <th colspan="2">(Potential Savings: RPC Relative to Fiber Containers)</th> </tr> <tr> <th colspan="2"></th> <th>RPCs</th> <th>DRCs</th> <th>NDCs</th> <th>DRC → RPC</th> <th>NDC → RPC</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td><b>Energy Demand</b></td> <td><i>GJ eq</i></td> <td>1,682</td> <td>2,537</td> <td>2,420</td> <td>34%</td> <td>31%</td> </tr> <tr> <td><b>Global Warming</b></td> <td><i>kg CO2 eq</i></td> <td>87,768</td> <td>127,514</td> <td>121,392</td> <td>31%</td> <td>28%</td> </tr> <tr> <td><b>Ozone Depletion</b></td> <td><i>kg CFC-11 eq</i></td> <td>5.1E-04</td> <td>0.0010</td> <td>9.8E-04</td> <td>51%</td> <td>49%</td> </tr> <tr> <td><b>Water Consumption</b></td> <td><i>m3 H2O</i></td> <td>251</td> <td>720</td> <td>689</td> <td>65%</td> <td>64%</td> </tr> <tr> <td><b>Acidification</b></td> <td><i>kg SO2 eq</i></td> <td>345</td> <td>666</td> <td>633</td> <td>48%</td> <td>46%</td> </tr> <tr> <td><b>Eutrophication</b></td> <td><i>kg N eq</i></td> <td>17.5</td> <td>63.4</td> <td>60.5</td> <td>72%</td> <td>71%</td> </tr> <tr> <td><b>Photochemical Smog</b></td> <td><i>kg O3 eq</i></td> <td>9,539</td> <td>10,155</td> <td>9,554</td> <td>6%</td> <td>0.2%</td> </tr> <tr> <td><b>Solid Waste</b></td> <td><i>kg SW</i></td> <td>2,527</td> <td>16,877</td> <td>16,175</td> <td>85%</td> <td>84%</td> </tr> </tbody> </table> <p style="text-align: center;"> <span style="background-color: #92d050; border: 1px solid black; padding: 2px;">Meaningful difference (lower for RPCs)</span>  <span style="background-color: #cccccc; border: 1px solid black; padding: 2px;">Insignificant difference</span> </p>			Per 1,000 Tonnes of North American Produce Delivered:			(Potential Savings: RPC Relative to Fiber Containers)				RPCs	DRCs	NDCs	DRC → RPC	NDC → RPC	<b>Energy Demand</b>	<i>GJ eq</i>	1,682	2,537	2,420	34%	31%	<b>Global Warming</b>	<i>kg CO2 eq</i>	87,768	127,514	121,392	31%	28%	<b>Ozone Depletion</b>	<i>kg CFC-11 eq</i>	5.1E-04	0.0010	9.8E-04	51%	49%	<b>Water Consumption</b>	<i>m3 H2O</i>	251	720	689	65%	64%	<b>Acidification</b>	<i>kg SO2 eq</i>	345	666	633	48%	46%	<b>Eutrophication</b>	<i>kg N eq</i>	17.5	63.4	60.5	72%	71%	<b>Photochemical Smog</b>	<i>kg O3 eq</i>	9,539	10,155	9,554	6%	0.2%	<b>Solid Waste</b>	<i>kg SW</i>	2,527	16,877	16,175	85%	84%
		Per 1,000 Tonnes of North American Produce Delivered:			(Potential Savings: RPC Relative to Fiber Containers)																																																																		
		RPCs	DRCs	NDCs	DRC → RPC	NDC → RPC																																																																	
<b>Energy Demand</b>	<i>GJ eq</i>	1,682	2,537	2,420	34%	31%																																																																	
<b>Global Warming</b>	<i>kg CO2 eq</i>	87,768	127,514	121,392	31%	28%																																																																	
<b>Ozone Depletion</b>	<i>kg CFC-11 eq</i>	5.1E-04	0.0010	9.8E-04	51%	49%																																																																	
<b>Water Consumption</b>	<i>m3 H2O</i>	251	720	689	65%	64%																																																																	
<b>Acidification</b>	<i>kg SO2 eq</i>	345	666	633	48%	46%																																																																	
<b>Eutrophication</b>	<i>kg N eq</i>	17.5	63.4	60.5	72%	71%																																																																	
<b>Photochemical Smog</b>	<i>kg O3 eq</i>	9,539	10,155	9,554	6%	0.2%																																																																	
<b>Solid Waste</b>	<i>kg SW</i>	2,527	16,877	16,175	85%	84%																																																																	
<b>Analyse critique</b>																																																																							

<p><b>Conclusions et discussions de l'auteur</b></p>	<p>Les caisses en plastique réutilisables de l'IFCO présentent de meilleures performances environnementales que les caisses en carton ondulé (usage unique) pour 7 catégories d'impacts environnementaux (hormis pour l'oxydation photochimique, où l'écart est insuffisant pour conclure). Selon les choix de modélisation sur le recyclage du carton, on peut néanmoins modifier les résultats de cette comparaison sur le changement climatique, voire inverser les résultats de la comparaison en faveur d'un emballage DRC / NDC en carton (cas d'un mix énergétique nord américain).</p>
<p><b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b></p>	<p>Bien que la robustesse de l'étude soit jugée bonne, les résultats dépendent fortement des hypothèses posées pour la modélisation, en particulier concernant le recyclage du carton. Les résultats seraient à comparer avec d'autres études sur le sujet, pour voir si des données primaires sur les emballages en carton recyclables concluent sur cette même variabilité en fonction de la méthode de prise en compte du recyclage.</p> <p>Par ailleurs, la publication présente uniquement les résultats sous forme agrégée, sans explications sur les principaux contributeurs ; et elle ne précise pas les limites de l'évaluation.</p> <p>Point d'attention : les données primaires sont celles d'IFCO et sont spécifiques à l'Amérique du Nord. Les emballages industriels ne sont pas les mêmes qu'en France (dimensions et structure différentes), cependant ce sont les résultats de la comparaison (et non les résultats pour une solution d'emballage) qui sont utilisés dans le cadre de l'étude, la structure exacte de l'emballage n'est donc pas clé dans l'analyse des résultats. D'autres aspects sont à garder en tête pour la comparabilité avec la situation française, mais ne sont pas jugés limitants :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Lavage : les impacts sur le CC peuvent varier selon le mix électrique utilisé. Entre les États considérés, cette étape n'a pas d'impact ; si le mix électrique français était utilisé, les résultats seraient <i>a priori</i> davantage favorables à l'emballage RPC (réutilisé) en comparaison aux deux autres (mix électrique moins carboné pour cette étape).</li> <li>- Distances de transport pour la phase de lavage, a priori plus élevés en Amérique du Nord qu'en France : l'analyse de sensibilité conclue que ce n'est pas un paramètre jouant significativement sur les résultats (les distances considérées ne sont pas précisées).</li> <li>- Incorporation de recyclé dans les caisses en carton : les résultats sur le changement climatique où la caisse en carton deviendrait plus pertinente avec un fort taux de recyclé incorporé ne sont a priori pas applicables au cas français, en raison d'un mix énergétique différent</li> </ul> <p>À noter que cette étude considère un taux d'incorporation de 15 % dans les caisses en carton, alors que l'étude commanditée en 2011 par Carton Ondulé de France considère un taux d'incorporation de 82 % (dans les deux cas, le circuit étudié est celui de livraison de fruits et légumes). Cependant, l'utilisation de carton recyclé est plus pertinente sur les impacts sur le changement climatique dans le cas américain, mais pas dans le cas français.</p>

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<p><b>Sources de données</b></p>	<p><b>Primaire</b> Caractéristiques de la RPC vide (poids, matériaux, production des matériaux, distances de transport, lavage) ; Modes de transport.</p> <p><b>Bases de données</b> Spécificités des caisses sélectionnées : statistiques de Franklin Associates, A Division of ERG. Production des caisses en carton : analyse gate-to-gate publiée par National Council for Air and Stream Improvement (NCASI) en 2014. Production de matière première : mise à jour d'un inventaire de cycle de vie de CORRIM Phase I and Phase II Reports.</p>

	<p>Donnée sur le PP : mise à jour 2011 des ACC Plastics Data publié par US LCI Database.</p> <p>Configuration des caisses en carton : déduit des données IFCO sur les RPC.</p> <p>Distances d'approvisionnement : IFCO pour les étapes spécifiques aux RPC (ex : lavage), et déduites des productions agricoles par État du US Department of Agriculture (USDA) National Agricultural Statistics Service (NASS) pour les étapes communes à toutes les caisses.</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Choix des caisses étudiées basé sur leur représentativité statistique du marché.</p> <p>Les données RPC sont le reflet du fonctionnement interne à IFCO, en situation stable (la gestion des stocks et l'incorporation des chutes de fabrication peuvent varier d'une entreprise à une autre).</p> <p>L'étape de transport se base sur des données statistiquement représentatives de l'industrie.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Modélisation</b></p> <p>Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 0 :100).</p> <p><b>Hypothèses</b></p> <p>La composition des emballages NDC et DRC a été estimée pour un chargement et des dimensions égales aux emballages RPC, par palette et par camion.</p> <p>Les RPC retirés du stock en roulement côté consommateur ne sont pas recyclés.</p> <p>Les impacts associés au traitement des déchets en fin de vie sont évalués uniquement pour l'indicateur CC, et couvrent les impacts associés à l'électricité produite et à la logistique (transport et fonctionnement des équipements de la décharge).</p> <p>Le mix énergétique utilisé pour la production des matériaux bruts est le mix moyen des USA, mais une AS a été réalisée avec le mix énergétique des États où se situe actuellement la production des emballages.</p>
<b>Précisions sur les résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'analyse de sensibilité</b>	<p>Les paramètres suivants ont été testés selon une analyse de sensibilité, et leur influence sur les résultats n'était pas significative :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Taux de réutilisation des RPC IFCO</li> <li>- Taux de perte des RPC par les consommateurs</li> <li>- Taux de perte des RPC lors de la phase d'utilisation</li> <li>- Taux de récupération par recyclage interne des RPC</li> <li>- Taux d'incorporation de MPR dans les RPC</li> <li>- Distance parcourue par les RPC pour la phase de lavage</li> <li>- Implantation géographique des sites de production / lavage / recyclage (mix énergétique)</li> </ul> <p>Taux de recyclage du carton d'origine industrielle : pour des taux de recyclage plus faibles, on ne peut pas conclure de manière significative sur l'indicateur CC (analyse réalisée avec la méthode de calcul d'impacts évités), car cela augmente les impacts associés à l'enfouissement et l'incinération. A l'inverse, un taux de recyclage trop élevé peut avoir un effet négatif sur l'indicateur CC car le recyclage du carton consomme plus d'énergie fossile que du papier vierge (analyse également réalisée avec la méthode de calcul d'impacts évités). C'est donc un paramètre déterminant pour le résultat de l'étude, mais la publication ne précise pas les valeurs de taux de recyclage associées à ces conclusions.</p> <p>Méthodologie de prise en compte des impacts du recyclage (impacts évités ou méthode des stocks) : une modélisation suivant la méthode des stocks ne permet pas de conclure sur l'indicateur CC. C'est donc un choix déterminant pour le résultat de l'étude.</p> <p>Taux d'incorporation de MPR dans les caisses en carton : à partir d'un taux de 52 %, les résultats relatifs au CC favorisent le carton (note : en pratique le marché est plutôt à 15 %)</p>

	Baseline	Max or Interim	Min
RPC Trip Number	39.3	72.9	23.4
RPC Loss Rate	0.80%	0.85%	0.75%
RPC Breakage Rate	0.98%	2.0%	0.10%
RPC Recycling Recovery Yield	98%	99%	97%
RPC Recycled Content	50%	100%	0%
RPC Cleaning Distance	398 miles	597 miles	199 miles
Fiber Containers' Recycling Rate	95%	78%	50%
Fiber Containers' Recycled Content	15%	52.7%	0%
Electricity Grid Mix (Region)	US Avg	SPP	NPCC
Recycling Allocation Methodology	System Expansion	n/a	Cut-Off

L'influence du recyclage des fibres de carton sur l'indicateur CC s'explique par le fait que la prise en compte de ce recyclage (selon les choix méthodologiques opérés) est très sensible : en effet, on n'en inclue que très peu (15 %) dans le produit neuf alors qu'on le recycle très bien (95 %).

Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude
--------------------------------------	-----------------------------

### Fiche 15 : Life Cycle Assessment of Corrugated Containers and Reusable Plastic Containers for Produce Transport and Display

#### Principales caractéristiques du document

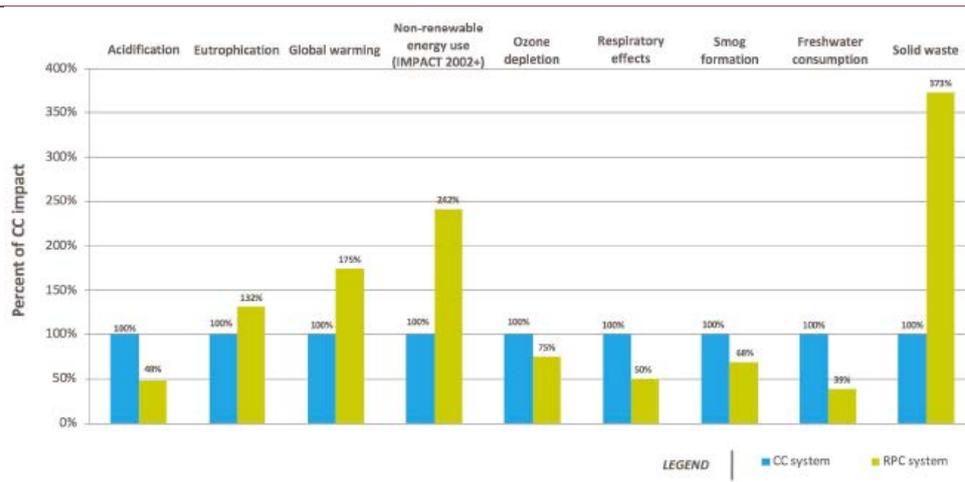
Commanditaire / Auteurs	Corrugated Packaging Alliance / PwC		
Année	2019	Zone géographique visée	International
Type de document	Rapport	Revue critique	Oui
Objectifs de l'étude	<p>L'objectif de l'étude est de réaliser une analyse de cycle de vie comparative de caisses en carton ondulé (ci-après « CCO ») et de caisses réutilisables en plastique (ci-après « CRP »), qui ont vocation à transporter des aliments frais de type fruits et légumes entre les producteurs et les distributeurs aux États-Unis. Les auteurs cherchent à identifier la magnitude et la robustesse des avantages environnementaux de chaque système.</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés ».</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
Périmètre de l'étude	<p>L'étude réalise une comparaison de caisses en carton ondulé à usage unique et de caisses en plastique réutilisables. Ces caisses ont vocation à transporter et à servir de présentoir pour des aliments frais (ex : pommes) aux États-Unis. Elles peuvent également être utilisées pour stocker les produits alimentaires au point de vente.</p> <p>L'étude considère 8 produits alimentaires : pommes, carottes, raisins, laitues, oranges, oignons, tomates et fraises.</p>		
Type d'emballages couverts	<p>Emballages industriels.</p> <p>Emballages tertiaires (caisses pour des fruits et légumes, utilisés par des primeurs).</p>		
Matériaux couverts	PP, carton		

<b>Description</b>	Caisse réutilisable en plastique (CRP) : PP (dont une part de recyclé), recyclable Caisse en carton ondulé (CCO) : carton (dont une part de recyclé), recyclable
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Assurer l'emballage lors du remplissage, le transport et la présentation de 907,185 kg de produits pour la grande distribution aux États-Unis d'une manière qui préserve la sécurité des produits pour la consommation humaine et qui est conforme aux chaînes d'approvisionnement commerciales.
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Changement climatique; Acidification (de l'air, terrestre); Eutrophisation (aquatique, terrestre); Consommation d'énergie primaire non renouvelable; Consommation d'eau douce; Formation d'ozone photochimique; Émission de particules; Déplétion de la couche d'ozone; Déchets solides.</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode TRACI 2.1, sauf pour l'indicateur de consommation d'énergie non-renouvelable.</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : matières première, fabrication, transport, lavage, utilisation, fin de vie.</p> <p><b>Exclusion</b> : distribution en gros des produits, infrastructure et biens d'équipement, pertes de caisses entre la fabrication et l'utilisation, installations des caisses et conditionnement des produits chez le producteur alimentaire, exposition des produits alimentaires chez le détaillant, emballages secondaires, stockage des produits entre le fabricant et le distributeur, stockage des produits chez le distributeur, différences de maillage de réseaux de transport, tri des CRP au moment de l'étape de réemploi, stocks tampons de CRP, transport entre la collecte des CPR et le recyclage en fin de vie, valorisation des CCO exportées, production des produits alimentaires (pertes au cours de l'étape de transport), propriétés thermiques des caisses, utilisation et transformation des sols, indicateurs de toxicité, impacts sociaux et économiques.</p>
<b>Paramètres clés</b>	Distances de transport (CCO et CRP) Masse des CCO Taux de contenu recyclé au sein de caisses neuves (CCO et CRP) Taux de casses/pertes des CRP Nombre d'utilisations des CRP Distances de transport (CCO et CRP)
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p><b>Résultats moyens pondérés selon le marché pour chaque type de caisse</b></p> <p>Les caisses réutilisables en plastique (CRP) génèrent des impacts plus faibles que les caisses à usage unique en carton (CCO) pour trois des sept catégories d'impact (acidification; déplétion de la couche d'ozone; émission de particules), et plus élevés pour trois autres (eutrophisation, changement climatique et consommation d'énergie non renouvelable). Les incertitudes liées aux résultats ne permettent pas de conclure pour les impacts relatifs à la formation d'ozone photochimique.</p> <p><b>Résultats propres aux produits alimentaires transportés</b></p> <p>Les caisses réutilisables en plastique (CRP) génèrent des impacts plus faibles que les caisses à usage unique en carton (CCO) pour quatre catégories d'impact (acidification; émissions de particules; déplétion de la couche d'ozone), et plus élevés pour trois autres (changement climatique; consommation d'énergie primaire non-renouvelable). Les incertitudes liées aux résultats ne permettent pas de conclure pour les impacts relatifs à la formation d'ozone photochimique et à l'eutrophisation.</p>

	<p><b>Résultats par étape du cycle de vie</b> (résultats similaires pour les différents produits alimentaires considérés)</p> <p><u>Pour les caisses à usage unique en carton (CCO)</u>: Le principal contributeur aux impacts des caisses est la fabrication (et la production des matières premières), toutes catégories d'impact confondues, hors déchets solides. La mise en forme du carton en caisses et l'utilisation sont les étapes qui suivent en termes d'impacts environnementaux. La fin de vie génère des impacts faibles, voire négligeables pour certaines catégories d'impacts, sauf pour les déchets solides (principal contributeur).</p> <p><u>Pour les caisses réutilisables en plastique (CRP)</u>: L'étape de réutilisation génère les impacts environnementaux les plus importants pour la plupart des indicateurs (eutrophisation, changement climatique, consommation d'énergie primaire non renouvelable, émission de particules, formation d'ozone photochimique), tandis que la fabrication est le principal contributeur des autres indicateurs (acidification, déplétion de la couche d'ozone, consommation d'eau douce). Pour ces indicateurs, l'étape de fabrication (et la production des matières premières) est le second contributeur. La fin de vie représente un faible contributeur aux impacts, sauf pour les déchets solides, pour lequel c'est le contributeur principal.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Selon les auteurs, les résultats sont considérés robustes, et il n'est pas attendu de différence majeure en cas d'amélioration des données ou de la méthodologie employée.</p> <p>L'étude illustre des leviers qui permettraient d'améliorer la performance environnementale des systèmes, repris dans les paramètres clés.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Les résultats permettent de conclure sur la pertinence d'un système de caisse par rapport à l'autre, par catégorie d'impact. Cependant, les conclusions sont très différentes selon la catégorie considérée, et les auteurs ne proposent pas de résultats sous forme d'indicateur de score unique, qui permettrait de pondérer les indicateurs entre eux.</p> <p>Les indicateurs portant sur l'utilisation des sols, la transformation des sols, l'écotoxicité et la toxicité humaine (cancérogène et non-cancérogène) n'ont pas été inclus dans l'analyse de cycle de vie, tandis qu'ils auraient pu fournir une analyse plus fine des impacts environnementaux.</p> <p>À noter que cette étude présente des paramètres de lavage des caisses en plastique qui sont comparables à ceux de l'étude commanditée en 2011 par Carton Ondulé de France. L'optimisation de ces paramètres (pour refléter les meilleures performances disponibles sur le marché en 2019) et leur influence sur les résultats sont étudiées dans le cadre d'une analyse de sensibilité, qui conclut sur le fait que les résultats ne sont pas sensibles aux variations de ces paramètres dans la fourchette de valeur étudiée.</p> <p>Les résultats de cette étude ne sont pas directement applicables au cas français : les caisses réutilisables en plastique (CRP) et leur fabrication, utilisation et fin de vie sont représentatives du marché américain, de même que le mix électrique utilisé et les estimations de transport. Ainsi, les distances de transport des caisses entre deux réutilisations sont plus élevées (entre 2 000 et 2 500 km entre le centre de collecte et le centre de lavage, auxquels s'ajoutent entre 500 à 1 100 km entre le centre de lavage et le producteur de fruits et légumes) que celles étudiées dans d'autres études portant sur des caisses de fruits et légumes (autour de 600 km).</p> <p>À noter par ailleurs que les données sur les caisses réutilisables en plastique (CRP) sont issues des opérations d'une unique entreprise, la robustesse des données n'est donc pas équivalente entre les deux systèmes comparés.</p>

## Annexe

Précisions sur la méthodologie																					
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Données provenant d'analyses de cycle de vie récentes sur les CRP et les CCO.</p> <p><b>Secondaires</b> Autres étapes : ecoinvent 3.3</p>																				
<b>Représentativité des données</b>	Données utilisées et résultats de l'étude représentatifs pour les industries et processus associés aux caisses en carton ondulé et en plastique réutilisables aux États-Unis au moment de la réalisation de l'étude (2017-2018).																				
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode de « Number of use ». Dans le cas des RPC, le système de recyclage fonctionne en boucle fermée : tous les flux de matériaux recyclés demeurent dans le système, et il n'y a pas d'allocation d'impacts à réaliser. Pour les CCO, une partie du système est considérée en boucle fermée (pas d'allocation des impacts liés au recyclage à réaliser), et une part des CCO recyclés est exportée pour utilisation comme matière première recyclée dans d'autres marchés, en raison d'une offre supérieure à la demande sur le marché américain. La modélisation des impacts de la part exportée n'est pas incluse dans le périmètre de l'étude.</p> <p>Modélisation des impacts liés à l'incinération avec valorisation énergétique et à l'enfouissement des CCO (=CC dans le tableau) et des CRP (=RPC dans le tableau) :</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">CC</th> <th colspan="2">RPC</th> </tr> <tr> <th></th> <th><i>Impact</i></th> <th><i>Credit</i></th> <th><i>Impact</i></th> <th><i>Credit</i></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Incineration (with energy recovery)</td> <td>Corrugated board incineration process</td> <td>Heat &amp; electricity generation</td> <td>Polypropylene incineration process</td> <td>Heat &amp; electricity generation</td> </tr> <tr> <td>Landfill (including methane flaring as well as fugitive emissions)</td> <td>Corrugated board landfill process</td> <td>Heat generation from captured methane combustion</td> <td>Polypropylene landfill process</td> <td>(none)</td> </tr> </tbody> </table> <p><b>Hypothèses</b> Part de plastique recyclé intégré dans les CRP : 25 % Nombre d'utilisation : 24 Taux de casse/pertes : 5 % Taux de recyclage des CCO : 95 % Taux de recyclage des CRP : 98 % Les CRP peuvent être repliées lorsqu'elles ne sont pas utilisées.</p>		CC		RPC			<i>Impact</i>	<i>Credit</i>	<i>Impact</i>	<i>Credit</i>	Incineration (with energy recovery)	Corrugated board incineration process	Heat & electricity generation	Polypropylene incineration process	Heat & electricity generation	Landfill (including methane flaring as well as fugitive emissions)	Corrugated board landfill process	Heat generation from captured methane combustion	Polypropylene landfill process	(none)
	CC		RPC																		
	<i>Impact</i>	<i>Credit</i>	<i>Impact</i>	<i>Credit</i>																	
Incineration (with energy recovery)	Corrugated board incineration process	Heat & electricity generation	Polypropylene incineration process	Heat & electricity generation																	
Landfill (including methane flaring as well as fugitive emissions)	Corrugated board landfill process	Heat generation from captured methane combustion	Polypropylene landfill process	(none)																	
Précisions sur les résultats et comparaison																					
<b>Compléments sur la comparaison n°1</b>	Détail des résultats moyens pondérés selon le marché pour chaque type de caisse (CC system = CCO et RPC system = CRP).																				



### Résultats de l'analyse de sensibilité

Différents paramètres ont fait l'objet d'une analyse de sensibilité, sans modification des résultats sur la comparaison des deux systèmes :

- Nombre d'utilisation des CRP
- Processus de lavage des CRP
- Taux de perte et de casse des CRP
- Perissabilité (si évolution identique entre les deux systèmes)
- Choix de la méthodologie d'évaluation d'impact
- Comptabilisation du carbone biogénique
- Carbone biogénique stocké au cours de l'enfouissement
- Part de contenu recyclé des CRP
- Transport des CRP
- Masse des CCO
- Taux de valorisation des CCO
- Part de contenu recyclé des CCO

### Meilleurs et pire scénarios :

Pour le système CRP : le meilleur scénario comprend le taux de réutilisation le plus élevé, le taux de pertes/casse le plus bas, la plus grande quantité de contenu recyclé, les distances de transport les plus courtes et un nettoyage avec une technologie avancée. Le pire scénario pour les CRP comprend les valeurs opposées, y compris pour la technologie de nettoyage (utilisation de l'hypothèse de référence).

Pour le système CCO : le meilleur scénario comprend le poids de caisse le plus faible et le taux de valorisation le plus élevé ; à l'inverse du pire cas. A noter que dans ces deux scénarios, il n'y a pas de comptabilisation du carbone biogénique (tout comme dans le cas de référence).

Les résultats montrent que la comparaison peut potentiellement évoluer selon les indicateurs considérés dans les meilleurs et pires scénarios. Les auteurs concluent qu'il est peu probable qu'un avantage clair et définitif existe pour l'un ou l'autre système en toutes circonstances et scénarios.

### Résultats de l'analyse d'incertitude

L'analyse montre une incertitude très faible pour les résultats relatifs au système CCO, inférieure à 1 % toutes catégories confondues. Pour le système CRP, les incertitudes sont plus grandes, variant de 5 à 13 %, notamment en raison du nombre élevé et la grande portée des valeurs des paramètres variables caractérisant les CRP (par exemple, le nombre d'utilisations, la part de contenu recyclé). L'incertitude découle d'un manque de données brutes sur les CRP, principalement issues de la littérature.

## 4. Publications portant sur des palettes

### Fiche 17 : Life cycle assessment comparison of wooden and plastic pallets in the grocery industry

#### Principales caractéristiques du document

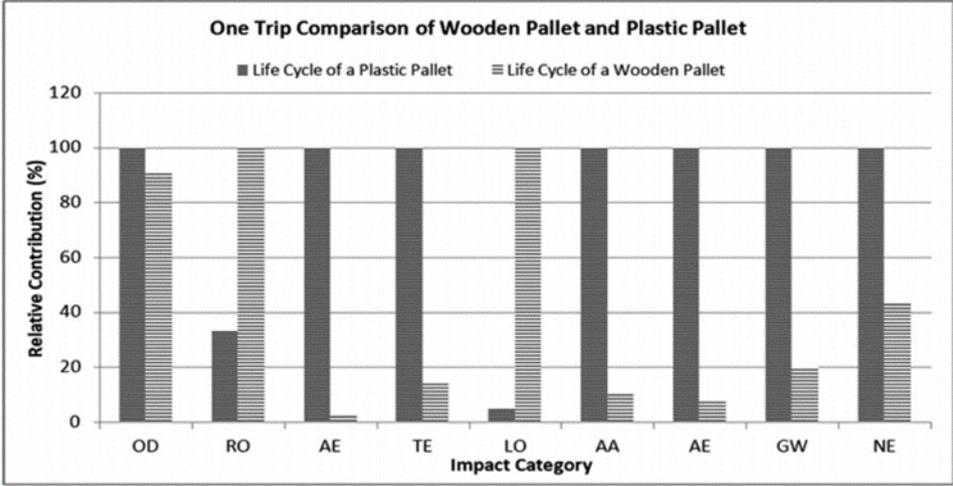
<b>Auteurs</b>	Anil, S. (Microsoft) ; Ma, J. ; Kremer, G.E. ; Ray, C.D. ; Shahidi, S.M.		
<b>Année</b>	2020	<b>Zone géographique visée</b>	Monde
<b>Type de document</b>	Article (Journal of Industrial Ecology)	<b>Revue critique</b>	Non
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Réaliser une analyse de cycle de vie de palettes bois et plastique du berceau à la tombe (cradle-to-grave).</li> <li>2) Comparer les impacts environnementaux de différents traitements phytosanitaires des palettes en bois.</li> <li>3) Informer les industriels et décideurs politiques de l'impact du choix de palettes sur l'empreinte carbone et des risques environnementaux associés aux traitements phytosanitaires utilisés actuellement.</li> </ol> <p>La publication a été sélectionnée car elle réalise une comparaison entre des palettes réutilisables en différents matériaux ; elle ne répond cependant pas exactement aux objectifs de l'étude.</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	L'étude vise à comparer les palettes à usage unique et les palettes réemployables en prenant en compte les traitements phytosanitaires mis en œuvre (palettes bois), et en comparant les différents procédés existants pour cette étape.		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages industriels : palettes Emballages tertiaires		
<b>Matériaux couverts</b>	PEHD, Bois traité thermiquement (HT), Bois traité par fumigation au bromure de méthyle (MeBr), Bois traité par chauffage diélectrique via irradiation de fréquence radios (RF)		
<b>Description</b>	<p><b>Palette en bois</b> Type : palette à dés GMA Taille : 1,22 m x 1,02 m (48 inch x 40 inch) Matière : Bois d'œuvre de pin du sud originaire d'Amérique du Nord Utilisation : 15 réutilisations, chaque utilisation représentant 322 km de trajet</p> <p><b>Palette en plastique</b> Taille : 1,22 m x 1,02 m (48 inch x 40 inch) Matière : PEHD 100% vierge moulu par injection Utilisation : 100 réutilisations, chaque utilisation représentant 684 km de trajet</p>		
<b>Points clés de méthodologie</b>			
<b>Unité fonctionnelle</b>	Le nombre de palettes en bois ou en plastique requises pour un nombre de trajets fixé à 1 puis à 100 000		
<b>Catégories d'impact</b>	Différentes catégories et méthodes sont utilisées : <b>Catégories pour CML 2002 (catégories normalisées, mais pas de pondération)</b> Déplétion de la couche d'ozone ; Émissions de particules ; Écotoxicité aquatique ; Écotoxicité terrestre ; Changement climatique ; Acidification ; Eutrophisation ;		

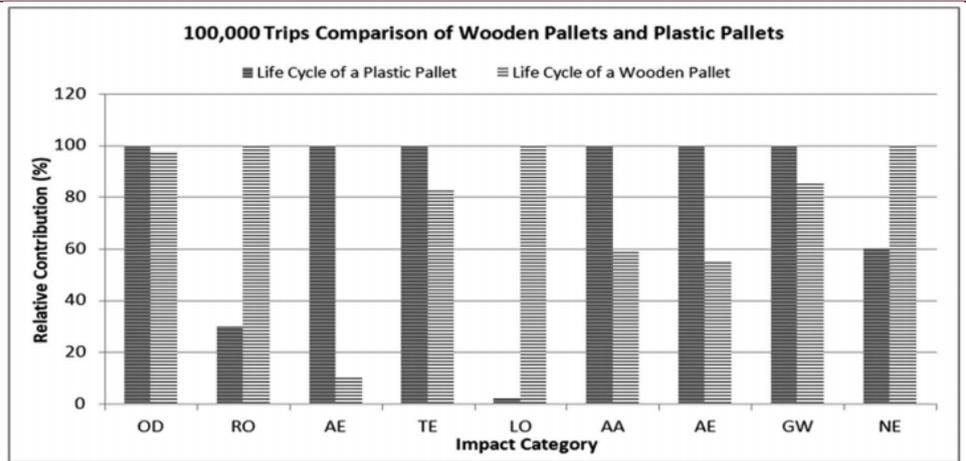
	<p>Occupation des terres; Consommations d'énergie non-renouvelable; Consommation de ressources minérales</p> <p><b>Catégories pour Impacts 2002+</b> : 14 catégories d'impact en midpoint, résumées en 4 catégories endpoint (dont des comparaisons sur les catégories écotoxicité et toxicité humaine)</p> <p><b>Catégories pour Eco-Indicator 99</b> : évaluation top-down</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : extraction des matières premières, production des palettes (sciage et cloutage pour le bois, injection de PEHD dans un moule et stabilisation UV pour le plastique), traitement phytosanitaire pour celles en bois, utilisation et distribution, traitement en fin de vie.</p> <p><b>Exclusion</b> : transport du centre de distribution au magasin (on considère qu'il y a systématiquement changement de palette pour cette étape).</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Nombre de d'utilisations par palette dans le cas évalué sur 100 000 trajets</p> <p>Distance de transport, en particulier pour la palette en plastique où les distances sont plus élevées en raison de l'absence d'un maillage suffisant de sites de reconditionnement de palettes en plastique.</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p><b>Comparaison sur 1 trajet</b> (1 seule utilisation des palettes, avec des distances de transport différentes)</p> <p>Les impacts associés à la palette plastique sont plus élevés que ceux associés aux palettes bois (quel que soit le mode de traitement), sauf pour les catégories Émissions de particules et Occupation des terres (voir figure en annexe). Sur l'Occupation des terres, ce résultat est dû aux matériaux utilisés.</p> <p>Ainsi pour la catégorie CC, les palettes en bois (avec un traitement HT et RF) sont significativement plus vertueuses, avec des impacts respectivement entre 72 et 80 % plus faibles que les palettes en plastique.</p> <p><b>Comparaison sur 100 000 trajets</b> (nombre d'utilisation et distances de transport variables entre la palette plastique et la palette bois)</p> <p>La différence avec le cas 1 trajet est due au fait que l'on considère un nombre bien plus important de palettes en bois que de palettes en plastique pour remplir la même UF : 6 667 et 1 000 respectivement.</p> <p>Pour la catégorie CC, il n'est pas possible de conclure entre les palettes en bois et les palettes en plastique (écart non significatif en faveur de la palette bois de 7%).</p> <p>Pour les autres catégories d'impact, la palette plastique semble moins vertueuse que la palette bois, sauf pour les catégories relatives à l'émission de particules, l'occupation des terres et la consommation d'énergie non renouvelable. La consommation élevée en énergie non renouvelable associée à la palette en bois provient de sa phase de production, car il faut un nombre bien plus élevé de palettes en bois que de palettes en plastique pour 100 000 trajets.</p> <p><b>Comparaison entre le cas 100 000 trajets de la palette en plastique, ramené à 1 trajet, et le cas 1 trajet de la palette en bois</b></p> <p>La comparaison entre une palette à usage unique et une palette réutilisable n'ayant pas été abordée par les auteurs, les résultats ont été extraits des tableaux de l'article et comparés entre eux. La palette en plastique réutilisable est plus vertueuse que la palette en bois à usage unique sur l'ensemble des catégories d'impact.</p> <p>La méthode d'évaluation Eco-Indicator 99 permet d'identifier les principaux contributeurs dans l'impact environnemental sur le cycle de vie de chaque palette en fonction d'un indicateur unique :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Pour la palette en bois, les étapes contribuant le plus aux impacts sont la production et le transport. Le traitement phytosanitaire reste un contributeur très secondaire (sur cet indicateur unique).</li> </ul>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pour la palette en plastique, le principal contributeur aux impacts est l'étape de transport, en raison des longues distances parcourues en comparaison avec les palettes en bois. La production de résine PEHD est le second principal contributeur.</li> </ul> <p>Le transport et la production des palettes sont les plus gros contributeurs à leur impact environnemental, notamment par comparaison avec l'étape de traitement. Celle-ci a donc un impact environnemental négligeable tout en apportant un bénéfice certain de sécurité phytosanitaire. À noter que les impacts de ce type de traitement sont principalement évalués par des catégories relatives à la toxicité humaine et à l'écotoxicité, pour lesquels les méthodes de caractérisation manquent de robustesse.</p> <p>La modélisation des modes de traitement des palettes en bois montre que la technologie RF est le traitement plus vertueux quel que soit le nombre de trajets, suivi du traitement HT. En comparaison, le traitement MB est significativement moins vertueux.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>L'auteur indique qu'il n'est pas possible de conclure en faveur du système de palette en plastique ou en bois en raison de la forte sensibilité des résultats aux distances et au nombre de réutilisations (très variables dans les systèmes actuels). Si on ne considère qu'un trajet par palette, une palette en bois a des impacts environnementaux bien plus faibles. Par ailleurs, l'auteur recommande l'utilisation d'un traitement du bois de type HT voire RF si les technologies sont conformes à l'étude et standardisées.</p> <p>Limites mentionnées par l'auteur :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- L'auteur a considéré que les données de production sur du bois de feuillus étaient applicables à du bois de résineux (manque de données) ;</li> <li>- Les données de recyclage des palettes datent de plus de 10 ans avant la date de l'étude, donc ne sont pas forcément représentatives.</li> </ul>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Les palettes étudiées sont des palettes à dés, la structure la plus courante en Europe. Les résultats de la comparaison sont <i>a priori</i> applicables au cas français, notamment l'impact du nombre de réutilisations.</p> <p>L'étude utilise peu de données primaires.</p> <p>L'unité fonctionnelle comptabilise la fonctionnalité par trajet, alors qu'un trajet de 300 km et un trajet de 600 km n'ont pas la même fonctionnalité mercantile. Une unité fonctionnelle basée sur la distance parcourue, ou une prise en compte du maillage territorial des sites de reconditionnement selon une approche conséquentielle sur la taille de ce maillage serait plus équitable.</p> <p>À noter que l'étude considère une part élevée de valorisation matière des palettes en fin de vie (78 %, et seulement 3 % des palettes mises en décharge).</p>

## Annexe

<b>Précisions sur la méthodologie</b>	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b>  Nombre d'utilisations : calculé à partir du taux de réparation et du taux de remplacement, données provenant de tests en laboratoire sur la résistance, le niveau de dommage nécessitant une réparation ou un remplacement.  Production des palettes : questionnaires des entreprises produisant des palettes</p> <p><b>Secondaires</b>  Traitement thermique des palettes en bois : IPCC 2017  Production de la résine PEHD : LCI cradle-to-resin par Franklins Associates, 2011 pour le American Chemistry Council  Injection de PEHD : Thiriez et Gutowski, 2006</p>

	<p>Nombre d'utilisations d'une palette bois : Pallet Design System, Westwind Logistics, 2011 pour l'estimation, et NWPCA Uniform Standard for pallets pour la résistance théorique.</p> <p>Autres étapes : données collectées dans d'autres publications scientifiques et dans ecoinvent (version non précisée).</p>
<p><b>Représentativité des données</b></p>	<p>La représentativité temporelle, géographique et technologique des données a été vérifiée, ainsi que vis-à-vis des limites du système et du choix d'allocation.</p>
<p><b>Choix méthodologiques</b></p>	<p><b>Méthodologie</b>  Approche <i>a priori</i> attributionnelle  La méthodologie de calcul des impacts associés au recyclage n'est pas précisée.</p> <p><b>Hypothèses</b>  Les palettes en bois parcourent environ 322 km par trajet, et celle en plastique 684 km, car il y a moins de fournisseurs de palettes en plastique.  La production de résine PEHD est réalisée sur le même site que l'injection.</p>
<p><b>Précisions sur les résultats et comparaison</b></p>	
<p><b>Compléments sur la comparaison n°1</b></p>	<p>Comparaison sur 1 trajet – détail par catégorie d'impact (CML 2002)</p>  <p>La phase de production est la plus contributrice aux impacts sur les différentes catégories considérées, suivie par le traitement en fin de vie et le traitement thermique pour la palette en bois. L'impact du transport est négligeable en comparaison puisque seul un trajet est considéré pour la palette.</p> <p>En comparaison aux palettes plastiques, les palettes en bois impactent davantage les catégories Émissions de particules et Occupation des terres en raison de leur étape de production, qui émet des composés organiques volatiles et requiert une occupation sylvestre des sols.</p>
<p><b>Compléments sur la comparaison n°2</b></p>	<p>Comparaison sur 100 000 trajets (nombre d'utilisation et distances de transport variables entre la palette plastique et la palette bois) – détail par catégorie d'impact (CML 2002)</p>



En comparaison aux palettes plastiques, les palettes en bois impactent davantage les catégories Émissions de particules et Occupation des terres en raison de leur étape de production.

A l'inverse, les palettes en plastique ont un impact plus élevé en termes d'écotoxicité aquatique et terrestre, ainsi que d'eutrophication (production de la résine PEHD). L'étape de transport est aussi fortement contributrice aux catégories Déplétion de l'ozone, Oxydation photochimique, CC et Consommation d'énergie non renouvelable.

### Résultats de l'analyse de sensibilité

Nombre d'utilisations d'une palette : plus le nombre d'utilisation est élevé, plus les impacts ramenés à une palette sont faibles. L'ampleur des variations de résultats est fonction des catégories et du type de palette :

- pour la palette en **bois**, les variations de **10 à 30 utilisations** impactent fortement les catégories CC, acidification aquatique, et consommation d'énergie non renouvelable, mais quasiment pas les carcinogènes, l'occupation des terres et la consommation de ressources minières ;
- pour la palette en **plastique**, les variations de **70 à 250 utilisations** impactent fortement les catégories CC, acidification, déplétion de la couche d'ozone, écotoxicité, et consommation d'énergie non renouvelable, mais quasiment pas les carcinogènes et autres catégories d'impact.

Distance parcourue lors d'un trajet : plus les distances parcourues sont élevées, plus les impacts ramenés à une palette le sont également. L'ampleur des variations de résultats est fonction des catégories et du type de palette :

- pour la palette en **bois**, les variations de **100 à 350 miles** impactent fortement les catégories acidification, déplétion de la couche d'ozone, eutrophication, et consommation d'énergie non renouvelable, mais quasiment pas les carcinogènes, et l'écotoxicité terrestre ;
- pour la palette en **plastique**, les variations de **100 à 400 miles** impactent fortement les catégories CC, acidification, déplétion de la couche d'ozone, et l'écotoxicité.

### Résultats de l'analyse d'incertitude

Simulation Monte Carlo sur les évaluations de qualité de collecte, de cohérence au modèle et de complétude.

Palettes en bois : plus de 50% de biais possible pour les carcinogènes, l'écotoxicité aquatique, l'écotoxicité terrestre, l'occupation des terres, et la consommation d'énergie non-renouvelable.

Palettes en plastique : plus de 20% de biais possible pour les carcinogènes, l'écotoxicité terrestre, l'occupation des terres, et la consommation d'énergie non-renouvelable.

## Fiche 18 : Pallet Life Cycle Assessment and Benchmark

### Principales caractéristiques du document

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	Range International / Edge Environment Pty		
<b>Année</b>	2017	<b>Zone géographique visée</b>	Australie
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>L'objectif de l'étude est le suivant : quantifier et comparer les impacts environnementaux sur l'ensemble du cycle de vie de différentes options de palettes (palettes de Range International (RI), et palettes équivalentes en bois et en plastique conventionnel).</p> <p>La publication a été sélectionnée car elle réalise une comparaison entre des palettes réutilisables en différents matériaux ; elle ne répond cependant pas exactement aux objectifs de l'étude.</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	Les palettes sont étudiées sur un trajet, pour le transport d'un produit à un site de distribution. Les palettes de Range International (RI), produites entièrement à partir de plastique recyclé, sont comparées à des palettes conventionnelles en bois et plastique pour des trajets sur le secteur de l'Australie et du Sud-Est de l'Asie en 2016.		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages industriels : palettes Emballages tertiaires		
<b>Matériaux couverts</b>	Déchets plastiques divers, bois, PEHD		
<b>Description</b>	<p><b>Palettes en plastique recyclé, Range International :</b> emboitable NP 1210 (pour charge de 15,5 kg) ou NP 1090 (pour charge 13,75 kg), ou HD 1210 pour charges lourdes (35 kg).</p> <p><b>Palettes en bois :</b> bois tropical LD BT pour charges légères (13 kg), ou HD BT pour charges lourdes (17 kg) ; bois résineux LD BR pour charges légères (37,5 kg).</p> <p><b>Palettes en plastique conventionnel</b> (dont 15% de PEHD recyclé, voir choix méthodologiques en annexe) : LD P pour charges légères (6,5 kg), ou HD P pour charges lourdes (34 kg).</p>		
<b>Points clés de méthodologie</b>			
<b>Unité fonctionnelle</b>	Un trajet de palette Il s'agit d'une unité de référence et non d'une unité fonctionnelle car les palettes ont des fonctionnalités différentes et ne pourraient être directement comparées entre elles.		
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Changement climatique sur 100 ans ; Consommation d'énergie primaire cumulée ; Production de déchets ; Acidification terrestre ; Eutrophisation aquatique (eaux douces) ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable ; Occupation des terres ; Transformation des terres ; Toxicité humaine ; Écotoxicité</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode ReCiPe v1.12 (hiérarchique) ; non précisé ; combinaison des catégories déchets de masse, déchets inertes/cendres, déchets dangereux, et déchets radioactifs de EDIP 2003 ; non précisé ; ReCiPe v1.12 (hiérarchique)</p>		

	<p>D'autres impacts non ACV ont été évalués sur :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- la mise en décharge de plastiques ;</li> <li>- le nombre d'arbre nécessaire à la production de palettes en bois</li> </ul>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte :</b> matériaux bruts ; transport ; production des emballages ; utilisation ; traitement en fin de vie.</p> <p><b>Exclusion :</b> production et maintenance des installations et des équipements (négligeable, d'après des études antérieures) ; employés (considéré hors frontières) ; fumigation des palettes bois (ne concerne que l'export de palettes, or le résultat recherché est indépendant du critère import ou export)</p> <p>Critère d'exclusion : les données relatives aux plus petites quantités ont été exclues, avec un seuil basé surecoinvent et AusLCI.</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Nombre d'utilisation des palettes</p> <p>Type de traitement en fin de vie pour les palettes en plastique recyclé</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>Les palettes RI (quel que soit le modèle) ont l'empreinte carbone la plus faible en comparaison aux autres palettes. Par contre, dans l'hypothèse où les forêts sont gérées durablement, les palettes en bois résineux ont l'empreinte carbone la plus faible. Les palettes en plastique conventionnel ont l'empreinte carbone la plus élevée, entre 3 et 5 fois plus que les palettes en bois équivalente.</p> <p>Sur la consommation d'énergie, les palettes RI ont les impacts les plus faibles. Pour des charges légères, la palette en plastique et la palette en bois tropical ont un impact quasiment équivalent, tandis que la palette en bois résineux a un impact légèrement inférieur. Pour des charges lourdes, la palette en plastique conventionnel a un impact plus de 5 fois supérieur à celui de la palette en bois tropical.</p> <p>Les palettes RI (quel que soit le modèle) ont les impacts environnementaux (pour toutes catégories d'impact) les plus faibles sur la phase d'utilisation et celle de traitement en fin de vie, en comparaison aux autres palettes.</p> <p>L'impact environnemental des palettes RI (pour toutes les catégories d'impact considérées) provient principalement de la consommation énergétique du site de production du PEHD (recyclé), du transport et du traitement en fin de vie des palettes. À noter que l'empreinte carbone des palettes RI est fortement dépendante de la zone géographique d'approvisionnement en déchets plastiques et du type de traitement en fin de vie. La publication ne fournit pas d'analyse détaillée concernant les autres palettes.</p> <p>Concernant l'indicateur relatif à l'occupation des terres, et en comparaison aux palettes en bois tropical, l'impact des palettes en bois résineux est significativement plus élevé, car ce matériau est plus fragile et nécessite plus de réparations et de remplacements.</p> <p>Concernant l'indicateur relatif à la production de déchets, l'impact des palettes RI est quasi nul du fait de l'utilisation de déchets pour leur fabrication, qui vient compenser les déchets générés.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Les palettes RI sont constituées à 100 % de déchets plastiques, néanmoins le seul traitement en fin de vie est la mise en décharge dans le scénario actuel. Par conséquent, les auteurs notent qu'il faudrait récupérer et recycler au maximum les palettes en fin de vie afin de contribuer à l'économie circulaire.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>La méthodologie de l'étude est robuste, cependant certaines données sont très spécifiques à cette région du monde (déchets plastiques approvisionnés en Océanie, mix énergétiques locaux peu comparables au mix français, nombre de réutilisation des palettes, traitement en fin de vie). En France, les palettes en bois sont produites à 90 % à base de bois résineux, et un approvisionnement local en déchets plastiques reste envisageable, donc on peut tout de même utiliser les conclusions relatives à cette comparaison.</p>

Le nombre de trajet des différentes palettes n'est pas précisé dans l'étude (les résultats sont cependant ramenés à un trajet), ce qui est une limite importante de l'étude.

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Production des palettes RI : fournies par les sites de production de RI Nombre d'utilisations pour une palette RI : déterminé par RI à partir de données de marché, et en fonction du niveau de réparation et de la qualité de manipulation des palettes.</p> <p><b>Secondaires</b> Autres étapes : ecoinvent v.3.2</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Les données ont été collectées et vérifiées afin d'être représentatives de l'année 2016, et des transports entre le Sud-Est de l'Asie et l'Australie. La représentativité des données est évaluée en fonction de leur complétude, leur cohérence, leur précision et leur transparence.</p> <p>Les données de premier plan ont été fournies directement par les sites de production de RI. Les données de RI sont représentatives du fonctionnement de l'usine de Tabanan pour 2016 et le futur proche. Les données de second plan proviennent de bases de données nationales et sont adaptées aux spécificités régionales si possible, et sont représentatives des technologies et procédés contemporains.</p> <p>La qualité des données est jugée bonne sauf pour le transport, la réparation des palettes et le recyclage où le prestataire a fourni les données à partir de modélisations réalisées en interne sur la base de valeurs obtenues dans la littérature.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0). Modélisation des impacts pour les autres étapes du cycle de vie : allocation économique, notamment pour le PEHD recyclé incorporé dans les palettes en plastique conventionnelles (valeur économique non négligeable du PEHD, et filière stable).</p> <p><b>Hypothèses</b> Les co-produits (palettes mises au rebut, pièces de palettes et déchets d'emballages qui peuvent avoir une valeur économique) ne sont pas pris en compte dans l'allocation économique des impacts, car ils sont souvent recyclés en interne et leur valeur économique est difficile à estimer (d'autant qu'elle reste faible en comparaison à la valeur de la palette). Le carbone biogénique est pris en compte. L'utilisation des terres associée aux palettes en bois tropical est considérée comme de la déforestation, dans l'hypothèse où les forêts de bois tropical étudiées ne sont pas gérées durablement. Dans ce cas, le carbone stocké par le bois est alors considéré comme retiré de son cycle de neutralité carbone. Les palettes conventionnelles en PEHD incorporent 15% de PEHD recyclé.</p>
Précisions sur les résultats et comparaison	
<b>Compléments sur les résultats de l'étude</b>	<p>Un tableau de l'étude présente les impacts sur le changement climatique de différents modes de traitement en fin de vie des palettes. Pour les palettes en bois, ces valeurs varient de plus d'un ordre de grandeur selon que les palettes sont broyées en vue d'une transformation en literie animale, ou incinérées. Faute de données spécifiques, le scénario de référence prend en compte une répartition équilibrée de ces différentes fins de vie. En calculant à partir des données de l'étude</p>

	<p>un scénario avec la fin de vie la plus performante des palettes en bois, on obtient les résultats suivants sur la catégorie CC (résultats non fournis dans l'étude) :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- en charge légère, la palette en bois résineux devient plus performante que la palette RI ;</li> <li>- en charge légère, la palette en bois tropical devient comparable à la palette RI ;</li> <li>- en charge lourde, la palette en bois tropical reste moins performante que la palette RI.</li> </ul>
<b>Résultats de l'analyse de sensibilité</b>	<p>Source d'approvisionnement en déchets plastiques : la distance parcourue et le type de transport par les déchets influe sur l'impact environnemental de la palette (environ +20% dans les scénarios testés).</p> <p>Part du recyclage dans le traitement en fin de vie des palettes RI : augmenter le taux de palettes RI recyclée par RI a un intérêt limité car le transport des palettes en fin de vie (y compris pour les réparations) a un impact non négligeable (non étudié pour un recyclage ayant lieu hors périmètre RI).</p>
<b>Résultats de l'analyse d'incertitude</b>	<p>Simulation Monte Carlo :</p> <p>La probabilité que les palettes en bois et en plastique conventionnel soient en dessous de 10,8 kgCO<sub>2</sub> eq par trajet, et que la palette NP1210 soit au-dessus de 10,8 kgCO<sub>2</sub> eq par trajet est inférieure à 5 %.</p> <p>La probabilité associée aux événements suivants s'élève à 95 % :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- La palette NP1210 a une empreinte carbone entre 1,3 – 11,8 kgCO<sub>2</sub>eq par trajet ;</li> <li>- La palette en bois tropical avec réparation a une empreinte carbone entre 9,2 – 50,3 kgCO<sub>2</sub> eq par trajet (pas de résultat dans scénario sans réparation) ;</li> <li>- La palette plastique conventionnelle a une empreinte carbone entre 9,3 – 34,8 kgCO<sub>2</sub> eq par trajet ;</li> <li>- La palette en bois de résineux avec réparation a une empreinte carbone entre 12,8 – 83,2 kgCO<sub>2</sub> eq par trajet (pas de résultat dans scénario sans réparation).</li> </ul>

## 5. Publications portant sur la vaisselle (hors gobeletterie)

### Fiche 20 : Analyse du cycle de vie de différents types de vaisselle et de scénarios d'opération des aires de service alimentaire de Polytechnique Montréal

#### Principales caractéristiques du document

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	Bureau du Développement durable Polytechnique Montréal / CIRAIG		
<b>Année</b>	2017	<b>Zone géographique visée</b>	Canada
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>Les objectifs de l'étude sont notamment les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) comparer des pièces de vaisselle réutilisables et à usage unique disponibles dans le catalogue d'Aramark Québec ;</li> <li>2) comparer différents scénarios annuels d'approvisionnement en vaisselle et de gestion des matières résiduelles générées dans les aires de service alimentaire.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant :</p>		

	« Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »
<b>Description des systèmes</b>	
<b>Périmètre de l'étude</b>	<p>Plusieurs scénarios sont à l'étude, faisant varier le type de vaisselle (noté 1 à 3 : jetable, biodégradable et réutilisable) et le scénario de fin de vie (noté a à d : enfouissement, enfouissement/compostage, décomposition catalytique et décomposition catalytique/compostage).</p> <p>Le détail des scénarios est fourni en annexe.</p> <p>Le volet A de l'étude compare les systèmes 1, 2 et 3. Le volet B de l'étude compare les fins de vie a, b, c et d, et est considéré hors scope pour l'analyse (résultats non présentés ici). Le volet C de l'étude compare tous les scénarios croisés possibles pour conclure sur une solution complète.</p>
<b>Type d'emballages couverts</b>	<p>Contenants pour la restauration</p> <p>Emballages primaires</p>
<b>Matériaux couverts</b>	<p>Set de vaisselle jetable, 4 matériaux considérés : PS (dont PSX, polystyrène extrudé) et PSE / PP / carton et PE</p> <p>Set de vaisselle biodégradable, 4 matériaux considérés : carton / bagasse de canne à sucre / PLA / amidon de maïs</p> <p>Set de vaisselle réutilisable, 4 matériaux considérés : céramique / PP / verre / acier</p>
<b>Description</b>	<p><b>Système 1 :</b> Vaisselle jetable actuellement utilisée, avec les différents producteurs possibles en Amérique du Nord. Sont considérés : assiettes (PSX), bols (et couvercles, respectivement PSE et PS rigide), différents modèles de coquilles (PSX), gobelets (et couvercles, respectivement carton et PE, et PS rigide), verres (PSE), couverts (couteaux, fourchettes, cuillères en PP).</p> <p><b>Système 2 :</b> Différentes options de vaisselle biodégradable, produite en Chine ou en Amérique du Nord. Les mêmes typologies de contenants et emballages sont considérés : assiettes (bagasse, carton), bols (et couvercles, tous deux en carton doublé de PLA), différents modèles de coquilles (bagasse, carton), gobelets (et couvercles, tous deux en carton doublé de PLA), verres (PLA), couverts (couteaux, fourchettes, cuillères en amidon de maïs).</p> <p><b>Système 3 :</b> Vaisselle réutilisable, produite en Chine. Les mêmes typologies de contenants et emballages sont considérés : assiettes (céramique), bols (céramique, pas d'option proposée de couvercle), différents modèles de coquilles (PP), gobelets (céramique, pas d'option proposée de couvercle), verres (verre), couverts (couteaux, fourchettes, cuillères en acier). Le nombre de réutilisation a été fixé à 500, sauf pour les couverts en acier où il est de 800.</p> <p>Le détail est fourni en annexe.</p>
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	<p>Volet A : une utilisation d'une pièce de vaisselle à Polytechnique</p> <p>Volet C : approvisionner en vaisselle et gérer les matières résiduelles générées dans les aires de service alimentaire de Polytechnique durant l'année scolaire 2013-2014</p> <p>Le volet B n'entre pas dans le périmètre de l'étude</p>
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b></p> <p><i>Santé humaine</i> (Toxicité humaine (cancérogènes et non-cancérogènes) ; Émissions de particules ; Radiations ionisantes ; Déplétion de la couche d'ozone ; Oxydation photochimique)</p> <p><i>Qualité des écosystèmes</i> (Écotoxicité (aquatique, terrestre) ; Acidification (aquatique, terrestre) ; Eutrophisation aquatique ; Occupation des terres)</p> <p><i>Ressources</i> (Énergie non-renouvelable ; Déplétion des ressources minières)</p> <p><i>Réchauffement global</i> (Changement climatique)</p> <p><b>Méthodologie</b></p> <p>Résultats du LCIA calculés selon la méthode Impact 2002+ v2.10.</p>

<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte :</b> préproduction (production et transport des matériaux, production des emballages), production, distribution, utilisation (lavage pour la vaisselle réutilisable), traitement en fin de vie (transport, gestion, production évitée), infrastructures à toutes les étapes, approvisionnement et gestion des rejets.</p> <p><b>Exclusion :</b> manutention et entreposage lors de la phase d'utilisation (identiques quel que soit le scénario), utilisation des pièces de vaisselle (identiques quel que soit le scénario) et opérations de la cafétéria (exclus des frontières du scénario), ainsi que les services auxiliaires tels que la publicité (considérés négligeables). Pour le volet C, les phases amont (production, etc.) des matières résiduelles sont négligées, car on s'intéresse seulement à leur fin de vie.</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Masse des pièces de vaisselle</p> <p>Taux de réutilisation pour la vaisselle réutilisable</p> <p>Données de production des matériaux</p> <p>Mode de lavage et modélisation associée</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p><b>Volet A : Comparaison des pièces de vaisselle</b></p> <p>La vaisselle réutilisable est significativement plus vertueuse que la vaisselle en PS/PP pour les catégories Changement climatique et Santé humaine et Ressources, mais la différence est non significative pour Qualité des écosystèmes.</p> <p>Entre le PS/ PP et le biodégradable, le PS/PP est souvent plus vertueux car produit localement, alors que le biodégradable vient souvent d'Asie.</p> <p><b>Volet C : Scénarios d'approvisionnement en vaisselle et de gestion des matières résiduelles générées dans les aires de service alimentaire de Polytechnique</b></p> <p>La vaisselle réutilisable reste de loin la solution la plus vertueuse, que les restes alimentaires soient enfouis ou compostés. En l'absence de cette solution à court terme, car trop difficile à mettre en place dans les locaux actuels, le scénario le plus vertueux est celui d'une vaisselle PS/PP avec une décomposition catalytique par micro-ondes des restes alimentaires.</p> <p>Le mode de traitement des déchets organiques a peu d'influence sur ces résultats. La phase d'approvisionnement est toujours la plus contributrice, à l'exception de la vaisselle réutilisable où la phase d'utilisation est la plus contributrice.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Cette étude permet de comparer différentes options de vaisselle et de fin de vie des matières organiques et d'identifier les scénarios ayant le meilleur score selon l'approvisionnement et la gestion des déchets effectuée sur place.</p> <p>Limites :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Étude démarrée en 2013, dont les données pourraient être actualisées.</li> <li>- Trop d'incertitude sur les données dans Qualité des écosystèmes, ce qui empêche la comparaison des scénarios sur cette catégorie d'impact.</li> <li>- Pas de prise en compte des modifications de comportement.</li> <li>- Certaines données ne sont pas suffisamment représentatives du cas modélisé (ecoinvent est une base de données européenne, les données de production sont souvent génériques, hypothèses trop fortes sur les lieux de production et les hypothèses d'approvisionnement).</li> <li>- Améliorations envisagées (hormis améliorations sur la fin de vie des biodéchets) : collecter des données fournisseurs, et inclure davantage de producteurs de vaisselle dans l'étude.</li> </ul>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Point d'attention :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Les étapes de production, les plus fortement contributrices, ont été modélisés à partir de la base de données ecoinvent après adaptation du mix énergétique, néanmoins elles restent basées sur un modèle de production européen, ce qui limite la représentativité géographique.</li> <li>- Les étapes de transport sont modélisées à partir d'une allocation massique, alors qu'une allocation en volume aurait du sens pour les vaisselles les plus légères.</li> </ul>

- La solution de compostage correspond à du compostage industriel.

## Annexe

### Précisions sur la description des systèmes

Périmètre de l'étude	Le détail des scénarios est fourni ci-dessous :						
	Scénario	Option de vaisselle	Fin de vie			Commentaires	
			Vaisselle	Matières organiques	Matières recyclables		Autres résidus**
Périmètre de l'étude	1.a	Jetable – non biodégradable	Enfouissement	Enfouissement (100 %)	Recyclage (80 %)	Enfouissement	Scénario de référence actuel
	1.b		Enfouissement	Compostage (40 %)	Recyclage (80 %)	Enfouissement	Scénario en cours d'implémentation à Polytechnique
	1.c		Décomposition catalytique	Décomposition catalytique * (100 %)	Recyclage (80 %)	Décomposition catalytique / Enfouissement / Recyclage	
	1.d		Décomposition catalytique	Compostage (40 %)	Recyclage (80 %)	Décomposition catalytique / Enfouissement / Recyclage	
	2.a	Jetable - biodégradable	Enfouissement	Enfouissement (100 %)	Recyclage (80 %)	Enfouissement	
	2.b		Compostage	Compostage (80 %)	Recyclage (80 %)	Enfouissement	
	2.c		Décomposition catalytique *	Décomposition catalytique * (100 %)	Recyclage (80 %)	Décomposition catalytique / Enfouissement / Recyclage	
	3		Réutilisable	Recyclage ou enfouissement	Décomposition catalytique * (100 %)	Recyclage (80 %)	Décomposition catalytique / Enfouissement / Recyclage

Précisions sur la méthodologie	
Sources de données	<p><b>Primaires</b> Pièces de vaisselle : données fournies par Aramark Québec, par les fournisseurs (contact direct ou données disponibles en ligne) ou génériques.</p> <p><b>Secondaires</b> Lave-vaisselle : étude commanditée par l'Union Européenne (Öko-Institut e.V., 2011) Par défaut, les données indisponibles autrement proviennent de ecoinvent 2.2. Concernant la fin de vie :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Décomposition catalytique : via contact avec un chercheur sur la technologie Pyrowave (Jean-Philippe Laviolette)</li> <li>- Compostage : littérature (Edelmann et al., 2001), qui est la référence du compostage en système ouvert pour ecoinvent</li> </ul>
Représentativité des données	<p>Les données sont documentées et collectées en évitant autant que possible les données agrégées. La représentativité temporelle, géographique et technologique des données a été évaluée.</p> <p>Le mode de production a été adapté au mix énergétique lorsque pertinent, sans modification des autres données d'ICV. Les données ecoinvent utilisées sont représentatives d'un cas européen, donc pas forcément très représentatives du cas nord-américain. Néanmoins, les données restent plus précises et complètes sur cette base de données qu'ailleurs, donc c'est le meilleur choix possible. Les données ont été adaptées dès que possible, par exemple en utilisant le bon mix énergétique quand il est connu (québécois, nord-américain ou chinois par exemple). Le mix nord-américain a été utilisé par défaut pour les autres étapes.</p>
Choix méthodologiques	<p><b>Méthodologie</b> Approche attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0).</p>

	<p>Modélisation des impacts pour les autres étapes du cycle de vie : allocation des impacts par tonne*km pour le transport et non pas en fonction du volume (bien qu'une vaisselle très légère mais volumineuse puisse nécessiter autant de camions qu'une vaisselle lourde) ; allocation des impacts par pièce de vaisselle pour le lavage et non pas en fonction du volume (bien que le lave-vaisselle soit limité en volume).</p> <p><b>Hypothèses</b></p> <p>L'approvisionnement en matériau est supposé à moins de 100 km du lieu de production. Le contenu en matériau recyclé est supposé nul.</p>
<b>Précisions sur les résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'analyse de sensibilité</b>	<p>Les paramètres suivants ont été testés selon une analyse de sensibilité, et leur influence sur les résultats n'était pas significative :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Volet A : <ul style="list-style-type: none"> <li>o Lieu de production de la vaisselle à usage unique (100% au Québec, hormis pour la matière première)</li> <li>o Énergie pour la production de bagasse (-50 % d'énergie nécessaire pour la mise en forme des assiettes)</li> <li>o Distance de transport pour l'approvisionnement en matériaux (2000 km au lieu de 100 km)</li> </ul> </li> <li>- Volet C : <ul style="list-style-type: none"> <li>o Évaluation des impacts avec ReCiPe au lieu d'Impact 2002+</li> <li>o Modélisation du scénario biodégradable avec de la vaisselle en bagasse au lieu du carton quand les deux sont possibles</li> </ul> </li> </ul> <p>Autres analyses de sensibilité effectuées :</p> <p>Évaluation des impacts suivant la méthode de stocks au lieu des impacts évités : pas de changement pour la comparaison entre les options de vaisselle (mais la fin de vie par décomposition catalytique n'est plus favorable par rapport à l'enfouissement ou au compostage).</p> <p>Taux de réutilisation de la vaisselle (système 2) : une augmentation de ce taux améliore le score de la vaisselle réutilisable, qui devient préférable à partir de 150 réutilisations en moyenne pour les catégories <i>Changement climatique</i>, <i>Santé humaine</i> et <i>Ressources</i>. Pour <i>Qualité des écosystèmes</i>, les scores restent très proches de ceux de la vaisselle non biodégradable et ne permettent pas de trancher.</p>
<b>Résultats de l'analyse d'incertitude</b>	<p>Mesure de l'incertitude basée sur la méthodologie Impact 2002+ :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- 10% sur le <i>Changement climatique</i> et sur <i>Ressources</i></li> <li>- 1-2 ODG sur <i>Santé humaine</i> et sur <i>Qualité des écosystèmes</i></li> </ul>

**Fiche 21: Étude visant à déterminer les conditions à réunir pour s'assurer que l'option « emballage réutilisable » pour la restauration à emporter et pour les commerces alimentaires est plus intéressante d'un point de vue environnemental**

**Principales caractéristiques du document**

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	Bruxelles Environnement / RDC Environment		
<b>Année</b>	2017	<b>Zone géographique visée</b>	Belgique
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Non
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Définir les systèmes de gestion des contenants réutilisables ;</li> <li>2) Déterminer les seuils à partir desquels les contenants réutilisables sont plus intéressants que les contenants à usage unique ;</li> </ol>		

	<p>3) Déterminer les paramètres pouvant réduire les potentiels bénéfiques environnementaux associés</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant :</p> <p>« Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »</p>
<b>Description des systèmes</b>	
<b>Périmètre de l'étude</b>	L'ensemble des emballages nécessaires au transport de la portion sont considérés, dont les emballages complémentaires nécessaires à la gestion de l'emballage (distribution, collecte, etc.). Le volume de référence est fixé à 750 mL.
<b>Type d'emballages couverts</b>	Contenants pour la restauration Emballages primaire, tertiaire
<b>Matériaux couverts</b>	Contenants réutilisables (par exemple un Tupperware): PP, PET, verre + PP, acier inox + PP Contenants à usage unique : PP, PET, PLA, PSE (noté frigolite dans la publication) + PS, carton, aluminium + carton
<b>Description</b>	<p>Un total de dix contenants à usage unique est comparé à 4 alternatives réutilisables. La description détaillée de ces contenants (composition, contenance, part de recyclé, source de donnée) est fournie en annexe. Le volume de référence des contenants est de 750 mL, et comme les contenants sont comparés à contenance égale, l'étude considère que les résultats de la comparaison sont valables pour toute contenance.</p> <p>Par ailleurs, dans le cas des contenants réutilisables, trois modes de lavage sont étudiés :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Vaisselle sale collectée par le restaurateur ou le point de collecte, nettoyée par un service centralisé puis distribuée aux restaurateurs partenaires.</li> <li>• Vaisselle sale appartenant au consommateur qui les lave lui-même. Un cas de figure est étudié où, par précaution sanitaire, les contenants personnels sont placés sur des plateaux séparés lors du service afin d'éviter toute contamination. Le plateau doit donc être lavé par le restaurateur entre deux utilisations.</li> <li>• Vaisselle sale récupérée par le restaurateur, qui le nettoie lui-même en lave-vaisselle.</li> </ul>
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Transporter de la nourriture à emporter dans un contenant approprié pour une portion (volume de référence de 750 mL)
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Changement climatique ; Acidification ; Eutrophisation marine ; Épuisement des ressources fossiles ; Consommation d'eau brute</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon les méthodes suivantes : rapport 5 du GIEC (2013) ; Seppälä et al., 2006 et Posch et al., 2008 ; Struijs et al, 2008 ; Guinée et al., 2002 and Van Oers et al., 2008 ; méthode de flux.</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : production des matières premières et transport vers l'usine de fabrication ; fabrication/mise en forme du contenant et transport jusqu'au restaurateur/commerce alimentaire ; logistique de récupérateur et redistribution des contenants ; lavage du contenant ; production et fin de vie des emballages de transport ; transport vers une unité de traitement en fin de vie ; fin de vie des systèmes (recyclage, incinération)</p> <p><b>Exclusion</b> : les infrastructures du site de lavage dans le cas d'une gestion centralisée des contenants réutilisables ; le stockage des produits (au niveau du site de production, dans les commerces, chez l'utilisateur, etc.) ; l'impression éventuelle des contenants réutilisables ; le système de consigne éventuel des contenants</p>

	(jetons, consigne monétaire ou autres solutions); le transport du consommateur vers le restaurateur ou le commerce (identique pour tous les systèmes).
<b>Paramètres clés</b>	<p>Nature du matériau (réutilisable) qui remplace le matériau jetable (dépend des fonctionnalités, tel que contenir un breuvage chaud)</p> <p>Nombre d'utilisations des contenants réutilisables</p> <p>Masse du contenant réutilisable</p> <p>Consommation d'eau et d'énergie lors du lavage</p> <p>Conditionnement des contenants réutilisables lors de leur redistribution (masse et type des emballages secondaires)</p> <p>Distance et taux de chargement lors du transport des contenants réutilisables (collecte et redistribution)</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p><b>Comparaison des contenants par catégorie d'impact :</b></p> <p><b>Changement climatique :</b></p> <p>Les contenants réutilisables en PP ou en PET sont plus vertueux que les contenants à usage unique en PP, en PET ou en PSE à partir de 20 utilisations ; ils sont légèrement plus vertueux que les contenants en PLA ou en aluminium à usage unique à partir de respectivement 30 et 40 utilisations; et ils ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en carton à usage unique à 100 utilisations.</p> <p>Les contenants réutilisables en verre sont légèrement plus vertueux que les contenants en PP, en PET ou en PSE à usage unique à partir de 20 utilisations ; et ils ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en PLA, en aluminium ou en carton à usage unique à 100 utilisations.</p> <p>Les contenants réutilisables en acier sont très légèrement plus vertueux que les contenants en PP, en PET et en PSE à usage unique à partir de 60 utilisations ; et ils ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en PLA, en aluminium ou en carton à usage unique à 100 utilisations.</p> <p><b>Acidification de l'air :</b></p> <p>Les contenants réutilisables en PP et en PET sont globalement plus vertueux que les contenants en PP, en PET, en PSE, en PLA, en aluminium ou en carton à usage unique à partir de 10 utilisations.</p> <p>Les contenants réutilisables en verre sont légèrement plus vertueux que les contenants en PP, en PET, en PSE, en PLA, en aluminium ou en carton à usage unique à partir de respectivement 40, 20, 50, 60, 50 et 80 utilisations.</p> <p>Les contenants réutilisables en acier ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en PP, en PET, en PSE, en PLA, en aluminium ou en carton à usage unique à 100 utilisations.</p> <p><b>Eutrophisation marine :</b></p> <p>Les contenants réutilisables en PP et en PET sont globalement plus vertueux que les contenants en PP, en PET, en PSE, en PLA, en aluminium ou en carton à usage unique à partir de 20 utilisations, en particulier dès 5 utilisations pour la comparaison à l'emballage en PLA.</p> <p>Les contenants réutilisables en verre sont légèrement plus vertueux que les contenants en PLA ou en carton à usage unique à partir de respectivement 10 et 60 utilisations ; et ils ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en PP, en PET, en PSE, ou en aluminium unique à 100 utilisations.</p> <p>Les contenants réutilisables en acier sont légèrement plus vertueux que les contenants en PLA à usage unique à partir de 30 utilisations ; ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en PP, en PET, en PSE, en PLA, en aluminium ou en carton à usage unique à 100 utilisations.</p> <p><b>Épuisement des ressources fossiles :</b></p> <p>Les contenants réutilisables en PP et en PET sont toujours plus vertueux que les contenants en PP, en PET, en PSE, ou en PLA à usage unique à partir de 20 utilisations ; ils sont légèrement plus vertueux que les contenants en aluminium à usage unique à partir de 40 utilisations ; et ils ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en carton à usage unique à 100 utilisations.</p>

Les contenants réutilisables en verre sont plus vertueux que les contenants en PP, en PET, en PSE ou en PLA à usage unique à partir de respectivement 30 utilisations ; et ils ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en aluminium ou en carton à usage unique à 100 utilisations.

Les contenants réutilisables en acier sont plus vertueux que les contenants en PP ou en PET à usage unique à partir de 60 utilisations ; ils sont légèrement plus vertueux que des contenants en PSE ou en PLA à usage unique à partir de 60 utilisations ; et ils ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en aluminium ou en carton à usage unique à 100 utilisations.

Consommation d'eau :

Les contenants réutilisables en PP, en PET, en verre ou en acier ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en PP, en PET, en PSE ou en aluminium à 100 utilisations.

Les contenants réutilisables en PP, en PET ou en verre sont légèrement plus vertueux que les contenants en carton à usage unique dès 5 utilisations, mais l'écart reste faible quel que soit le nombre d'utilisations.

Il n'est pas possible de conclure pour la comparaison entre des contenants réutilisables en PP ou en PET avec des contenants en PLA à usage unique.

Les contenants réutilisables en acier ne sont toujours pas plus vertueux que des contenants en PLA ou en carton à usage unique à 100 utilisations.

L'annexe fournit des résultats détaillés par catégorie d'impact, avec un focus par étape de cycle de vie.

Pour chaque contenant jetable, un récapitulatif est présenté dans le tableau ci-dessous, avec les contenants réutilisables pour lesquels les impacts environnementaux sur la catégorie Changement climatique seraient moindres.

Type d'application	Caractéristique de d'emballage	Type jetable d'emballage	Emballage réutilisation (avec meilleur résultat environnemental)
<b>Chaud</b>	Isolant	Carton	✗ <i>Peu de situations en faveur des emballages réutilisables</i>
		Frigolite	✓ PP / verre (perte de la propriété isolante)
	Micro-ondable	PP	✓ PP ✓ Verre type « Pyrex » ✓ Verre
		Carton	✗ <i>Peu de situations en faveur des emballages réutilisables</i>
	Réchauffage / cuisson au four traditionnel	Aluminium	✓ Verre type « Pyrex »
	(Re)fermable hermétiquement	PP	✓ PP
<b>Froid</b>	(Re)fermable hermétiquement	PS / PET / PP	✓ PET / PP
	Biosourcé	PLA	✗ <i>Peu de situations en faveur des emballages réutilisables</i>
	Autres	carton	✗ <i>Peu de situations en faveur des emballages réutilisables</i>
		aluminium	✗ <i>Peu de situations en faveur des emballages réutilisables</i>

Le contenant carton à usage unique est difficilement remplaçable par des contenants réutilisables (quel que soit le matériau le constituant) car les performances environnementales sont très proches, quel que soit le nombre de réutilisations.

Il est pertinent de remplacer le contenant aluminium à usage unique dans le cadre d'une utilisation en four traditionnel : si le contenant réutilisable en verre est réutilisé au moins 5 à 10 fois, et que le taux de recyclage du contenant en aluminium est inférieur à 20 %. Cependant, le contenant réutilisable en verre présente un

impact environnemental plus faible que le contenant aluminium à usage unique, quels que soient ces paramètres.

Les contenants en PSE, en PP et en PET à usage unique présentent des impacts environnementaux plus importants que des contenants réutilisables en plastique, ainsi qu'en comparaison à un contenant réutilisable en verre (à certaines conditions : contenants allégés au maximum, avec une logistique minimaliste).

### Conclusions sur le mode de lavage des contenants réutilisables :

La comparaison est proposée pour les contenants PP réutilisables et les contenants PET réutilisables. Pour ces contenants, la comparaison entre scénarios de lavage montre que le lavage par le consommateur (sans procédure sanitaire) ou par le restaurateur génère moins d'impacts qu'un lavage par gestion centralisée, quelle que soit la catégorie d'impact considérée (changement climatique, acidification de l'air, eutrophisation marine, épaissement des ressources fossiles, consommation d'eau). Néanmoins, la prise en compte de mesures sanitaires (plateau séparé au moment du service) dans le scénario avec lavage par le consommateur rend ce scénario plus impactant que les autres, y compris le scénario avec lavage centralisé pour l'acidification de l'air, l'eutrophisation marine et la consommation d'eau (contenant PP ou PET réutilisable).

Figure IV-18 : Résultats comparatifs avec un emballage PP réutilisable

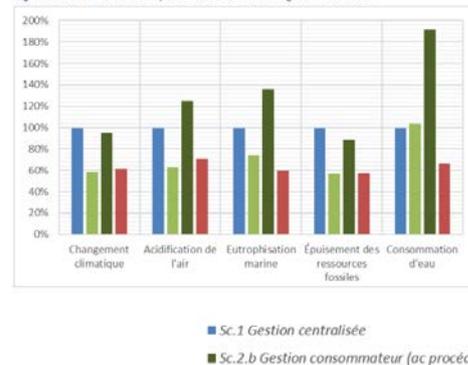
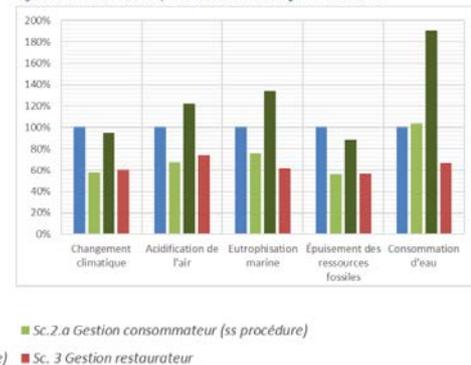


Figure IV-19 : Résultats comparatifs avec un emballage PET réutilisable



## Analyse critique

### Conclusions et discussions de l'auteur

Plusieurs limites sont identifiées et listées par l'auteur :

- Absence de revue critique
- Méthode de caractérisation sur la consommation d'eau obsolète (étude réalisée juste avant l'instauration d'une nouvelle méthode de calcul approuvée par la Commission Européenne)
- Marché du réutilisable peu développé, donc la plupart des données sont extrapolées du cas jetable
- L'étude couvre un nombre de cas multiples, mais les résultats peuvent être contredits par des cas particuliers, par exemple un cas où le contenant réutilisable en acier est plus vertueux que ses alternatives jetables (a contrario des conclusions de l'étude)
- Évolution potentielle du comportement du consommateur, par exemple avec l'utilisation de micro-ondes avec un plat en verre (non permis avec un contenant PSE)
- Les données sur le recyclage de l'aluminium sont insuffisantes, et ne permettent pas de conclure sur ce contenant

### Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires

L'étude permet de comparer un contenant à usage unique vs. réutilisable sur de multiples typologies d'emballages, en fonction notamment du type de lavage du produit réutilisable, du nombre de réutilisations et du traitement en fin de vie de l'emballage. La publication permet donc de dégager des conclusions génériques sur la comparaison entre usage unique et réutilisable, et de comprendre les paramètres pouvant jouer sur les résultats. Par ailleurs, les contenants considérés sont représentatifs de contenants présents sur le marché français. Elle est donc particulièrement intéressante au vu des questions posées dans le cadre de la présente étude.

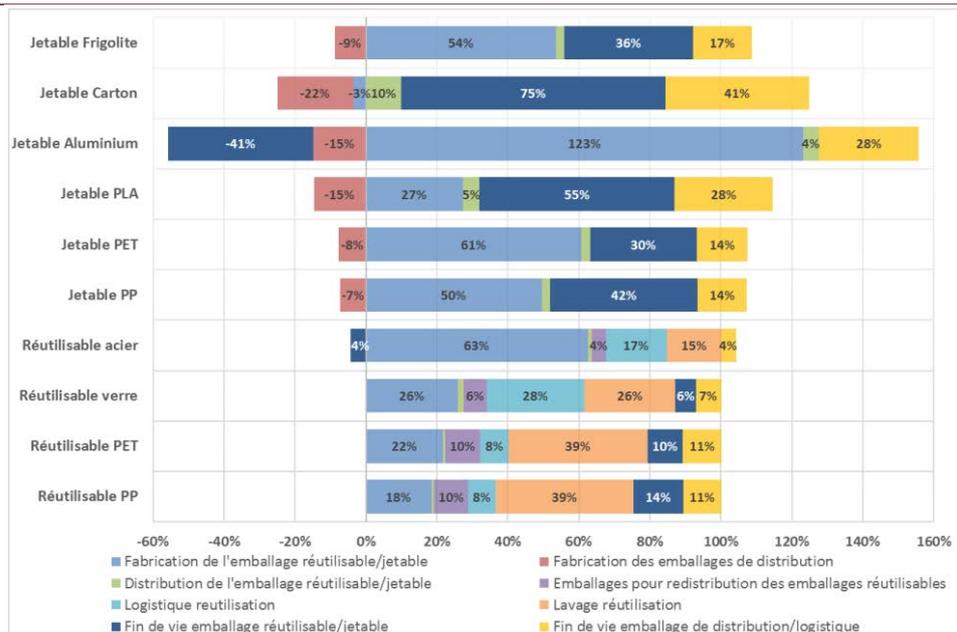
À noter cependant que les contenants réutilisables sont modélisés à partir de données secondaires, extrapolées à partir des contenants à usage unique : c'est un point limitant à l'analyse des résultats, qui pourraient être affinées avec des contenants réutilisables « réels ».

Il aurait été intéressant d'ajouter une catégorie d'impact sur la production de déchets, un autre axe de comparaison intéressant pour comparer des contenants à usage unique légers à leur alternative réutilisable, souvent plus lourde.

À noter que cette étude prend en compte un stockage de carbone biogénique associé à la production des matières premières pour les contenants en carton et en PLA, malgré la faible durée de vie de ces produits.

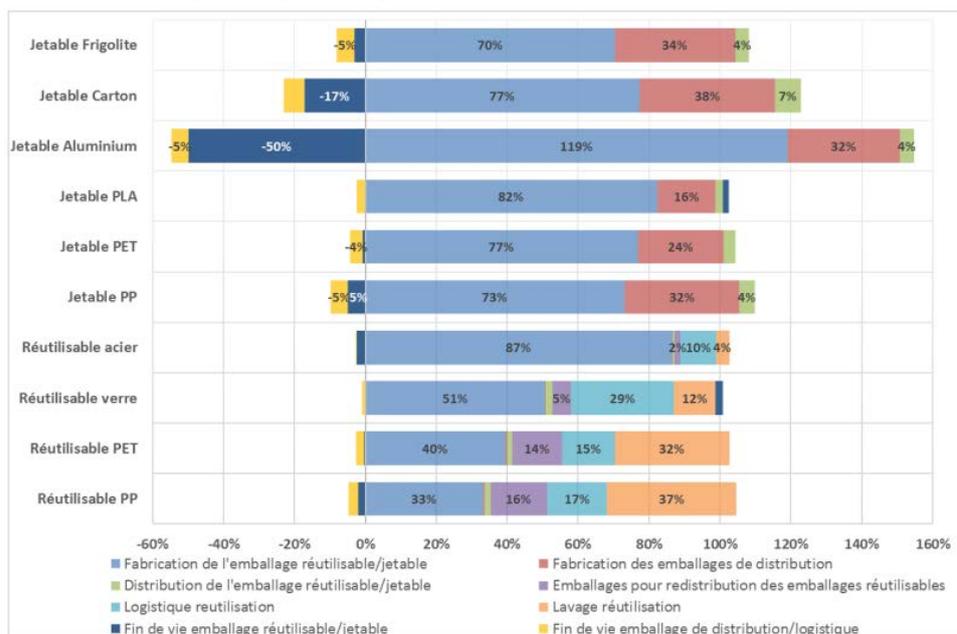
## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Masse des contenants réutilisables et à usage unique : données mesurées par le prestataire</p> <p><b>Secondaires</b> Lavage : modélisation basée sur des données disponibles dans la littérature Autres données : ecoinvent 2.2</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Les données ont été collectées et vérifiées afin d'être représentatives de l'Europe pour les données de production, de la région Bruxelles Capitale pour la distribution et la fin de vie et de la Belgique pour le lavage. Les données d'activité correspondent à la période 2012-2016, et les données d'inventaire proviennent de bases de données plus ou moins récentes.</p> <p>La représentativité des données est limitée lorsqu'elles proviennent de certaines bases de données : période 1985-2005 pour ecoinvent 2.2.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0).</p> <p><b>Hypothèses</b> Prise en compte des bénéfices liés au stockage de carbone biogénique dans le cas d'emballages en carton ou en PLA (étape de production), relâché en fin de vie. Ce choix, malgré la faible durée de vie des produits considérés, s'explique par un possible stockage en fin de vie lors de l'enfouissement.</p>
Précisions sur les résultats et comparaison	
<b>Compléments sur les résultats</b>	Changement climatique – par étapes du cycle de vie :



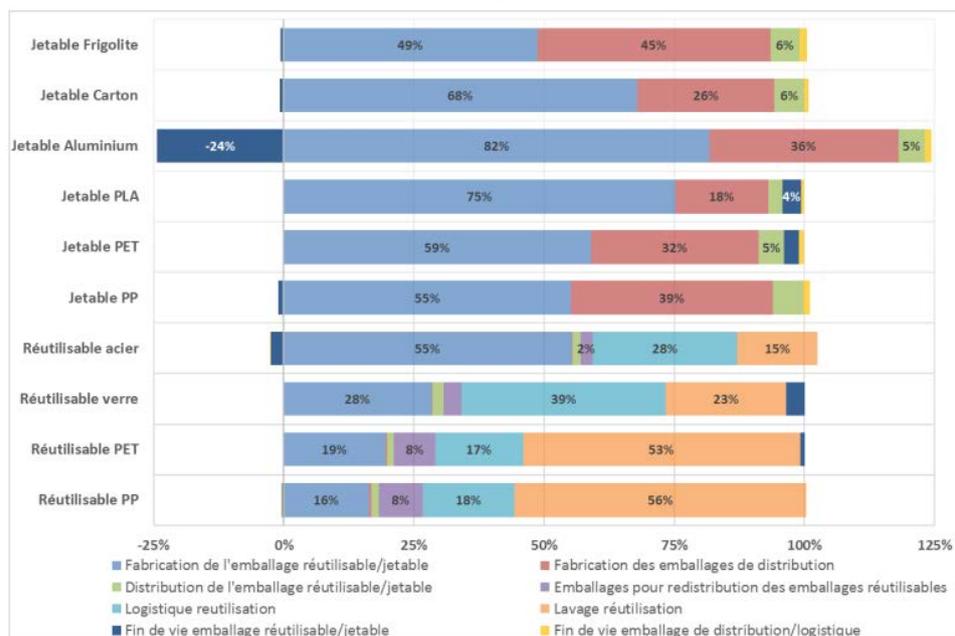
La fabrication des contenants est une étape très contributrice, quel que soit le contenant considéré : 18 à 63 % pour les emballages réutilisables et -3 à 123 % pour les emballages à usage unique. Les impacts de cette étape proviennent principalement de l'extraction de matière première, avec une variabilité due au poids des emballages (faible densité massique du PSE), à la compensation par le recyclage (bonne recyclabilité de l'aluminium) ou du carbone biogénique stocké (lors de la phase de production pour les emballages en PLA). Le second principal contributeur, pour les emballages réutilisables, est la phase de lavage : 15 à 39 % du total. Pour les emballages jetables, il s'agit de la fin de vie (-41 à 75 % selon le mode de traitement).

#### Acidification – par étapes du cycle de vie :



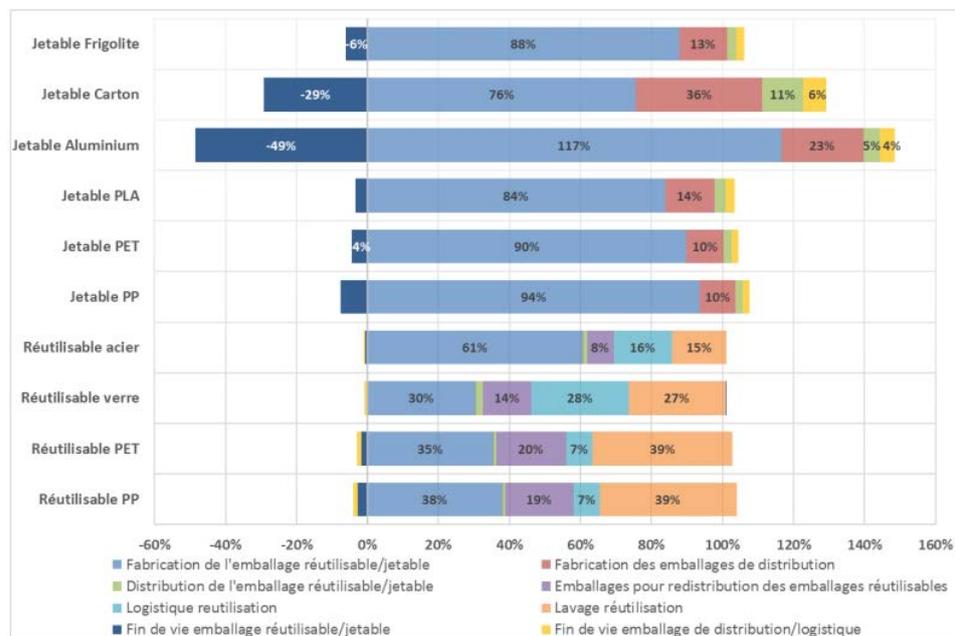
La fabrication des contenants est l'étape la plus contributrice pour la majorité d'entre eux : entre 18 et 87 % pour les contenants réutilisables et de 70 à 119 % pour les contenants à usage unique. Pour les contenants réutilisables, la phase de lavage contribue de 10 à 29 %, tandis que pour les cas jetables les contenants de distribution contribuent de 16 à 38 %.

## Eutrophisation marine – par étapes du cycle de vie :



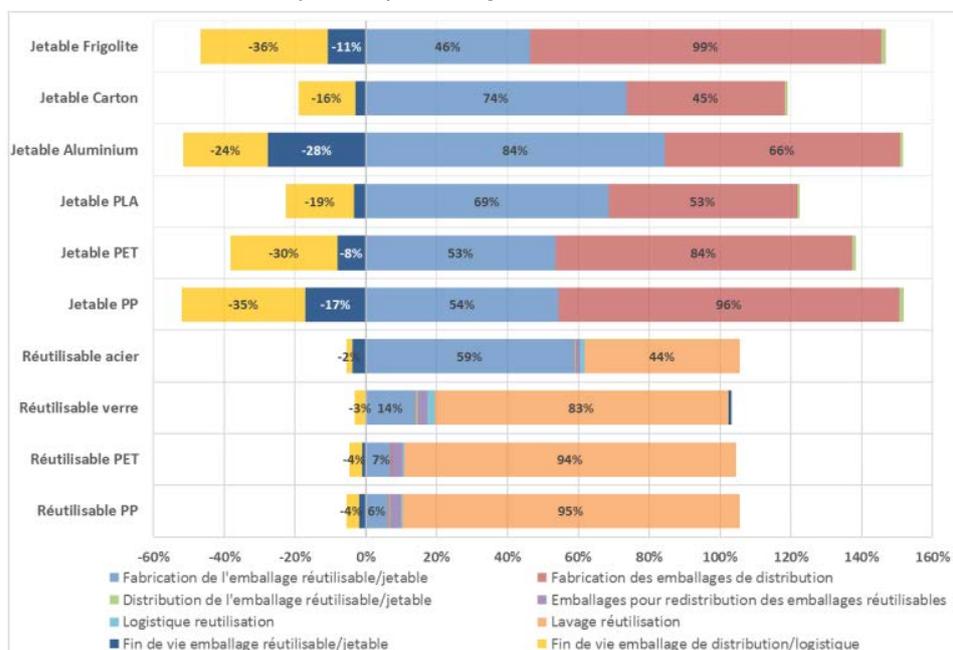
La fabrication des contenants est l'étape la plus contributrice pour la majorité d'entre eux : 16 à 55 % pour les contenants réutilisables et 49 à 82 % pour les contenants à usage unique. Pour les contenants réutilisables, la phase de lavage contribue de 15 à 56 %, tandis que pour les contenants jetables les emballages de distribution contribuent de 18 à 45 %. La contribution de la phase de lavage pour les contenants réutilisables provient de l'étape de traitement des eaux usées en station d'épuration.

## Épuisement des ressources fossiles – par étapes du cycle de vie :



La fabrication des contenants est l'étape la plus contributrice pour la majorité d'entre eux : 30 à 61 % pour les contenants réutilisables et 76 à 117 % pour les contenants à usage unique. Pour les contenants réutilisables, la phase de lavage contribue de 15 à 39 %, la logistique de réutilisation de 7 à 28 %, et l'emballage pour la redistribution des contenants réutilisables de 8 à 20 %. Pour les contenants jetables, les emballages de distribution sont le second principal contributeur, de 10 à 36 %.

## Consommation d'eau – par étapes du cycle de vie :



La fabrication des contenants est une étape fortement contributrice : 6 à 59 % pour les contenants réutilisables et 46 à 84 % pour les contenants à usage unique. Pour les contenants réutilisables, la phase de lavage est le principal contributeur (sauf pour le contenant réutilisable en acier), de 44 à 95 %. Pour les contenants à usage unique, la fabrication des emballages de distribution contribue de 45 à 99 % car la production du carton servant d'emballage de distribution est fortement consommatrice en eau.

### Résultats de l'analyse de sensibilité

**Lavage à la main par le consommateur** : en moyenne l'utilisation du lave-vaisselle est moins impactant, sauf si le lavage à la main est extrêmement économe en eau (moins de 0,6 litre par emballage).

### Nombre d'utilisations : impacts sur le changement climatique

En comparant les contenants ayant les mêmes fonctionnalités entre eux, on peut en déduire à partir de combien de réutilisations le contenant jetable devient moins vertueux que le contenant réutilisable. Pour les contenants réutilisables en PP, en PET et en verre, l'impact sur cette catégorie devient systématiquement plus faible que les contenants à usage unique en PP, en PET et en PSE à partir de 10 à 20 utilisations. La comparaison aux contenants à usage unique en PLA et en aluminium est moins tranchée, puisque même à 90 utilisations, il existe de cas de figure où le contenant à usage unique est plus favorable que le contenant réutilisable. Les impacts du contenant réutilisable en acier passent légèrement en sa faveur à partir de 50 / 40 / 60 utilisations, en comparaison aux contenants à usage unique en PP / PET / PSE. Par contre, même à 90 utilisations, les impacts sont en faveur des emballages à usage unique en PLA, aluminium et carton par rapport au contenant réutilisable en acier.

Note : la même analyse est fournie dans la publication pour les autres catégories d'impact, mais non proposée dans la présente fiche.

### Résultats de l'analyse d'incertitude

Analyse d'incertitude sur le taux de recyclage du contenant en aluminium : les résultats en termes d'acidification et d'eutrophisation marine varient peu, mais sur les catégories CC et épuisement des ressources fossiles, les impacts associés au contenant jetable en aluminium sont équivalents aux emballages réutilisables si le taux de recyclage est faible ; et significativement plus faibles si le taux de recyclage (de l'aluminium) est élevé.

Pas d'autre analyse d'incertitude.

**Fiche 23 : Role of compostable tableware in food service and waste management.**  
**A life cycle assessment study**

**Principales caractéristiques du document**

<b>Auteurs</b>	Fieschi, M. (Studio Fieschi & soci) ; Pretato, U.		
<b>Année</b>	2017	<b>Zone géographique visée</b>	UE
<b>Type de document</b>	Article (Waste management)	<b>Revue critique</b>	Non
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>L'objectif de l'étude est d'évaluer les impacts environnementaux de deux systèmes différents de vaisselle (biodégradable ou traditionnelle) pouvant être utilisés en restauration rapide.</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant :          « Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	<p>L'étude compare deux scénarios de vaisselle à usage unique :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Service de restauration avec vaisselle biodégradable et compostable, collecte de la totalité des déchets en un seul flux homogène, suivi d'un recyclage organique par compostage.</li> <li>- Service de restauration avec vaisselle traditionnelle, collecte de la totalité des déchets en un flux hétérogène unique et élimination par incinération et mise en décharge.</li> </ul> <p>L'étude ne couvre pas de cas réutilisable car le périmètre est limité à des cas sans lave-vaisselle disponible (événement, service de traiteur, restauration rapide, etc.). Par ailleurs, la fin de vie des déchets provenant du gaspillage alimentaire est prise en compte dans les résultats afin de refléter l'influence du type de traitement induit par la typologie de l'emballage (possibilité de composter, ou envoi à l'incinération/compostage).</p>		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Contenants pour la restauration Emballages primaires		
<b>Matériaux couverts</b>	Set de vaisselle biodégradable : Plastique biodégradable (PLA et Mater-Bi), papier Set de vaisselle traditionnelle : PP, PS, PSC, papier		
<b>Description</b>	<p><b>Vaisselle biodégradable :</b> Assiette (PLA ; 12,9 g) / Couteau + fourchette (Mater-Bi ; 7,6 g) / Sachet de couverts (PLA ; 1,4 g) / Tasse (Mater-Bi + papier ; 4,4 g) / Nappe + serviette (papier ; 7,8 g)</p> <p><b>Vaisselle traditionnelle :</b> Assiette (PS ; 10,9 g) / Couteau + fourchette (PSC ; 6,3 g) / Sachet de couverts (PP ; 1,2 g) / Tasse (PS ; 2,5 g) / Nappe + serviette (papier ; 7,8 g)</p>		
<b>Points clés de méthodologie</b>			
<b>Unité fonctionnelle</b>	La fourniture de 1000 repas en utilisant 1000 articles de table à usage unique		
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b>          Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Toxicité humaine (non-cancérogène et cancérogène) ; Émissions de particules ; Ionisation photochimique ; Formation de l'ozone photochimique ; Acidification ; Eutrophisation (terrestre, eaux douces et marine) ; Écotoxicité des eaux douces ; Utilisation des terres ; Déplétion des ressources en eau ; Déplétion des ressources minérales, fossiles et renouvelables.</p>		

	<p><b>Méthodologie</b></p> <p>Résultats du LCIA calculés selon les méthodes suivantes : GIEC (2007) ; WMO (1999) ; Rosenbaum et al. (2008) ; Humbert (2009) ; Frischknecht et al. (2000) ; Van Zelm et al. (2008) ; Seppälä et al. (2006) ; Seppälä et al. (2006) et Struijs et al. (2009) ; Rosenbaum et al. (2008) ; Milà u Canals et al. (2007) ; Swiss Ecoscarcity (2006) ; van Oers et al. (2002)</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : de l'étape de production au traitement en fin de vie</p> <p><b>Exclusion</b> : production de la nourriture et préparation des repas (identiques pour tous les scénarios) ; emballages secondaires et tertiaires (identiques pour tous les scénarios) ; le gaspillage alimentaire lors de la préparation (identique pour tous les scénarios même si on pourrait considérer qu'ils bénéficient de la logistique de compostage pour le scénario de vaisselle biodégradable).</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Mix électrique pour la production des emballages</p> <p>Type de traitement en fin de vie des ordures ménagères</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>La vaisselle biodégradable présente des impacts moins importants que la vaisselle traditionnelle pour sept catégories (Changement climatique, Toxicité humaine non-cancérogène et cancérogène, Eutrophisation marine, Écotoxicité des eaux douces, Déplétion des ressources en eau, Déplétion des ressources minérales, fossiles et renouvelables). Les impacts de la vaisselle biodégradable sont plus importants pour les huit autres catégories (Déplétion de la couche d'ozone ; Émissions de particules ; Ionisation photochimique ; Formation de l'ozone photochimique ; Acidification ; Eutrophisation (terrestre, eaux douces) ; Utilisation des terres), avec pour principal contributeur l'étape de production des matières premières biosourcées. C'est particulièrement le cas pour la catégorie relative à l'occupation des terres, dont les résultats reflètent l'emprise terrestre des matières premières permettant la production d'éléments biodégradables.</p> <p>À noter que la vaisselle traditionnelle a un impact bien plus élevé en fin de vie que la vaisselle biodégradable sur la catégorie Changement climatique : cela s'explique en grande partie par la prise en compte des déchets alimentaires (non valorisés sous forme de compost, mais incinérés ou enfouis dans le scénario utilisant une vaisselle traditionnelle). Ce n'est donc pas directement lié aux emballages. La publication ne fournit pas d'éléments de comparaison de la fin de vie uniquement sur les emballages (hors gaspillage alimentaire), et considère que l'emballage et les déchets alimentaires subissent le même traitement en fin de vie.</p> <p>Les résultats par étape du cycle de vie font ressortir l'assiette et les couverts comme les éléments les plus contributeurs à l'étape de production (en comparaison au gobelet, au sachet à couverts, à la nappe et à la serviette. L'annexe fournit des résultats plus détaillés sur les impacts, par étape du cycle de vie et par catégorie d'impact.</p> <p>La normalisation des résultats fait ressortir la vaisselle biodégradable comme générant des impacts environnementaux moindres que la vaisselle traditionnelle : les catégories majeures sont Toxicité humaine (non-cancérogène et cancérogène) et Ecotoxicité des eaux douces, sur lesquelles la vaisselle biodégradable est plus « vertueuse ». En dehors de la normalisation, la catégorie la plus riche en information pour des discussions politiques est le CC, pour lequel la vaisselle traditionnelle ressort comme deux fois plus impactante que la biodégradable. De même, la déplétion des ressources et de l'eau sont des catégories en faveur du scénario biodégradable.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>L'auteur ne propose pas de limites ou de points d'attention relatifs à l'étude en dehors de l'analyse des résultats.</p>

**Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires**

Un point important dans l'étude est la prise en compte des déchets alimentaires (et plus précisément de leur traitement en fin de vie) dans la comparaison des deux vaisselles. Le traitement de ces déchets en fin de vie diffère selon le scénario de vaisselle, et influe donc sur les résultats. Cependant, la publication ne fournit pas suffisamment d'éléments pour distinguer, sur l'étape de fin de vie, les déchets alimentaires de l'emballage lui-même. Cela limite donc l'interprétation des résultats dans le cadre de cette fiche, qui porte uniquement sur les emballages. Les résultats associés à cette étude sont donc à utiliser avec précaution.

Un autre point d'attention reste l'exclusion de tout recyclage des déchets (plastiques, notamment) en fin de vie : une analyse de sensibilité incluant un recyclage des déchets plastiques permettrait d'identifier si la variation d'impact serait significative, et venir justifier un tri éventuel des déchets dans la restauration rapide (événement ou non).

La vaisselle dite « traditionnelle » est une solution courant dans la restauration rapide en France, par exemple dans les services de vente à emporter où l'on retrouve au moins des couverts en plastique. Néanmoins, la tendance va vers des gobelets et des assiettes (ou équivalents) en carton. L'étude est donc applicable à la restauration rapide en France, même si le scénario traditionnel n'est pas identique a priori.

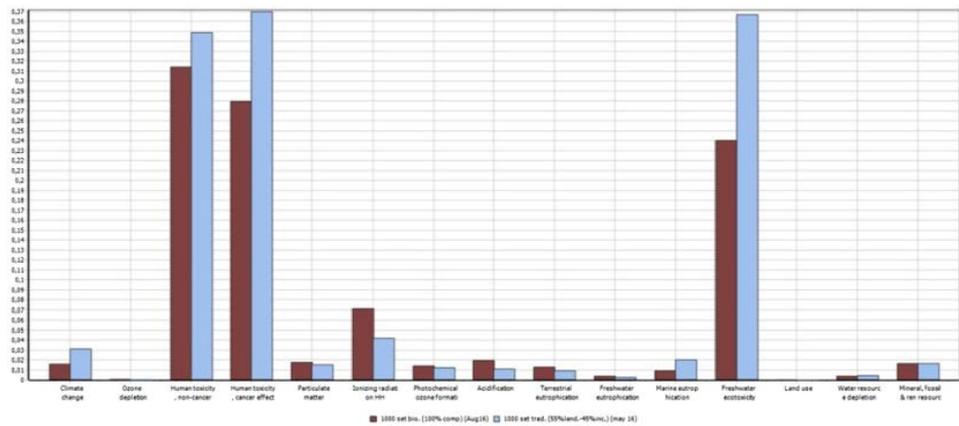
Enfin, le compostage reste modélisé de manière assez simple, une analyse de sensibilité permettrait de comprendre l'influence des choix de modélisation sur les résultats.

**Annexe**

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b>            Production du PE Novamont, Mater-Bi : Materbiopolymer, Novamont            Production du PLA : NatureWorks, NREL            Production des couverts et du sachet à couverts : Novamont            Composition des déchets organiques : POLIMI</p> <p><b>Secondaires</b>            Production du PP, PS : Plastics Europe            Production du papier : Customer Novamont, ecoinvent 3.1            Production d'assiettes et de tasses : ecoinvent 3.1            Taux d'incinération des déchets communs : moyenne européenne publiée par Eurostat 2013            Mise en décharge, incinération : ecoinvent 3.1            Valorisation énergétique par incinération : ELCD            Utilisation de compost et remplacement de la tourbe : POLIMI</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Les données ont été évaluées comme étant de bonne ou très bonne qualité. Cependant certaines données sont très anciennes : production des assiettes et tasses datée de 1993.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b>            Approche <i>a priori</i> attributionnelle            Modélisation des impacts liés à la valorisation matière par compostage : méthode des impacts évités.</p> <p><b>Hypothèses</b>            Le gaspillage alimentaire par repas est de 150 g.            Les mêmes moules sont utilisés pour la vaisselle, les différences de poids découlent uniquement de différence de densité.            Les couverts biodégradables sont entièrement traités en fin de vie par compostage.            Les couverts traditionnels ne sont pas séparés des restes alimentaires car il n'y a pas de recyclage du plastique.</p>
Précisions sur les résultats et comparaison	

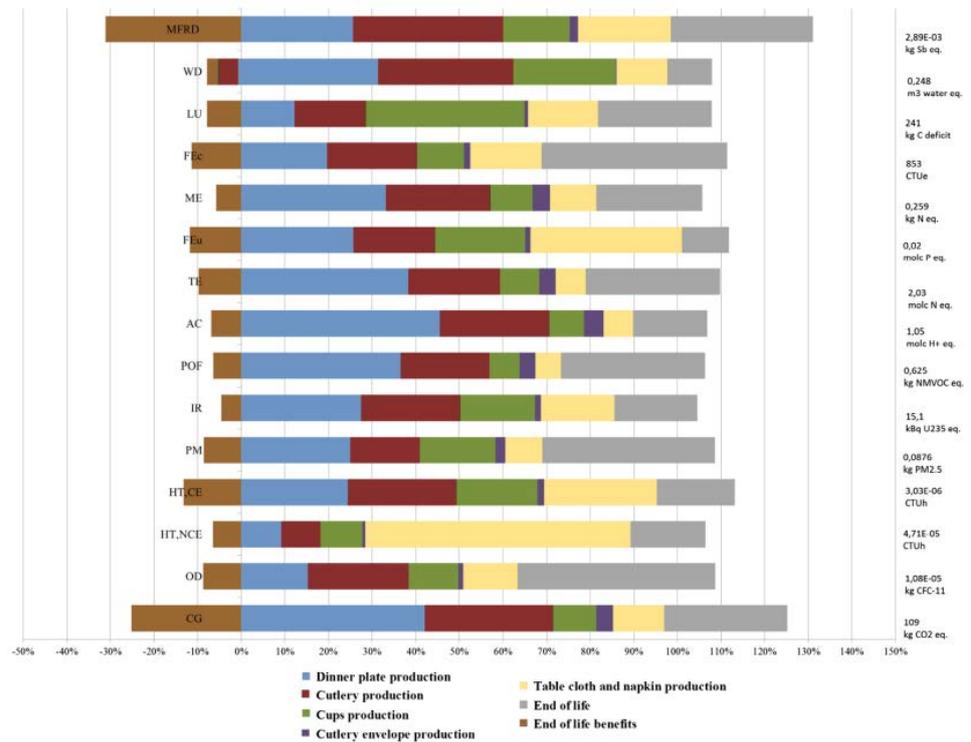
### Détail des résultats de la comparaison et résultat normalisé :

Impact category	Unit	Scenario A (B&C tableware)	Scenario B (Traditional tableware)	A vs B
Climate change	kg CO <sub>2</sub> eq.	109	221	-51%
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	1.07E-05	7.20E-06	+49%
Human toxicity, non-cancer effects	CTUh	4.71E-05	5.30E-05	-11%
Human toxicity, cancer effects	CTUh	3.03E-06	4.34E-06	-30%
Particulate matter	kg PM2.5 eq	0.08780	0.07553	+16%
Ionizing radiation HH	kBq U235 eq	15.1	8.2	+85%
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	0.626	0.547	+14%
Acidification	mol H <sup>+</sup> eq	1.05	0.592	+78%
Terrestrial eutrophication	mol N eq	2.03	1.51	+34%
Freshwater eutrophication	kg P eq	0.02039	0.01397	+46%
Marine eutrophication	kg N eq	0.259	0.600	-57%
Freshwater ecotoxicity	CTUe	853	1345	-37%
Land use	kg C deficit	241	150	+60%
Water resource depletion	m <sup>3</sup> water eq	0.248	0.290	-15%
Mineral, fossil & renewable resource depletion	kg Sb eq	0.00289	0.00301	-4%



Résultats de l'étude

### Résultats par étapes du cycle de vie, dans le cas de l'emballage biodégradable :



### Résultats par étapes du cycle de vie, dans le cas de l'emballage traditionnel :

<b>Résultats de l'analyse de sensibilité</b>	<p>Autres valeurs de gaspillage alimentaire par repas (100 g et 250 g) : la comparaison entre les vaisselles n'est pas modifiée. Cependant, dans le cas où le gaspillage alimentaire serait plus important, les impacts de la vaisselle biodégradable seraient légèrement réduits (à contrebalancer par les impacts plus élevés du gaspillage alimentaire), tandis qu'on observe une tendance inverse sur les impacts associés à la vaisselle traditionnelle. Cela s'explique par le traitement en fin de vie des déchets alimentaires (l'incinération de la vaisselle étant considérée plus impactante que le compostage de la vaisselle biodégradable dans l'étude), et non pas une différence d'impact des emballages eux-mêmes.</p>
<b>Résultats de l'analyse d'incertitude</b>	<p>Pas d'analyse d'incertitude</p>

## Fiche 24 : Life Cycle Inventory of Foam Polystyrene, Paper-based, and PLA Food Service Products

### Principales caractéristiques du document

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	The Plastic foodservice packaging group / Franklin Associates		
<b>Année</b>	2011	<b>Zone géographique visée</b>	USA
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>L'étude a pour objectif de comparer les caractéristiques énergétiques et environnementales de produits de restauration (gobelets de boisson chaude / froide, boîte à sandwich, assiette). Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »</p>		

Description des systèmes	
<b>Périmètre de l'étude</b>	L'étude couvre quatre types de pièces de vaisselle jetable représentatives du marché américain (gobelets de boisson chaude / froide, boîte à sandwich, assiette), sous leur format moyen. Les pièces ont été sélectionnées et caractérisées pour l'ICV préalable (2006), à l'exception des alternatives en PLA et des assiettes allégées (seules les plus lourdes avaient été étudiées en 2006, en l'absence de données sur leur résistance relative).
<b>Type d'emballages couverts</b>	Contenants pour la restauration Emballages primaire, secondaire et tertiaire
<b>Matériaux couverts</b>	PSE, PS, carton plastifié (PEBD ou PLA), carton recouvert de cire, PLA, cellulose moulée, carton ondulé
<b>Comparaison n°1 : gobelet de boisson chaude</b>	
<b>Description</b>	Trois gobelets sont considérés : mousse PSE (4,7 g), carton & PEBD (13,3 g), carton & PLA (12,7 g). Un manchon en carton ondulé non traité (5,8 g) peut aussi être ajouté pour les gobelets en carton (identique pour ces 2 gobelets).
<b>Comparaison n°2 : gobelet de boisson froide</b>	
<b>Description</b>	Cinq gobelets sont considérés : mousse PSE (8,8 g) ; carton & PEBD (19,8 g) ; carton ciré (31,3 g), carton & PLA 1 (35 g), carton & PLA 2 (32,4 g).
<b>Comparaison n°3 : assiette</b>	
<b>Description</b>	L'assiette « lourde » est présentée sous quatre alternatives : mousse PS (10,8 g), carton & PEBD (18,4 g) ; cellulose moulée (16,6 g) ; PLA (20,7 g) L'assiette « allégée » est présentée sous deux alternatives : mousse PS (4,7 g) ; carton & PEBD (12,1 g).
<b>Comparaison n°4 : boîte à sandwich à clapet</b>	
<b>Description</b>	Trois boîtes sont considérées : mousse PS (4,8 g) ; carton ondulé (10,2 g) ; PLA (23,3 g)
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	10,000 éléments de vaisselle jetable pour la restauration
<b>Catégories d'impact</b>	<b>Catégories</b> Consommation d'énergie ; Production de déchet ; Changement climatique ; Utilisation de l'eau. <b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés par méthode de flux, sauf CC caractérisé par le rapport 2 du GIEC (1996)
<b>Frontières du système</b>	<b>Pris en compte</b> : extraction des matières premières ; procédés de fabrication des emballages ; traitement en fin de vie. <b>Exclusion</b> : transport du site de fabrication au site de vente ; production et fin de vie des emballages secondaires ; construction, maintenance et déconstruction des installations ; production et application des encres ; utilisation des terres indirecte.  Critère de coupure : les flux représentant moins de 1 % en masse sont exclus de l'analyse, sauf si leur impact est estimé non négligeable.
<b>Paramètres clés</b>	Poids du produit Composition comprenant une part de biosourcé Gestion du méthane produit par la décomposition des produits dans les décharges Prise en compte des changements indirects d'affectation des sols dans les impacts (dans le cas de l'emballage en PLA) Pratiques d'irrigation du maïs (dans le cas de l'emballage en PLA)
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	

<b>Résultats de l'étude</b>	<p>La publication cherche à conclure sur la comparabilité des différents emballages, et les principaux contributeurs aux impacts considérés, quel que soit le produit de vaisselle concerné (gobelet, assiette, boîte).</p> <p>Changement climatique :</p> <p>Pour les gobelets et les assiettes, il n'est pas possible de conclure sur la comparaison car les emballages en carton et ceux en cellulose ont les impacts les plus faibles ou les plus élevés selon le niveau de dégradation des fibres en décharge. Pour les boîtes à sandwich, le contenant en PLA a les impacts les plus élevés, avec ou sans dégradation des fibres en décharge.</p> <p>Quel que soit le produit de vaisselle concerné, les étapes de process et de consommation de ressources fossiles sont les plus contributrices à la catégorie CC. Pour les contenants PLA, les pratiques agricoles amont (en particulier, les fertilisants utilisés pour la pousse de maïs) ont une contribution non négligeable sur les résultats des emballages sur le CC.</p> <p>La fin de vie est une étape dont la contribution au CC varie selon le type de contenant (car dépend du contenu carbone des contenants). L'ensemble des contenants sont considérés comme traités en fin de vie avec les ordures ménagères, c'est-à-dire avec 20 % d'incinération et 80 % de mise en décharge aux Etats-Unis. Ainsi pour les contenants PS, la fin de vie contribue de façon non négligeable aux impacts sur le CC. Pour les contenants PLA, la fin de vie est associée à des impacts évités sur le CC (le carbone biogénique stocké lors de l'amont agricole est alloué à la fin de vie, et non réémis car la part d'incinération est faible, et que l'étude considère que le PLA ne se dégrade pas en décharge). À noter que dans le cas de contenants PLA &amp; carton, c'est la fin de vie du carton qui prédomine les impacts sur le CC (voir ci-dessous).</p> <p>Dans le cas des contenants en carton (seul ou associé à d'autres matériaux : PLA, PEBD, cire), les émissions de CC sont évaluées pour un cas avec ou sans décomposition du contenant en fin de vie (scénarios 0 % et 100 % dans les figures présentées en annexe). En cas de décomposition, les contenants en carton relâchent du méthane, dont le pouvoir de réchauffement climatique est significativement plus élevé que le dioxyde de carbone (plutôt que de continuer à séquestrer le carbone en absence de décomposition). Il est donc difficile de conclure sur la comparaison des emballages sur cet indicateur.</p> <p>Ce point influe peu les résultats sur les autres catégories d'impact.</p> <p>Consommation d'énergie :</p> <p>Les contenants en PSE présentent globalement des impacts moindres que leurs alternatives (quel que soit le produit de vaisselle concerné) en termes de consommation d'énergie.</p> <p>Production de déchets :</p> <p>Les contenants en PSE sont associés à une production moindre de déchets en poids, en comparaison aux alternatives considérées ; mais ce n'est pas le cas des déchets en volume. Notamment, les assiettes en PSE représentent le plus gros volume de déchets en comparaison aux autres assiettes.</p> <p>Utilisation de l'eau :</p> <p>L'utilisation d'eau (process et refroidissement) est plus importante pour les contenants en PLA et en carton par rapport à ceux en PS.</p>
	<b>Analyse critique</b>
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>L'auteur mentionne les incertitudes associées à certaines catégories d'impact. Notamment sur le changement climatique, les données sont plus incertaines sur la fin de vie que sur les étapes de process ou de consommation de ressources fossiles. Sur l'utilisation de l'eau, c'est l'ensemble des résultats qui sont à prendre avec précaution, notamment parce que les données industrielles sur l'eau ne sont pas assez désagrégées, et par ailleurs parce que sur le circuit de refroidissement il est difficile de distinguer l'eau consommée où simplement circulante.</p>

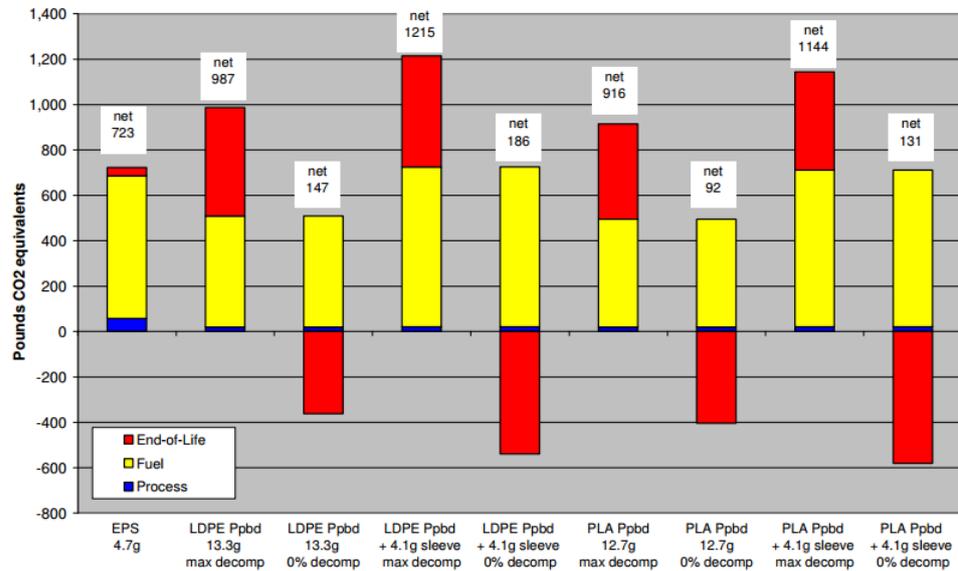
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>L'étude fournit une comparaison détaillée entre différentes alternatives, pour quatre éléments de vaisselle.</p> <p>À noter cependant que la majorité des données proviennent de sources secondaires.</p> <p>La vaisselle est <i>a priori</i> représentative du marché français, mais c'est moins le cas pour les scénarios de fin de vie. En France, le traitement des ordures ménagères se fait majoritairement par incinération, et il existe des filières de recyclage pour ces contenants. En considérant que les contenants en carton ne sont pas recyclés, on pourrait considérer le cas 100 % de décomposition comme étant plus proche d'un cas français. Une part plus importante d'incinération en fin de vie aurait aussi un impact non négligeable sur le PLA, car le carbone biogénique ne serait plus considéré comme stocké.</p> <p>À noter que cette étude comme plusieurs autres parmi celles analysées considère que la résine PLA ne se dégrade pas sur un horizon 100 ans en décharge, sans compostage industriel.</p>
--	---

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Production des assiettes « allégées » : données de 2009 transmises par un industriel</p> <p><b>Secondaires</b> Modélisation du PLA : rapport OVAM (2006) Autres procédés : base de données U.S. LCI, étude PSPC 2006 (dont cette étude est une mise à jour, couvrait déjà la plupart des contenants sauf les assiettes allégées et les dérivés de PLA) Énergie et carburant : Franklin Associates (2003)</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Il y a une incertitude sur les procédés qui peuvent varier d'une usine à l'autre, les données sont limitées par la disponibilité des données primaires obtenues.</p> <p>La plupart des données influe très peu sur le résultat final, donc le mesure d'incertitude de la donnée n'a été évaluée que pour les contributeurs majeurs (en valeur ou indirectement, comme le poids), pour lesquels la qualité était satisfaisante.</p> <p>Les données sur la pousse du maïs sont considérées comme plus incertaines que les autres en comparaison.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Aucune étape de recyclage ou d'incorporation de matière recyclée. Modélisation des impacts liés à la valorisation énergétique par incinération : méthode des impacts évités. En l'absence de données robustes sur la décomposition de carton alimentaire en décharge, différentes valeurs sont testées sur le taux de décomposition des fibres de carton, 100 %, 50 % et 0 %.</p> <p><b>Hypothèses</b> Le PLA n'existe pas sous une forme mousse contrairement au PSE et au PS : le gobelet a été modélisé comme étant faite de carton recouvert de PLA.</p>
Précisions sur les résultats et comparaison	
<b>Compléments sur la comparaison n°1 : gobelets pour boisson chaude</b>	<p><b>Changement climatique :</b> Les résultats dépendent fortement du modèle de décomposition considéré pour les gobelets incluant du carton. Ainsi, si l'on considère qu'il n'y a pas de décomposition du carton en fin de vie, les emballages présentant les impacts sur le CC les plus faibles sont les contenants carton &amp; PLA (sans manchon et avec manchon), suivis des contenants carton &amp; PEBD (sans manchon et avec manchon). Les contenants PSE contribuent le plus au CC. À l'inverse, en considérant une</p>

décomposition complète du carton en fin de vie (émissions de méthane), les contenants PSE sont ceux avec le plus faible impact sur le CC. Il est donc difficile de conclure sur la comparaison des emballages sur cet indicateur.

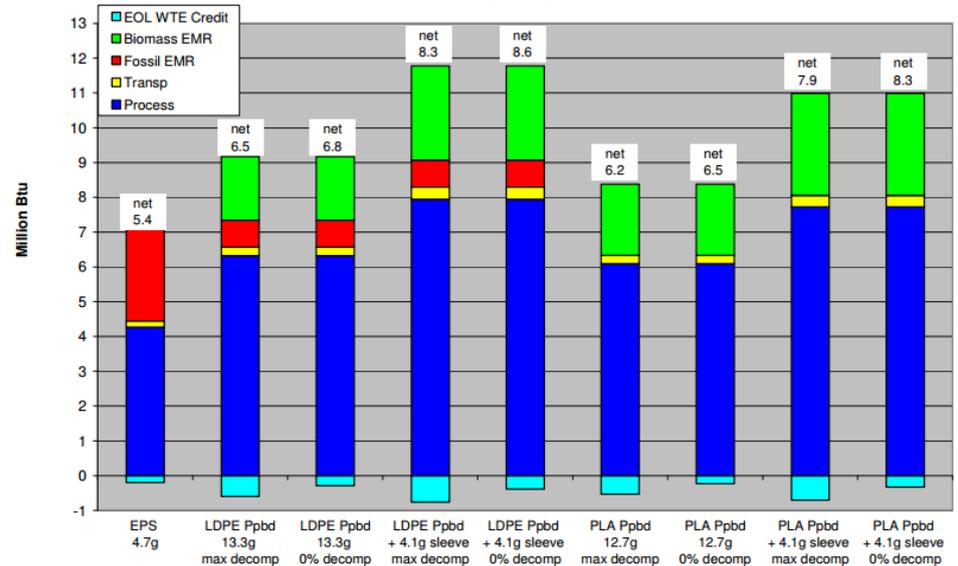
**Figure ES-13. Greenhouse Gas Emissions for 16-oz Hot Cups  
(lb CO2 eq per 10,000 average weight cups)**



### Consommation d'énergie :

La consommation d'énergie associée à la fin de vie varie légèrement en fonction de la récupération d'énergie possible par incinération avec valorisation énergétique, selon le matériau considéré. La comparaison sur les gobelets pour boisson chaude présente les contenants en PSE comme les moins consommateurs en énergie ; suivis des contenants en PLA & carton et PEBD et carton (sans manchon).

**Figure ES-1. Energy for 16-oz Hot Cups  
(10,000 average weight cups)**

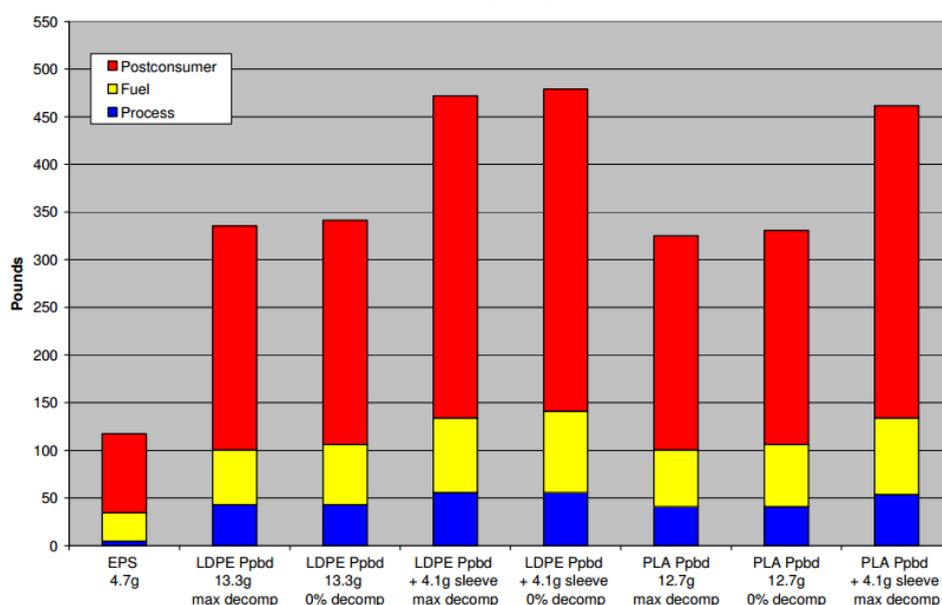


### Production de déchets (poids) :

La comparaison sur les gobelets pour boisson chaude présente les contenants en PSE comme significativement moins générateurs de déchets solides que les autres contenants. Suivent les contenants en carton & PLA (sans manchon), et les contenants en carton & PEBD (sans manchon).

Les résultats sont similaires en considérant les volumes de déchets générés (moins d'écart entre les différents contenants).

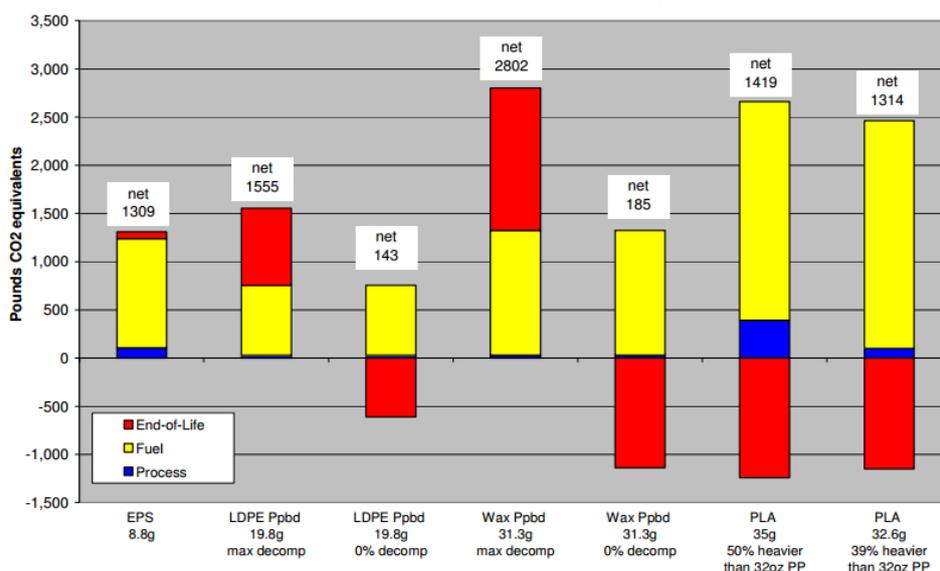
**Figure ES-5. Weight of Solid Waste for 16-oz Hot Cups  
(10,000 average weight cups)**



**Changement climatique :**

Comme pour les gobelets pour boisson chaude, les résultats dépendent fortement du modèle de décomposition considéré pour les contenants incluant du carton. Ainsi, si l'on considère qu'il n'y a pas de décomposition du carton en fin de vie, les emballages présentant les impacts sur le CC les plus faibles sont les contenants carton & PEBD, suivis des contenants carton & cire. Les contenants PSE et PLA contribuent le plus au CC (dans le cas du PLA, malgré une prise en compte du carbone biogénique stocké lors de l'amont). À l'inverse, en considérant une décomposition complète du carton en fin de vie (émissions de méthane), les contenants carton & PEBD et carton & cire sont ceux avec le plus fort impact sur le CC. Il est donc difficile de conclure sur la comparaison des emballages sur cet indicateur.

**Figure ES-14. Greenhouse Gas Emissions for 32-oz Cold Cups  
(lb CO2 eq per 10,000 average weight cups)**



La publication fournit le détail des résultats sur les autres catégories d'impact.

Compléments sur la comparaison n°2 : gobelets pour boisson froide

Compléments sur la comparaison n°3 : assiettes

**Changement climatique :**

Comme pour les gobelets, les résultats dépendent fortement du modèle de décomposition considéré pour les contenants incluant des fibres naturelles. Ainsi, si l'on considère qu'il n'y a pas de décomposition des fibres en fin de vie, les

	<p>emballages présentant les impacts sur le CC les plus faibles sont les contenants carton &amp; PEBD, suivis des contenants cellulose moulée. Les contenants PSE et PLA contribuent le plus au CC (dans le cas du PLA, malgré une prise en compte du carbone biogénique stocké lors de l'amont). À l'inverse, en considérant une décomposition complète des fibres en fin de vie (émissions de méthane), les contenants carton &amp; PEBD et cellulose moulée sont ceux avec le plus fort impact sur le CC. Il est donc difficile de conclure sur la comparaison des emballages sur cet indicateur</p> <p>La publication fournit le détail des résultats sur les autres catégories d'impact.</p>
<b>Compléments sur la comparaison n°4 : boîte sandwich</b>	<p><b>Changement climatique :</b></p> <p>Les résultats dépendent partiellement du modèle de décomposition considéré pour les contenants incluant du carton. Ainsi, si l'on considère qu'il n'y a pas de décomposition du carton en fin de vie, les emballages présentant les impacts sur le CC les plus faibles sont les contenants carton ondulé, suivis des contenants en mousse de PS. Les contenants PLA contribuent le plus au CC, malgré une prise en compte du carbone biogénique stocké lors de l'amont. À l'inverse, en considérant une décomposition complète du carton en fin de vie (émissions de méthane), les contenants carton ondulé ont un impact plus fort sur le CC que ceux en PS, bien que relativement proche en comparaison aux contenants PLA. La seule conclusion sur cette catégorie est que l'emballage en PLA a le plus fort impact, quel que soit le scénario.</p> <p>La publication fournit le détail des résultats sur les autres catégories d'impact.</p>
<b>Résultats de l'analyse de sensibilité</b>	<p>Utilisation des données expérimentales (et non théoriques) de production de méthane (Barlaz) dans le cas des emballages carton : l'impact de la fin de vie de ces contenants sur le CC est beaucoup plus faible</p> <p>Degré de décomposition en fin de vie des contenants carton : en réduisant le degré de décomposition, l'impact de la fin de vie de ces contenants sur le CC est plus important qu'une augmentation de l'oxydation du méthane des décharges de 10 à 36 %.</p> <p>Degré de décomposition en fin de vie des contenants carton, quantité de méthane produite par la décomposition, et oxydation du méthane produit dans la décharge : l'impact des déchets en carton sur le CC varie fortement selon différents facteurs : la température, l'humidité et le type de sol de couverture des décharges. Ces facteurs peuvent varier d'une décharge à l'autre.</p> <p>Fin de vie des produits en mousse : pas d'impact visible de la fin de vie sur le CC. En effet ils ne se décomposent pas pour produire du méthane dans les décharges.</p>
<b>Résultats de l'analyse d'incertitude</b>	Pas d'analyse d'incertitude détaillée

## Fiche 25 : LCA of Single Use Plastic Products in Denmark

### Principales caractéristiques du document

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	Danish Environmental Protection Agency / DTU environment		
<b>Année</b>	2019	<b>Zone géographique visée</b>	Danemark
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Non
<b>Objectifs de l'étude</b>	L'objectif de l'étude est le suivant : évaluer les impacts environnementaux associés à la production et à l'élimination des produits plastiques à usage unique (PUU), qu'il est proposé d'interdire, et de leurs alternatives sans plastiques (SPUU). En particulier, il s'agit d'identifier les catégories d'impact majeures, celles où les		

	<p>produits PUU performant mieux que leurs alternatives, les procédés à l'origine de cet écart et les paramètres sensibles correspondants.</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »</p>
<b>Description des systèmes</b>	
<b>Périmètre de l'étude</b>	Dans le cadre du projet d'interdiction des plastiques à usage unique dans l'Union européenne, cette étude a été commanditée au Danemark pour étudier les alternatives existantes sur des produits de la vie quotidienne : coton-tige (hors périmètre) et objets de restauration rapide à emporter.
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers Emballages primaires
<b>Matériaux couverts</b>	PS, PP, Papier, Bois
<b>Description</b>	<p>L'étude considère les solutions suivantes :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Couverts : PUU en PP / SPUU en bois</li> <li>• Assiettes : PUU en PS / SPUU en papier</li> <li>• Paille : PUU en PP / SPUU en papier</li> <li>• Touillette : PUU en PP / SPUU en bois</li> </ul>
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Production d'un produit en plastique à usage unique et de son alternative sans plastique à usage unique à l'échelle mondiale, et leur traitement en fin de vie au Danemark en 2018
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Toxicité humaine cancer ; Toxicité humaine non-cancer ; Émissions de particules ; Radiations ionisantes ; Formation d'oxydants photochimiques ; Acidification ; Eutrophisation terrestre ; Eutrophisation aquatique des eaux douces ; Eutrophisation aquatique marine ; Écotoxicité des eaux douces ; Déplétion des ressources fossiles ; Déplétion des ressources minérales</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode ILCD, sauf CC caractérisé par le rapport 5 du GIEC (2013). La normalisation se base sur le projet PROSUITE (Laurent et al. 2013). Les catégories sont considérées comme majeures si elles sont supérieures à 1 après normalisation, permettent de différencier les produits avec et sans plastique, et, dans le cadre de la toxicité humaine, si cet écart est d'au moins un ordre de grandeur.</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : production ; fin de vie</p> <p><b>Exclusion</b> : transport (car considéré identique pour tous les produits) ; utilisation (car considéré identique pour tous les produits)</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Masse des emballages</p> <p>Type de résine plastique du produit PUU (PP ou PS)</p> <p>Gestion durable des forêts (dans le cas du produit en papier ou en bois)</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>La comparaison sur les assiettes ne permet pas de conclure : la solution SPUU (papier) a des impacts plus faibles que la solution PUU (PS) sur le Changement climatique et la Déplétion des ressources fossiles, mais plus élevés pour les Émissions de particules et Déplétion des ressources minérales.</p> <p>Les couverts, les pailles et les touillettes présentent des impacts environnementaux réduits dans un scénario sans plastique :</p>

	<p>Ainsi, pour les couverts comme pour les touillettes, la solution SPUU (bois) a des impacts plus faibles que la solution PUU (PP) sur les catégories « majeures » (voir analyse critique), sauf pour les Émissions de particules.</p> <p>Pour les pailles, la solution SPUU (papier) a des impacts plus faibles que la solution PUU (PP) sur la Déplétion des ressources minérales et la Déplétion des ressources fossiles, mais plus élevées pour les Émissions de particules.</p> <p>Les impacts ont été mesurés pour 4 poids différents à chaque fois pour prendre en compte une gamme de validité des résultats. La comparaison n'est pas considérée significative si les gammes de validité d'impact se recouvrent (par exemple, le Changement climatique pour les assiettes présente une gamme d'impacts très proche entre le cas SPUU et PUU).</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Le poids des produits a une influence importante sur les résultats, donc pour remplacer des produits en plastique il faut s'assurer que les alternatives sans plastique aient un poids aussi faible que possible.</p> <p>Il faudrait aussi prendre en compte d'éventuels effets rebonds pour s'assurer par exemple que la paille en papier, si elle est plus fragile que celle en plastique, ne va pas être utilisée en plus grand nombre.</p> <p>Enfin, la prise en compte du changement d'affectation des sols montre que les résultats sont aussi sensibles au mode de gestion des forêts pour les contenants comportant du carton.</p> <p>Les catégories identifiées comme majeures sont les suivantes : Changement climatique ; Émissions de particules ; Déplétion des ressources fossiles ; Déplétion des ressources minérales. Les catégories Toxicité humaine cancer, Toxicité humaine non-cancer et Écotoxicité des eaux douces ne sont pas prises en compte dans les conclusions car l'incertitude est trop élevée sur l'évaluation de ces impacts.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Les frontières du système sont simplifiées par rapport à d'autres études habituelles, notamment avec l'exclusion des étapes de transport (qui pourrait varier selon la localisation de la production). Cependant, ainsi que précisé dans l'analyse de sensibilité, ce n'est <i>a priori</i> pas un point d'attention majeur.</p> <p>Les produits étudiés ici sont représentatifs d'éléments de vaisselle présents sur le marché français. La fin de vie modélisée avec près de 100 % d'incinération pour l'ensemble des produits considérés est relativement représentative du cas français, où le recyclage de la vaisselle en papier et en bois reste marginal <i>a priori</i>.</p> <p>Les analyses de sensibilité permettent tout de même d'identifier les paramètres clés pour remplacer du plastique à usage unique par des alternatives sans plastique mais à usage unique.</p>

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Pas de données primaires</p> <p><b>Secondaires</b> Production des matériaux bruts, émissions et consommation énergétique des sites de production, poids des produits, émissions et consommation énergétique des sites de traitement en fin de vie : EC (2018a et 2018b) Récupération de chaleur sur un incinérateur à valorisation énergétique : Miljøprojekt 1458 (Jensen et al., 2013) Propriétés physico-chimiques des produits : Götze et al. (2016) Autres étapes : ecoinvent 3.4</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Les données ont une bonne représentativité géographique : les données de traitement en fin de vie concernent le Danemark, sauf pour le recyclage du plastique dont les données proviennent d'Allemagne. Les données de production sont choisies comme globales d'après le périmètre choisi pour l'étude. La</p>

représentativité temporelle est satisfaisante car les bases de données utilisées ont été mises à jour en 2018.

**Choix méthodologiques**

**Méthodologie**

Approche conséquentielle

Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0).

**Hypothèses**

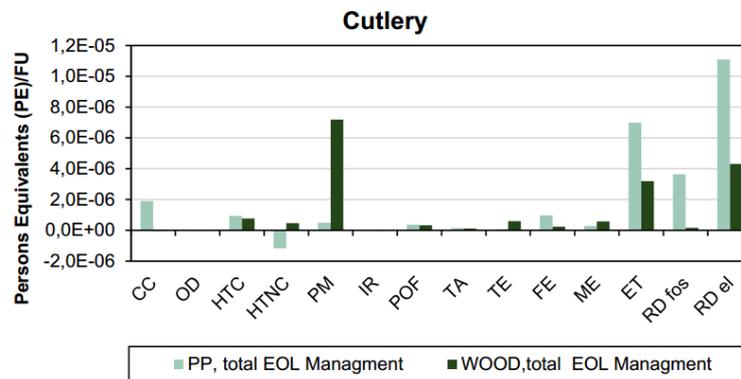
Les produits comparés sont estimés avoir la même fonctionnalité et la même pénétration de marché.

Les produits biosourcés ne sont pas pris en compte car la plupart nécessitent un compostage industriel, et les produits à usage multiple non plus car ils sont *a priori* plus performants que ceux à usage unique.

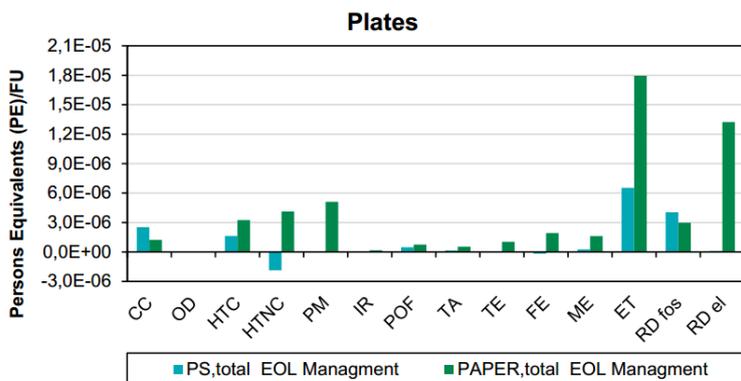
**Précisions sur les résultats et comparaison**

**Compléments sur les résultats**

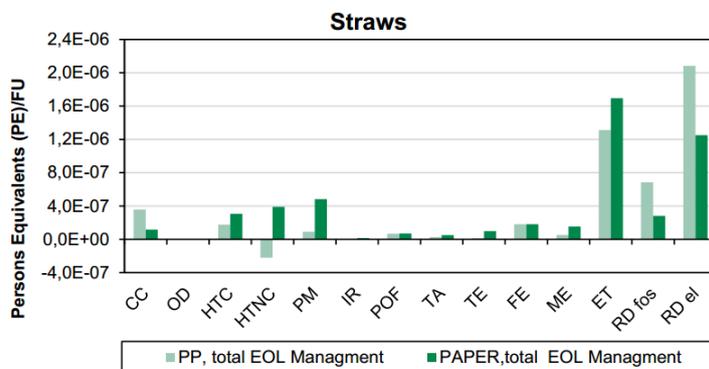
Détail des résultats sur les couverts :



Détail des résultats sur les assiettes :



Détail des résultats sur les pailles :



Détail des résultats sur les touillettes :

	<p style="text-align: center;"><b>Stirrers</b></p> <table border="1"> <caption>Data for 'Stirrers' chart</caption> <thead> <tr> <th>Category</th> <th>PP, total EOL Management (PE)/FU</th> <th>WOOD, total EOL Management (PE)/FU</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>CG</td><td>1,0E-06</td><td>0,0E+00</td></tr> <tr><td>OD</td><td>0,0E+00</td><td>0,0E+00</td></tr> <tr><td>HTC</td><td>0,5E-06</td><td>0,2E-06</td></tr> <tr><td>HTNC</td><td>-0,5E-06</td><td>0,0E+00</td></tr> <tr><td>PM</td><td>0,2E-06</td><td>2,5E-06</td></tr> <tr><td>IR</td><td>0,0E+00</td><td>0,0E+00</td></tr> <tr><td>POF</td><td>0,2E-06</td><td>0,0E+00</td></tr> <tr><td>TA</td><td>0,0E+00</td><td>0,0E+00</td></tr> <tr><td>TE</td><td>0,0E+00</td><td>0,2E-06</td></tr> <tr><td>FE</td><td>0,5E-06</td><td>0,0E+00</td></tr> <tr><td>ME</td><td>0,2E-06</td><td>0,0E+00</td></tr> <tr><td>ET</td><td>4,0E-06</td><td>1,0E-06</td></tr> <tr><td>RD fos</td><td>2,0E-06</td><td>0,0E+00</td></tr> <tr><td>RD el</td><td>6,5E-06</td><td>1,5E-06</td></tr> </tbody> </table>	Category	PP, total EOL Management (PE)/FU	WOOD, total EOL Management (PE)/FU	CG	1,0E-06	0,0E+00	OD	0,0E+00	0,0E+00	HTC	0,5E-06	0,2E-06	HTNC	-0,5E-06	0,0E+00	PM	0,2E-06	2,5E-06	IR	0,0E+00	0,0E+00	POF	0,2E-06	0,0E+00	TA	0,0E+00	0,0E+00	TE	0,0E+00	0,2E-06	FE	0,5E-06	0,0E+00	ME	0,2E-06	0,0E+00	ET	4,0E-06	1,0E-06	RD fos	2,0E-06	0,0E+00	RD el	6,5E-06	1,5E-06
Category	PP, total EOL Management (PE)/FU	WOOD, total EOL Management (PE)/FU																																												
CG	1,0E-06	0,0E+00																																												
OD	0,0E+00	0,0E+00																																												
HTC	0,5E-06	0,2E-06																																												
HTNC	-0,5E-06	0,0E+00																																												
PM	0,2E-06	2,5E-06																																												
IR	0,0E+00	0,0E+00																																												
POF	0,2E-06	0,0E+00																																												
TA	0,0E+00	0,0E+00																																												
TE	0,0E+00	0,2E-06																																												
FE	0,5E-06	0,0E+00																																												
ME	0,2E-06	0,0E+00																																												
ET	4,0E-06	1,0E-06																																												
RD fos	2,0E-06	0,0E+00																																												
RD el	6,5E-06	1,5E-06																																												
<p><b>Résultats de l'analyse de sensibilité</b></p>	<p>Prise en compte de l'étape de transport : l'inclusion de cette étape avec des distances entre 100 et 5000 km ne modifie pas les résultats de la comparaison.</p> <p>Substitution de l'électricité par valorisation énergétique lors de l'incinération dans le cadre d'un mix énergétique extrême (soit 100 % éolien soit 100 % charbon) : les catégories affectées par cette variation ne sont pas majeures une fois normalisées, et cela n'affecte donc pas la comparaison normalisée.</p> <p>Application d'une approche attributionnelle (plutôt que conséquentielle) : les résultats sont très peu modifiés. Pour les couverts, la catégorie Radiations ionisantes passe en faveur de la solution PUU, tandis que pour les touillettes l'Eutrophisation marine passe en faveur de la solution SPUU. Néanmoins ces variations restent comprises dans l'incertitude sur la masse des produits.</p> <p>Prise en compte du changement d'affectation indirect des sols : la solution PUU est plus vertueuse pour les pailles et les assiettes (papier), tandis que la solution SPUU est plus vertueuse pour les couverts et touillettes en poids moyen (pas de conclusion possible sur les scénarios de référence). Le détail par catégorie d'impact est fourni dans la publication.</p> <p>Cas de l'emballage coquille au lieu de l'assiette : la solution PUU reste la plus vertueuse sur cette comparaison.</p> <p>Traitement en fin de vie, avec incinération à 100 % des PUU : la comparaison reste inchangée (ce qui s'explique avec un taux de recyclage auparavant assez faible).</p> <p>Assiettes en PP, sans PS, et sans recyclage : la comparaison est en faveur de la solution SPUU, ce qui montre que les conclusions (sur le choix ou non de remplacer le produit par son alternative sans plastique) sont applicables uniquement à la résine PS et non extrapolables à d'autres résines plastiques.</p>																																													
<p><b>Résultats de l'analyse d'incertitude</b></p>	<p>Pas d'analyse d'incertitude</p>																																													

**Fiche 27 : Life cycle comparison of reusable and non-reusable crockery for mass catering in the USA**

**Principales caractéristiques du document**

<p><b>Commanditaire / Auteurs</b></p>	<p>MEIKO / Öko-Institut e.V.</p>		
<p><b>Année</b></p>	<p>2017</p>	<p><b>Zone géographique visée</b></p>	<p>International</p>
<p><b>Type de document</b></p>	<p>Rapport</p>	<p><b>Revue critique</b></p>	<p>Non</p>
<p><b>Objectifs de l'étude</b></p>	<p>L'objectif de l'étude est d'évaluer et comparer les impacts environnementaux de deux types de vaisselle (à usage unique et réutilisable), utilisées dans des installations fixes (et non mobiles) de restauration collective. Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant :</p>		

	« Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »
<b>Description des systèmes</b>	
<b>Périmètre de l'étude</b>	Cette étude porte sur la comparaison entre l'utilisation de vaisselle à usage unique et de vaisselle réutilisable dans 3 scénarios : restauration collective en milieu hospitalier, restauration collective en milieu scolaire, et fourniture du petit-déjeuner en milieu hôtelier. La zone géographique considérée est les États-Unis.
<b>Type d'emballages couverts</b>	Contenants pour la restauration. Emballages primaires.
<b>Matériaux couverts</b>	Set de vaisselle à usage unique : PP, PS, XPS, PLA, carton, papier, papier kraft. Set de vaisselle réutilisable : porcelaine, acier, verre, plastique réutilisable
<b>Description</b>	Dans chaque scénario, deux systèmes sont comparés : vaisselle à usage unique, et vaisselle réutilisable. Les articles varient entre chaque scénario, et le détail est présenté en annexe.
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Fourniture de vaisselle pour la livraison, en respectant les normes hygiéniques, d'un nombre déterminé de portions de nourriture par jour sur une période d'une année dans une cafétéria fixe hors foyer aux États-Unis.
<b>Catégories d'impact</b>	<b>Catégories</b> Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Formation d'oxydants photochimiques ; Acidification (de l'air, terrestre) ; Eutrophisation ; Utilisation des sols ; Transformation des sols ; Consommation de l'eau ; Déplétion des ressources fossiles ; Consommation d'énergie primaire cumulée ; Toxicité humaine (non cancérogène, cancérogène) ; Écotoxicité <b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode Umberto NXT Universal.
<b>Frontières du système</b>	<b>Pris en compte</b> : fabrication de la vaisselle, fourniture au service de restauration collective, distribution au consommateur, utilisation, lavage (pour la vaisselle réutilisable), gestion de la fin de vie, transport. <b>Exclusion</b> : Stockage des excédents alimentaires, gestion des déchets issus de la préparation des repas, activités associés à la cuisine (stockage, fabrication des lave-vaisselle, accessoires).
<b>Paramètres clés</b>	Poids de la vaisselle à usage unique Distances de transport pour la distribution (vaisselle réutilisable et à usage unique) Mix électrique pour le lavage de la vaisselle Performance des lave-vaisselles utilisés pour la vaisselle réutilisable Nombre d'utilisations de la vaisselle réutilisable
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	Dans les trois scénarios étudiés, la vaisselle réutilisable génère des impacts environnementaux inférieurs à ceux de la vaisselle jetable pour la majorité des catégories d'impact (et pour toutes les catégories d'impact pour le scénario 1, en milieu hospitalier). Cependant, la consommation en eau de la vaisselle réutilisable est de 1,2 (scénario 2 : milieu scolaire) à 2,9 (scénario 3 : milieu hôtelier) fois plus élevée que celle de la vaisselle à usage unique, en raison de l'étape de lavage de la vaisselle réutilisable. Par ailleurs, le scénario 3 (milieu hôtelier) présente des résultats comparables entre vaisselle jetable et réutilisable pour les indicateurs liés à l'acidification.  Précisions par type de vaisselle : Système à usage unique : dans les trois scénarios étudiés, la fabrication et la gestion en fin de vie de la vaisselle à usage unique sont les principaux contributeurs aux impacts environnementaux des produits.

	<p>Système réutilisable : dans les trois scénarios étudiés, la phase d'utilisation, et plus particulièrement le processus de lavage, contribue le plus fortement aux impacts environnementaux.</p> <p>Des précisions sont fournies en annexe pour les différents scénarios.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Les auteurs soulignent que les indicateurs associés à la toxicité doivent être considérés avec précaution. Il n'est pas possible de justifier qu'ils répondent aux exigences de qualité des données établies pour les indicateurs étudiés dans cette analyse.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Les résultats relatifs au transport sont applicables au cas français, comme en témoigne l'analyse de sensibilité montrant qu'une variation de la distance de transport ne change pas les résultats de la comparaison entre les systèmes à usage unique et réutilisable. De même, le mix électrique n'influence pas la comparaison, et est donc applicable au cas français.</p> <p>Les hypothèses de fin de vie ne considèrent aucun recyclage pour la vaisselle à usage unique, ce qui semble représentatif du contexte français, étant donné que la majorité des matériaux utilisés pour la vaisselle à usage unique dans l'étude sont peu recyclés en France. La vaisselle réutilisable en porcelaine n'est pas recyclée, ce qui est représentatif du cas français où ce matériau est jeté avec les OMR, mais la vaisselle en acier n'est pas recyclée dans l'étude, ce qui est contraire au cas français.</p> <p>La durée de vie de 1000 cycles pour la vaisselle réutilisable semble réaliste, d'autant que cette information est basée sur des estimations du taux de renouvellement de la vaisselle dans les écoles, hôpitaux et hôtels selon des informations fournies par un hôpital allemand. Cette durée de vie est donc applicable au cas français.</p>

## Annexe

<b>Précisions sur la méthodologie</b>	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b>          Comparaison 1 : Données provenant de trois hôpitaux aux États-Unis.          Comparaison 2 : Données provenant de cinq écoles (primaire, collège, et lycée) aux États-Unis.          Comparaison 3 : Données provenant de trois hôtels aux États-Unis.</p> <p><b>Secondaires</b>          Autres données : ecoinvent v3.1.</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Données représentatives sur le marché américain (États-Unis), pour des installations de restauration collective fixes (et non mobiles).</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b>          Approche attributionnelle.          Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 50:50).</p> <p><b>Hypothèses</b>          Durée de vie de la vaisselle réutilisable : 1000 cycles.</p>
<b>Précisions sur les résultats et comparaison</b>	
<b>Compléments sur la comparaison n°1</b>	<p><b>Scénario 1: restauration collective en milieu hospitalier (hors restauration destinée aux patients)</b></p> <p><b>Description du système :</b></p> <p><u>Vaisselle à usage unique</u> : Plateau (carton), assiette (XPS), bol à salade (XPS), bol à soupe (PS), verre (papier ciré) et couvercle (plastique), tasse à café (papier) et couvercle (plastique), assiette pour le dessert (carton), verre à fruit (compostable), fourchette/couteau/cuillère à café/cuillère à soupe (plastique).</p> <p><u>Vaisselle réutilisable</u> : Plateau (mélamine avec fibres de verre), assiette (porcelaine), bol à salade (mélamine), bol à soupe (plastique réutilisable), verre (plastique réutilisable), tasse à café (plastique réutilisable), assiette pour le dessert</p>

	<p>(porcelaine), verre à fruit (plastique réutilisable), fourchette/couteau/cuillère à café/cuillère à soupe (acier).</p> <p>Pour la vaisselle réutilisable, la phase d'utilisation (lavage) génère les impacts les plus importants (entre 85 % et 98 % des impacts, toutes catégories confondues), suivie de la fabrication (entre 2 et 15% toutes catégories confondues, avec la contribution la plus élevée pour l'indicateur de toxicité humaine (cancérigène)). La gestion de fin de vie et la distribution sont des contributeurs non significatifs aux impacts de la vaisselle réutilisable.</p> <p>Pour la vaisselle à usage unique, c'est l'étape de fabrication (71 % à 100 % des impacts) et la gestion de la fin de vie (0 à 25 % des impacts) qui contribuent de manière significative aux impacts du cycle de vie.</p> <p>La comparaison entre les deux vaisselles montre que la contribution de l'étape de fabrication du système jetable est supérieure à celle de la phase d'utilisation (lavage de la vaisselle) du système réutilisable. <b>Le système réutilisable présente donc des avantages environnementaux par rapport au système jetable en milieu hospitalier.</b></p>
<p><b>Compléments sur la comparaison n°2</b></p>	<p><b>Scénario 2 : restauration collective en milieu scolaire</b></p> <p><b>Description du système :</b></p> <p><u>Vaisselle à usage unique</u> : Plateau à compartiments (XPS), verre en plastique avec couvercle pour légumes (PP), verre à dessert (PP) et couvercle (PS), fourchette/couteau/cuillère à soupe (plastique).</p> <p><u>Vaisselle réutilisable</u> : Plateau à compartiments (PP), fourchette/couteau/cuillère à soupe (acier).</p> <p>Pour la vaisselle réutilisable, ici aussi, l'étape d'utilisation (lavage) génère les impacts les plus importants (plus de 90 % pour la majorité des catégories d'impact, sauf pour 4 catégories pour lesquelles la fabrication est plus impactante). Les impacts de la fabrication oscillent entre 1 et 24 % toutes catégories confondues. La gestion de fin de vie et l'étape de distribution sont des contributeurs non significatifs aux impacts de la vaisselle réutilisable.</p> <p>Pour la vaisselle à usage unique, c'est l'étape de fabrication (65 à 100 % des impacts) et l'étape de distribution (entre 1 et 35 % des impacts), ainsi que la gestion de fin de vie (0 à 24 % des impacts) qui sont les plus forts contributeurs aux impacts environnementaux.</p> <p>La comparaison entre les deux vaisselles montre que, comme pour la vaisselle utilisée en milieu hospitalier, la contribution de l'étape de fabrication du système jetable est supérieure à celle de la phase d'utilisation (lavage de la vaisselle) du système réutilisable, mis à part pour l'indicateur de consommation d'eau. <b>Le système réutilisable présente donc des avantages environnementaux par rapport au système jetable en milieu scolaire, excepté pour l'indicateur consommation d'eau.</b></p>
<p><b>Compléments sur la comparaison n°3</b></p>	<p><b>Scénario 3 : fourniture du petit-déjeuner en milieu hôtelier</b></p> <p><b>Description du système :</b></p> <p><u>Vaisselle à usage unique</u> : Assiette (papier ciré), bol à céréales/fruits (papier ciré), verre (PS), tasse à café (XPS) et couvercle (PS), touillette à café (PP), fourchette/couteau/cuillère à soupe (PP).</p> <p><u>Vaisselle réutilisable</u> : Assiette (porcelaine), bol à céréales/fruits (porcelaine), verre (verre), tasse à café (porcelaine), touillette à café (acier), fourchette/couteau/cuillère à soupe (acier).</p> <p>Les résultats sont similaires à ceux en milieu hospitalier.</p> <p>La différence d'impacts environnementaux entre les deux systèmes est moins importante pour ce scénario que pour les scénarios en milieu scolaire et hospitalier. <b>Le système réutilisable est préférable au système à usage unique pour la majorité des catégories d'impact, sauf les catégories d'acidification.</b></p>

Résultats de l'analyse de sensibilité	<p>Différents paramètres ont fait l'objet d'une analyse de sensibilité, sans modification des résultats sur la comparaison des deux systèmes de vaisselle :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Distances pour la distribution de la vaisselle à usage unique</li> <li>- Utilisation d'un système de refroidissement des déchets de vaisselle à usage unique</li> <li>- Différence de mix électrique</li> <li>- Durée de vie de la vaisselle réutilisable</li> <li>- Modélisation des impacts liés au recyclage pour la vaisselle à usage unique</li> <li>- Poids plus important de la vaisselle à usage unique</li> <li>- Utilisation de lave-vaisselles standards au lieu des MTD (meilleure technologie disponible)</li> <li>- Utilisation d'un plateau réutilisable au lieu d'un plateau à usage unique dans le scénario hospitalier</li> </ul>
Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude.

### Fiche 28 : Is the reusable tableware the best option? Analysis of the aviation catering sector with a Life Cycle Approach

#### Principales caractéristiques du document

Auteurs	Blanca-Alcubilla, G. (UNESCO Chair in Life Cycle and Climate Change) ; Bala, A. ; de Castro, N. ; Colomé, R. ; Fullana-i-Palmer, P.		
Année	2019	Zone géographique visée	Espagne
Type de document	Article (Science of the total environment)	Revue critique	Non
Objectifs de l'étude	<p>L'objectif de l'étude est le suivant : Évaluer les émissions de GES du service de restauration fourni par le prestataire Gate Gourmet (GG) à la compagnie IBERIA à l'aéroport de Barajas (Madrid, Espagne).</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »</p>		
Description des systèmes			
Périmètre de l'étude	<p>Cet article étudie les impacts environnementaux d'un service, composé de vaisselle et articles de table (serviettes, plateaux), utilisé pour servir les repas sur des vols en avion. 19 articles de vaisselle et de table sont étudiés, parmi lesquels 14 sont à usage unique, et 5 sont réutilisables. L'article permet de comparer leur impact environnemental en termes de changement climatique uniquement.</p> <p>Par ailleurs, un focus est fait sur les couverts en acier réutilisables, pour faire varier leur nombre d'utilisations, leur poids, et les comparer à des couverts à usage unique (en plastique PS ou bambou).</p>		
Type d'emballages couverts	<p>Contenants pour la restauration.</p> <p>Emballages primaires.</p>		
Matériaux couverts	<p>Set de vaisselle à usage unique : PS, PP, PEBD, aluminium, papier, cellulose.</p> <p>Set de vaisselle réutilisable : ABS, PP, acier</p>		
Description	<p><b>Articles réutilisables :</b> contenant pour l'entrée (ABS), couverts (acier), contenant pour le dessert (ABS), verre (ABS), plateau (PP).</p>		

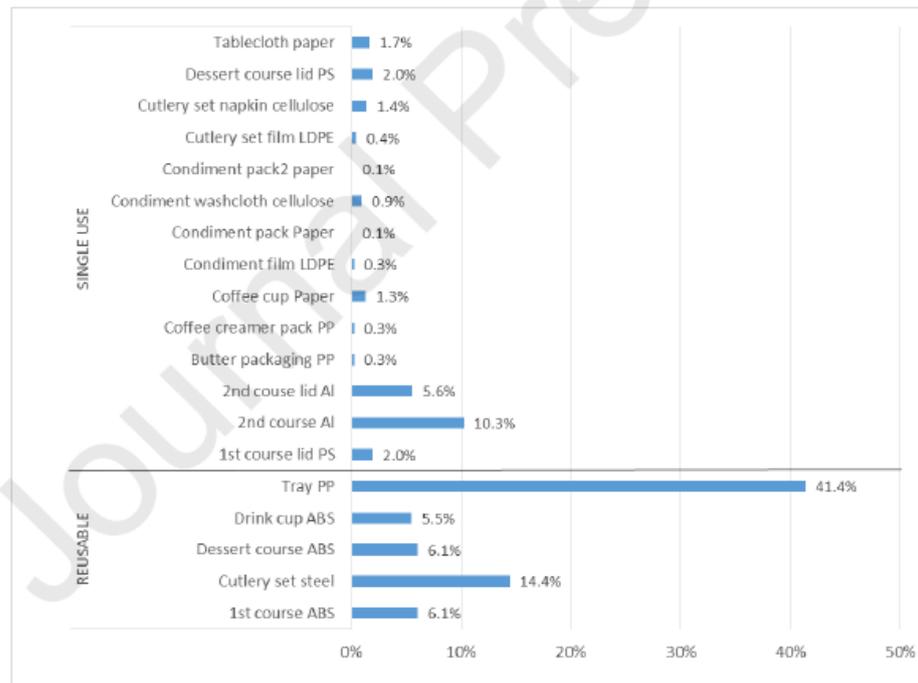
	<b>Articles à usage unique :</b> couvercle pour l'entrée (PS), contenant pour le plat principal (aluminium), couvercle pour le plat principal (aluminium), emballage pour le beurre (PP), emballage pour la crème pour le café (PP), gobelet pour le café (papier), film pour les condiments (PEBD), emballage 1 pour les condiments (papier), emballage 2 pour les condiments (papier), serviette imbibée pour se nettoyer les mains (cellulose), film pour les couverts (PEBD), serviette (cellulose), couvercle pour le dessert (PS), set de table (papier).
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Le service de 1 000 menus en classe économique sur les vols de la compagnie Iberia ayant atterri à Madrid en 2016.
<b>Catégories d'impact</b>	<b>Catégories</b> Changement climatique <b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode PEF.
<b>Frontières du système</b>	<b>Pris en compte :</b> Production et fabrication des matériaux composant les articles de vaisselle et de table, transport vers le prestataire de restauration, transport vers l'avion, vol, transport de l'avion vers les locaux du prestataire de restauration, lavage des produits réutilisables, fin de vie (enfouissement). Exclusion : non précisé.
<b>Paramètres clés</b>	Nombre d'utilisation des produits réutilisables Poids des articles
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>Résultats sur un service de table :</p> <p>Les impacts sur le changement climatique d'un service utilisé en cabine proviennent en majorité des articles réutilisables considérés (73,4 % au total). Pour les articles réutilisables, la phase du vol est le principal contributeur aux impacts sur le changement climatique ; c'est l'étape de production, pour les articles à usage unique.</p> <p>Parmi les articles à usage unique, la fabrication de ceux en aluminium génère plus d'impacts que la fabrication des autres articles à usage unique (par exemple en PS). Ainsi, le couvercle en aluminium du plat, malgré un poids équivalent à celui du couvercle en PS de l'entrée, présente un impact sur le changement presque trois fois plus élevé que celui du couvercle en PS.</p> <p>Résultats pour un nombre d'utilisations des couverts en acier variable :</p> <p>Avec 100 réutilisations des articles réutilisables (au lieu de 10 dans le scénario de base), l'impact du service total sur le changement climatique diminue de 12,6 %. Cette variation affecte principalement les impacts associés à la fabrication des couverts (acier), puisqu'ils sont alloués entre un nombre d'utilisations plus important. Les impacts associés au lavage des articles réutilisables n'augmentent que légèrement, étant donné que le lavage ne représente que 4,01 % des émissions de GES du système. A l'inverse, les résultats relatifs au transport des articles réutilisables et au vol (utilisation dans l'avion) sont inchangés. L'analyse de sensibilité montre également qu'une réduction du poids des couverts en acier entraîne une réduction proportionnelle des impacts environnementaux.</p> <p>Résultats comparés à des couverts à usage unique :</p> <p>Si les couverts en acier sont remplacés par des couverts en PS à usage unique (6 g), l'impact sur le changement climatique est réduit de 80 % pour un vol de 2 500 km, principalement en raison de leur plus faible poids.</p> <p>En comparaison à des couverts en bambou (26 g) ou en PS (6 g) à usage unique, et même avec une réduction de 20 % du poids des couverts en acier, les émissions de GES des couverts en PS sont toujours inférieures de 76 % à ceux des couverts en acier (et pour ceux en bambou, inférieures de 56 %).</p> <p>Les figures associées sont présentées en annexe.</p>

## Analyse critique

<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Pour limiter les impacts environnementaux associés aux articles de vaisselle et de table utilisés au cours des repas en aviation, les auteurs proposent de :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Pour les articles réutilisables : diminuer le poids des articles et augmenter leur nombre d'utilisations.</li> <li>• Pour les articles à usage unique : se concentrer sur l'étape de fabrication, en changeant de matériaux ou en diminuant le poids des articles.</li> </ul> <p>La meilleure solution serait donc d'utiliser des matériaux légers, pouvant être réutilisés, et bénéficiant d'un système de collecte et de recyclage performant. Des recherches supplémentaires sont possibles sur deux points : étudier des alternatives en bambou ou en PS, et étudier d'autres catégories d'impact (utilisation des sols, toxicité, eutrophisation, etc.).</p> <p>La réglementation actuelle par rapport aux déchets d'aviation impose l'enfouissement des déchets provenant de pays hors-Union européenne : une modification de cette réglementation européenne permettrait de recycler ces déchets (sous réserve de stérilisation préalable) pour réduire l'impact de la fin de vie des déchets.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Cette étude ne prend en compte qu'une seule catégorie d'impact : le changement climatique, ce qui est restrictif pour évaluer les impacts environnementaux associés aux différents types d'articles de table et de vaisselle. Par ailleurs, les résultats sont spécifiques à de la vaisselle pour avion. Ils sont donc applicables à ce type de vaisselle en France mais bien spécifiques à ce secteur.</p> <p>L'hypothèse de fin de vie implique 100 % d'enfouissement, ce qui est réaliste si l'on considère des avions provenant de pays hors-UE (obligation réglementaire), mais non-représentative des déchets de vaisselle des vols intra-UE.</p> <p>L'étude prend en compte un système mixte, avec des articles à la fois réutilisables et à usage unique, ce qui ne permet pas de tirer des conclusions sur une comparaison des deux types de systèmes distincts.</p>

## Annexe

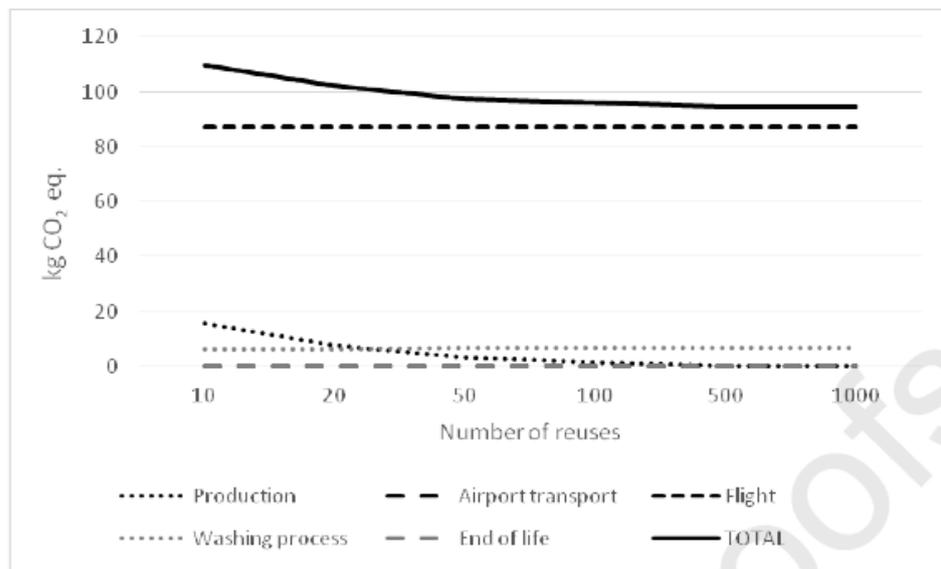
Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Données provenant du prestataire de restauration et du prestataire de fin de vie pour les informations concernant les matières premières des articles et le transport.</p> <p><b>Secondaires</b> Autres étapes : base de données GaBi.</p>
<b>Représentativité des données</b>	Données représentatives uniquement dans le périmètre étudié, avec le prestataire de restauration GG (qui a fourni les données primaires).
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle.</p> <p><b>Hypothèses :</b> Aucun recyclage n'est considéré ici, ni d'incorporation de matière recyclée. Nombre d'utilisation des produits réutilisables : 10 utilisations. Distance de vol de l'avion : 2 500 km. Fin de vie : enfouissement (pour tous les articles).</p>
Précisions sur les résultats et comparaison	
<b>Compléments sur la comparaison</b>	Détail des impacts des différents articles sur le changement climatique :



**Figure 3. Contribution to Global Warming Potential per item.**

Analyse de sensibilité sur les couverts réutilisables en acier, portant sur trois paramètres (nombre d'utilisations, distance de vol, poids des couverts) et comparant les résultats à des couverts à usage unique.

Détail des impacts en fonction du nombre d'utilisation des couverts :



**Figure 4. Kg of CO<sub>2</sub> eq. for steel cutlery for different number of reuses.**

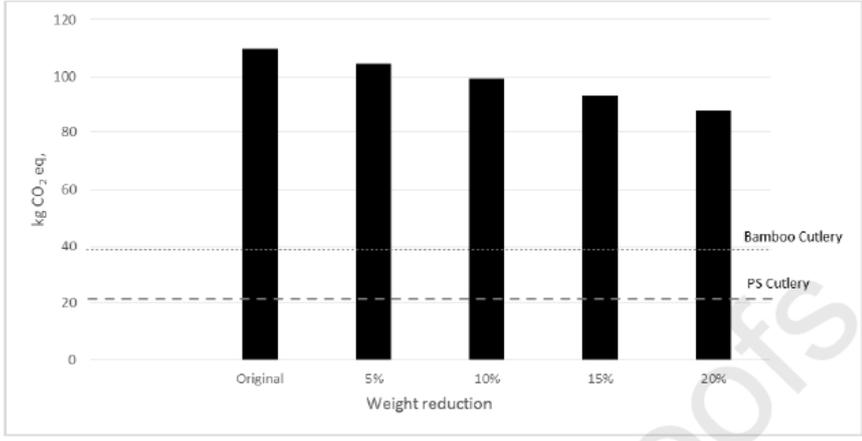
Détail des impacts en fonction de la distance de vol :

Plus la distance de vol est grande, plus les émissions associées à cette étape sont importantes.

Détail des impacts en fonction du poids des couverts (et de leur nature) :

Une réduction du poids des couverts en acier permet une réduction proportionnelle de leur impact sur le changement climatique.

Résultats de l'analyse de sensibilité

	 <p>The chart displays the carbon footprint (kg CO<sub>2</sub> eq.) of steel cutlery under various weight reduction scenarios. The y-axis ranges from 0 to 120 kg CO<sub>2</sub> eq. The x-axis shows weight reduction levels: Original, 5%, 10%, 15%, and 20%. Two horizontal dashed lines represent the carbon footprint of PS cutlery (at approximately 20 kg CO<sub>2</sub> eq.) and Bamboo cutlery (at approximately 40 kg CO<sub>2</sub> eq.). Steel cutlery emissions decrease from about 110 kg CO<sub>2</sub> eq. at the original weight to about 88 kg CO<sub>2</sub> eq. at a 20% weight reduction, crossing the bamboo cutlery threshold.</p>
Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude.

**Figure 6. Comparison of kg CO<sub>2</sub> eq. emitted by the steel cutlery with respect to the PS and bamboo, if the weight of the reusable solution was reduced.**

## Fiche 29 : Environmental impacts of takeaway food containers

### Principales caractéristiques du document

Auteurs	Gallego-Schmid, A. (University of Manchester) ; Mendoza, J. ; Azapagic, A.		
Année	2018	Zone géographique visée	Union européenne
Type de document	Article (Journal of Cleaner Production)	Revue critique	Non
Objectifs de l'étude	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Estimer et comparer les impacts environnementaux de trois types de contenants pour la vente à emporter : aluminium, PS extrudé (XPS) et PP.</li> <li>2) Analyser les impacts environnementaux de la réutilisation de contenants en PP pour la vente à emporter (même contenants en PP que pour l'objectif 1, contenants plus rigides que les alternatives en aluminium ou en XPS, et que certains consommateurs ont tendance à réutiliser alors qu'ils sont de base considérés comme des produits à usage unique) et de l'utilisation de tupperwares en PP vs. l'utilisation de contenants à usage unique.</li> <li>3) Évaluer les impacts environnementaux de différentes méthodes de gestion de fin de vie pour les contenants de vente à emporter au niveau européen.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
Périmètre de l'étude	<p>Cette étude porte sur quatre types de contenants pour la vente à emporter en restauration rapide : contenant à usage unique en XPS, contenant à usage unique en aluminium, contenant à usage unique en PP (mais globalement accepté comme pouvant être réutilisé par les consommateurs soucieux de l'environnement car plus rigide que d'autres types de matériaux), et un contenant réutilisable en PP de type tupperware. La zone géographique considérée est l'Union européenne.</p>		

<b>Type d'emballages couverts</b>	Contenants pour la restauration. Emballages primaires.
<b>Matériaux couverts</b>	Emballage à usage unique : Aluminium, PP, PS extrudé (XPS). Emballage réutilisable : PP
<b>Comparaison n°1 : entre contenants à usage unique</b>	
<b>Description</b>	<b>Comparaison réalisée dans le cadre des objectifs 1 et 3 de l'étude.</b> Trois contenants à usage unique sont considérés : contenant en aluminium (aluminium avec couvercle en papier) / Contenant XPS avec couvercle en XPS intégré / Contenant en PP avec couvercle en PP
<b>Comparaison n°2 : entre contenants à usage unique et réutilisables</b>	
<b>Description</b>	<b>Comparaison réalisée dans le cadre de l'objectif 2 de l'étude.</b> Les trois contenants étudiés dans la comparaison 1 sont comparés à un contenant en PP avec un couvercle en PP pouvant être réutilisé ainsi qu'à une boîte de préservation type Tupperware®, a priori constitué de PP et conçue pour la réutilisation (ci-après appelé « tupperware »).
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Objectifs 1 et 2 : Fabrication, utilisation et fin de vie d'un contenant pour un repas et pour une personne. Objectif 3 : Nombre total de contenants pour la vente à emporter utilisés par année au sein de l'UE.
<b>Catégories d'impact</b>	<b>Catégories</b> Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Formation d'oxydants photochimiques ; Acidification ; Eutrophisation ; Écotoxicité (terrestre, aquatique des eaux douces, marine) ; Toxicité humaine ; Déplétion des ressources abiotiques ; Déplétion des ressources abiotiques non renouvelables ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable. <b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode CML 2001.
<b>Frontières du système</b>	Pris en compte : matières premières ; fabrication ; utilisation ; fin de vie ; transport. Exclusion : transport du consommateur au distributeur pour l'achat du tupperware ainsi que vers/depuis le lieu d'achat du plat pris à emporter.
<b>Paramètres clés</b>	Nombre d'utilisation des contenants réutilisables.
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<b>Résultats de la comparaison entre contenants à usage unique (objectif 1) :</b> Le contenant en XPS est la meilleure option parmi les trois étudiées, sur l'ensemble des catégories d'impact considérées : les impacts sont de 1,07 à 28 fois plus faibles que ceux du contenant en aluminium, et de 1,25 à 6 fois plus faibles que ceux du contenant en PP (selon les catégories). Parmi les trois contenants considérés, celui en aluminium génère les impacts les plus élevés pour 5 catégories parmi les 12 étudiées : Déplétion des ressources abiotiques ; Toxicité humaine ; Écotoxicité aquatique marine ; Déplétion de la couche d'ozone et Écotoxicité terrestre (2 à 23 fois plus élevés que le contenant en PP, et 4 à 28 fois que celui en XPS). Le contenant en PP dispose des impacts environnementaux les plus élevés pour les 7 autres catégories : Changement climatique ; Formation d'oxydants photochimiques ; Acidification ; Eutrophisation ; Écotoxicité aquatique des eaux douces ; Déplétion des ressources abiotiques non renouvelables ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable (2 à 3 fois plus élevés que le contenant en aluminium, et 3 à 6 fois que celui en XPS). Les matières premières, ainsi que les étapes de fabrication et de fin de vie contribuent de manière significative à l'ensemble des catégories d'impact.

Par ailleurs, l'étude montre que les impacts du contenant XPS seraient réduits de plus de 18 % sur la plupart des catégories d'impact s'il était recyclé, suivant les politiques publiques européennes sur les emballages.

#### Résultats de la comparaison entre contenants à usage unique et réutilisables (objectif 2):

Pour comparer des contenants réutilisables et ceux à usage unique, les auteurs s'intéressent au nombre de réutilisations (nommé « point de transition ») à partir duquel l'utilisation d'un contenant réutilisable (en PP ou pour le Tupperware) génère des impacts plus faibles que l'utilisation d'un contenant à usage unique (en aluminium ou en XPS).

Le contenant en PP (réutilisable) devient préférable au contenant en XPS (usage unique) à partir de 3 à 39 utilisations, selon la catégorie d'impact considérée. Le Tupperware (réutilisable) devient préférable au contenant en XPS (usage unique) à partir de 16 à 208 utilisations, selon la catégorie d'impact considérée (sauf l'impact relatif à l'écotoxicité terrestre, toujours supérieur pour le Tupperware quel que soit le nombre d'utilisations).

Plus précisément, le Tupperware (nombre d'utilisation moyen estimé à 43) doit être utilisé au moins 11 fois pour que son impact sur le changement climatique soit inférieur avec celui du contenant en aluminium, et au moins 16 fois pour que ce soit le cas sur l'ensemble des catégories considérées. Le nombre d'utilisation « minimal » est supérieur lorsque l'on compare les impacts du Tupperware à ceux du contenant en XPS (18 utilisations pour générer un impact plus faible sur le changement climatique, et 24 pour l'ensemble des catégories d'impact). Au vu du nombre d'utilisation moyen d'un Tupperware (43 fois), les impacts associés à ce contenant pourraient donc être plus faibles que ceux des contenants à usage unique en aluminium et en XPS.

Pour le contenant réutilisable en PP, le nombre d'utilisation « minimal » est plus faible : 3 et 4 utilisations minimum pour que l'impact sur le changement climatique soit plus faible que celui respectivement du contenant en aluminium et du contenant en XPS (et 4 et 9 pour l'ensemble des catégories).

#### Résultats de l'évaluation des impacts environnementaux de différentes méthodes de gestion de fin de vie pour les contenants de vente à emporter au niveau européen (objectif 3):

Le nombre de points de vente de restauration rapide ayant explosé en Europe, il y a un réel besoin de quantifier les impacts environnementaux des méthodes de fin de vie des emballages actuellement employés et prévus à l'avenir. Ces méthodes de gestion de fin de vie sont évaluées selon les mêmes catégories d'impacts environnementaux des comparaisons ci-dessus.

Les impacts environnementaux des emballages seraient réduits si les taux de recyclage des contenants en aluminium et en PP augmentaient à 75 % et 55 % respectivement, comme proposé par l'UE. Pour les contenants en aluminium, une augmentation du recyclage de 10 % permettrait une baisse des impacts environnementaux de 6 à 19 %. Pour les contenants en PP, la baisse des impacts environnementaux pourrait aller au-delà de 38 % pour certaines catégories d'impact.

Ainsi, le scénario avec atteinte des objectifs de l'UE d'ici 2025 permettrait une réduction des impacts environnementaux de la fin de vie de 2 à 60 %. En particulier, la réduction serait de 33 % pour l'indicateur sur le changement climatique.

La mise en place du « meilleur scénario » pour la gestion de fin de vie permettrait d'améliorer 7 catégories d'impact par rapport au scénario des objectifs de l'UE, mais les différences entre les deux scénarios sont minimes. La mise en place du « pire scénario » pour la gestion de fin de vie conduirait à une augmentation de tous les impacts environnementaux entre 2 et 62 %.

### Analyse critique

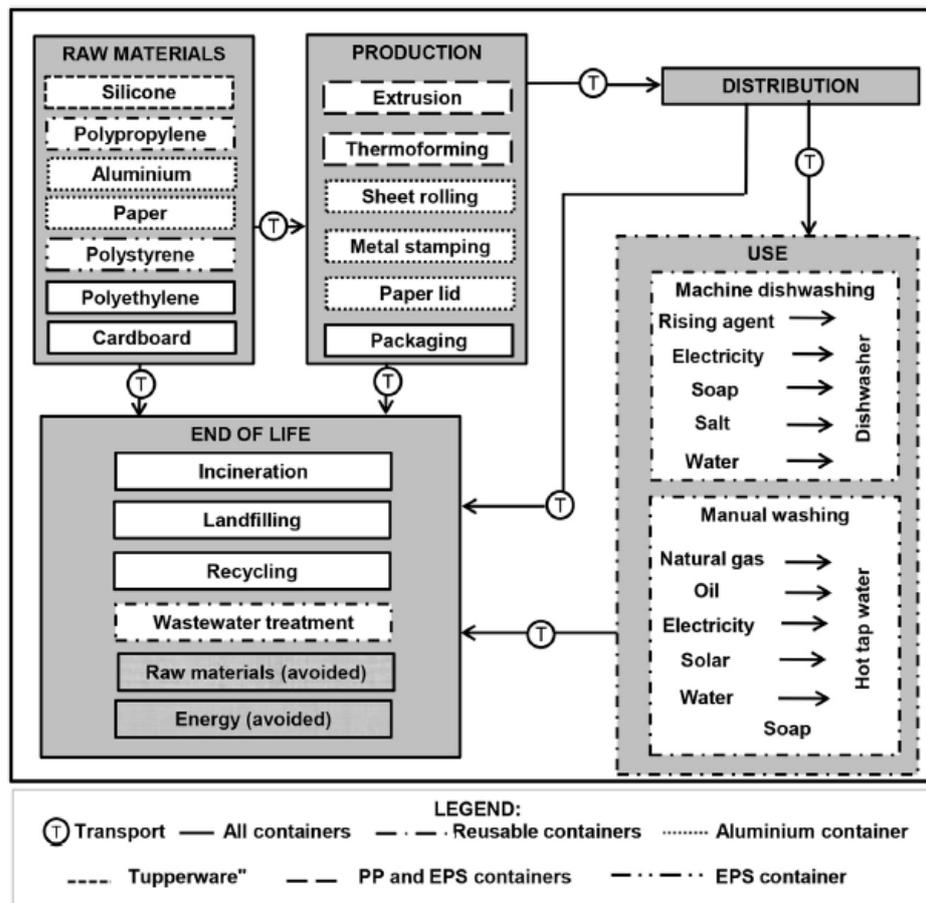
#### Conclusions et discussions de l'auteur

Il est à noter que les contenants en plastique provoquent d'autres impacts environnementaux qui ne sont pas évalués à travers cette ACV : débris retrouvés par terre, pollution marine et impacts sur la biodiversité marine.

	Les auteurs proposent que d'autres études soient réalisées pour analyser les impacts environnementaux d'autres matériaux utilisés pour des contenants pour la vente à emporter : carton, ou d'autres types de plastique.
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Cette étude est représentative du cas français, dans le contexte de l'explosion de la vente à emporter, et de l'adoption des ambitions européennes en termes d'économie circulaire. Les différentes options de gestion de fin de vie sont représentatives du cas français, de même que les emballages étudiés (représentatifs des emballages les plus utilisés en vente à emporter). La localisation de la fabrication des contenants (Chine, Europe) est représentative de contenants présents sur le marché français.</p> <p>Cependant, on note que le contenant PP est identique dans le cas à usage unique et réutilisable : on pourrait envisager un contenant PP plus léger dans le cas à usage unique, ce qui réduirait l'écart dans les résultats de la comparaison avec les contenants en aluminium et XPS.</p> <p>À noter que le nombre d'utilisation requis pour favoriser l'emballage réutilisable varie en fonction de sa nature, mais également beaucoup en fonction de la catégorie d'impact.</p> <p>L'étude cite aussi que le recyclage des contenants permettrait de remédier aux impacts environnementaux de type détritrus retrouvés par terre, pollution marine et impacts sur la biodiversité marine, mais l'enjeu se situe également autour de la collecte des déchets, et pas uniquement de leur traitement.</p>

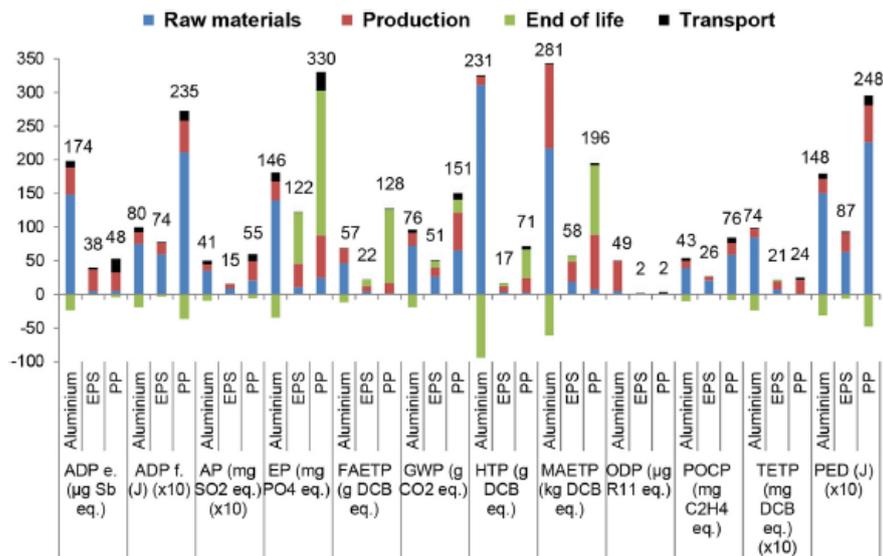
## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Données provenant de mesures directes sur les contenants et de données de production de fabricants majeurs (non cités).</p> <p><b>Secondaires</b> Autres étapes : ecoinvent v3.3, GaBi, données de la littérature.</p>
<b>Représentativité des données</b>	Données représentatives pour l'UE, pour une période autour de 2018.
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche attributionnelle. Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0).</p> <p><b>Hypothèses</b> Volume du contenant : 670 mL. Quatre scénarios pour la gestion de fin de vie des contenants sont envisagés :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Situation actuelle</li> <li>• Meilleur scénario : meilleures pratiques de gestion de fin de vie des matériaux existantes actuellement dans un État membre (Allemagne pour l'aluminium et le PP, Autriche et Suède pour le XPS) étendues à l'UE</li> <li>• Proposition UE 2025 : recyclage de 75 % pour l'aluminium et de 55 % pour les emballages plastiques d'ici 2025</li> <li>• Pire scénario : pires pratiques de gestion de fin de vie existantes actuellement dans un État membre (république Tchèque pour l'aluminium, Royaume-Uni pour le PP, Grèce, Croatie, Chypre, Lituanie et Malte pour le XPS) étendues à l'UE.</li> </ul> <p>Frontières du système :</p>



### Précisions sur les résultats et comparaison

Impacts environnementaux des trois types de contenants à usage unique par catégorie d'impact et par étape du cycle de vie considéré :



Nombre d'utilisations « minimum » du contenant en PP et du Tupperware (réutilisable) nécessaire pour que les impacts environnementaux de ces emballages soient inférieurs à ceux des contenants en aluminium et en XPS (usage unique).

Compléments sur les objectifs 1 et 2

Impact <sup>2</sup>	Number of uses of polypropylene (PP) reusable containers needed to equal the impacts of single-use containers (aluminium and extruded polystyrene (EPS)).			
	PP food saver (Tupperware) vs aluminium	PP food saver (Tupperware) vs EPS	Reusable takeaway PP vs aluminium	Reusable takeaway PP vs EPS
ADP <sub>e</sub>	3	208	1	32
ADP <sub>i</sub>	16	18	4	4
AP	8	29	2	7
EP	14	18	3	4
FAETP	12	39	3	9
GWP	11	18	3	4
HTP	2	37	1	9
MAETP	4	24	1	6
ODP	1	27	1	3
POCP	9	16	2	4
TETP	8	... <sup>b</sup>	2	... <sup>b</sup>
PED	10	19	3	5

<sup>a</sup> For the impacts nomenclature, see Fig. 3.  
<sup>b</sup> EPS container performs always better than the reusable containers for TETP.

Compléments sur l'objectif 3

Impacts environnementaux annuels de contenants en aluminium, en XPS et en PP dans l'UE selon les différents scénarios de fin de vie :

Résultats de l'analyse de sensibilité	Pas d'analyse de sensibilité.
Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude.

## 6. Publications portant sur la gobeletterie

### Fiche 30 : Étude de l'impact environnemental des gobelets réutilisables dans les évènements

#### Principales caractéristiques du document

Commanditaire / Auteurs	Bruxelles Environnement / RDC Environment		
Année	2013	Zone géographique visée	Belgique
Type de document	Rapport	Revue critique	Non
Objectifs de l'étude	Les objectifs de l'étude sont les suivants : 1) proposer un outil d'aide à la décision permettant de sélectionner le meilleur mode de conditionnement pour servir des boissons en fonction des contraintes environnementales, économiques et logistiques de chaque		

	<p>organisateur d'événements ou de bien comprendre les conditions à respecter pour réduire les impacts environnementaux.</p> <p>2) Identifier quels arguments peuvent venir soutenir l'interdiction d'utiliser de la vaisselle jetable au sein de certains ou de tous les événements.</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »</p>
<b>Description des systèmes</b>	
<b>Périmètre de l'étude</b>	<p>Le public visé pour l'étude correspond aux porteurs de projets d'événements, et l'étude se place dans le cadre d'un projet de la région Bruxelles Capitale.</p> <p>Les emballages couverts sont :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- dans le cas d'un service en gobelet, le gobelet et système amont (type fût) ;</li> <li>- dans le cas où l'emballage primaire est directement servi au consommateur, <b>celui-ci</b> (type canette).</li> </ul>
<b>Type d'emballages couverts</b>	<p>Contenants pour la restauration</p> <p>Emballages primaire, secondaire et tertiaire</p>
<b>Matériaux couverts</b>	<p>PP, verre, PLA, acier (non précisé, matériau des fûts), aluminium</p>
<b>Description</b>	<p>Cinq comparaisons sont effectuées :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Entre gobelets 25 cL (hors système amont) : réutilisable PP, réutilisable verre, jetable PP, jetable PLA ;</li> <li>- Entre systèmes amont pour service en gobelet (hors système sur site de l'évènement) : fût, bouteille PET pour boisson gazeuse (1,5 L), bouteille PET pour eau (1,5 L), bouteille verre (1 L) ;</li> <li>- Entre un système de canette en aluminium 33 cL et un service de gobelets avec fût ;</li> <li>- Entre un système de bouteilles 25 cL (emballage primaire servi au consommateur) et un système amont-aval (système amont et gobelet pour le service sur site de l'évènement).</li> </ul>
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	<p>Servir 25 cl d'une boisson</p>
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Consommation de ressources naturelles non renouvelables (énergie et minéraux) ; Consommation d'eau ; Changement climatique ; Eutrophisation ; Acidification de l'atmosphère</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon les méthodes suivantes : CML (2001) ; méthode de flux ; GIEC (2001) ; Freshwater eutrophication, ReCiPe midpoint hierarchist ; Acidification, Accumulated exceedance</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : production des matières premières des systèmes amont et aval ; transport des matières premières vers l'usine de fabrication ; production du contenant ; transport des systèmes amont et aval du producteur au lieu de l'évènement ; lavage du gobelet ; transport retour vers un centre de stockage ; fin de vie des systèmes amont et aval (recyclage, incinération, compostage, décharge) ; production et fin de vie des emballages de transports.</p> <p><b>Exclusion</b> : installations ; stockage des produits (au niveau du site de production, dans les commerces, lors de l'évènement, etc.) ; impression des gobelets</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>La masse des emballages primaires (notamment, petites bouteilles PET, bouteilles 1L en verre) et des emballages tertiaires (notamment, casiers pour les bouteilles en verre)</p> <p>La distance de transport vers l'évènement</p>

	<p>Le nombre de réutilisation des bouteilles, le nombre d'utilisation des casiers</p> <p>Le taux de retour des gobelets réutilisables</p> <p>La fin de vie des emballages primaires : par exemple pour les gobelets jetables (recyclage ou incinération), les petites bouteilles PET (taux de recyclage).</p>
<p>Points clés de résultats et comparaison</p>	
<p>Résultats de l'étude</p>	<p><b>Comparaison des gobelets entre eux :</b></p> <p>Comparaison des gobelets verre/PP réutilisables : lorsque les gobelets réutilisables (verre, PP) sont utilisés moins de 30 fois, les gobelets en PP présentent un meilleur bilan environnemental pour l'ensemble des catégories étudiées. Entre 30 et 60 utilisations, les gobelets réutilisables en PP sont en moyenne meilleurs. Au-delà de 60 utilisations, les deux systèmes réutilisables (verre, PP) ont des résultats proches en termes de CC, d'eutrophisation et de consommation de ressources naturelles non renouvelables, mais le gobelet réutilisable en PP reste moins impactant pour les catégories relatives à la consommation d'eau et à l'acidification.</p> <p>Comparaison des gobelets PLA/PP jetables : les impacts du gobelet en PLA (jetable) sur le changement climatique sont inférieurs aux gobelets en PP. À l'inverse, les gobelets en PP présentent des impacts plus bas pour les indicateurs relatifs à l'acidification et la consommation d'eau. Les gobelets présentent des résultats comparables sur la consommation de ressources non renouvelables.</p> <p>Comparaison des gobelets PLA jetables aux gobelets PP réutilisables : le gobelet réutilisable en PP présente des impacts environnementaux en moyenne plus faibles que le gobelet jetable en PLA, sauf sur le changement climatique (résultats ne permettant pas de conclure, ou en faveur des gobelets jetables en PLA si ces derniers sont recyclés et non incinérés). En particulier, si le PP est réutilisé à domicile, la comparaison au PLA (même recyclé) reste inchangée.</p> <p>Comparaison des gobelets PP jetable /PP réutilisable : le gobelet réutilisable (à partir de 24 utilisations) génère en moyenne moins d'impacts, sauf en termes de consommation d'eau.</p> <p><b>Contribution des étapes du cycle de vie :</b></p> <p>Les phases de production et de fin de vie des systèmes contribuent à plus de 80 % des impacts sur la catégorie CC pour tous les systèmes sauf les fûts et les bouteilles en verre de 1 L, pour lesquels les phases de lavage et de transports sont plus fortement contributrices. Ce résultat reste très sensible au nombre de réutilisations, qui fait baisser la contribution des phases de production et de fin de vie à des valeurs plus élevées de réutilisation.</p> <p>Le transport est un contributeur significatif à la consommation des ressources et à l'acidification. Pour le gobelet réutilisable en PP, les emballages secondaires et tertiaires sont des contributeurs significatifs à l'acidification.</p>
<p>Analyse critique</p>	
<p>Conclusions et discussions de l'auteur</p>	<p>Les auteurs concluent sur cette comparaison au travers de fiches d'actions pour comprendre quel choix est le meilleur et à quel condition (gestion du recyclage, du retour des gobelets etc.).</p> <p>Ils concluent également sur les paramètres faisant le plus varier les résultats : principalement la fin de vie des gobelets jetables et le taux de retour des gobelets réutilisables.</p>
<p>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</p>	<p>Le contenu de l'étude est orienté vers une vulgarisation des résultats (peu de détails techniques), néanmoins les éléments méthodologiques reportés semblent refléter une évaluation robuste.</p> <p>Les gobelets étudiés sont représentatifs du marché français et les données primaires et secondaires sont proches d'un cas de figure français.</p> <p>L'absence d'information sur la méthodologie de prise en compte des impacts évités du recyclage limite la possibilité de comparer cette étude à d'autres ACV sur les gobelets.</p>

## Annexe

## Précisions sur la description des systèmes

Description des systèmes

Précisions sur les gobelets :

Type de gobelet	Poids du gobelet		Source
	Valeur moyenne	Plage de valeurs	
Gobelet réutilisable en PP	32 g	30 à 55 g	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 29 g : Etude Mountain Riders<sup>10</sup></li> <li>• 32 g : Etude KOPO<sup>11</sup></li> <li>• 35g : Etude Lausanne<sup>12</sup></li> <li>• 55 g : Etude OKO<sup>13</sup></li> </ul>
Gobelet réutilisable en verre	350 g	200 à 500 g	Estimation RDC sur base de mesures
Gobelet jetable en PP	5 g	-	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Etude OVAM<sup>14</sup></li> <li>• Etude Mountain Riders</li> </ul>
Gobelet jetable en PLA	6.5 g	5 à 10 g	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 5.5 g : Be Natural<sup>15</sup></li> <li>• 6.5g : étude OVAM</li> <li>• 6.5 g : Etude Mountain Riders</li> <li>• 10 g : Etude OKO</li> </ul>

Le gobelet PP est réutilisé 20 fois en moyenne, entre 6 et 90 fois. Le gobelet verre est réutilisé 18 fois en moyenne, entre 5 et 78 fois.

**Précisions sur les systèmes amont :**

Grande bouteille PET (1.5 l) avec une distinction pour les boissons gazeuses et l'eau (40 g et 20 g respectivement). Grande bouteille verre réutilisable (1 l), 750 g, réutilisée en moyenne 30 fois, entre 10 et 50 fois, dans un casier de 1,5 kg, réutilisé en moyenne 70 fois, entre 40 et 100 fois. Fût (30 l pour bières), réutilisé en moyenne 100 fois, entre 50 et 200 fois.

**Précisions sur les systèmes « au global » :**

Petite bouteille PET (25 cl) avec une distinction pour les boissons gazeuses et l'eau (20 g et 10 g respectivement). Canette en aluminium (33 cl pour les bières), 14 g.

## Précisions sur la méthodologie

Sources de données

**Primaires**

Caractérisation des emballages, logistique : données fournies par des organisateurs et les fournisseurs de gobelets (tout particulièrement KOPO)

**Secondaires**

Production du PLA : NatureWorks

Production des autres matériaux : PlasticsEurope 2005, FEFCO 2009, EAA 2008, WorldSteel 2010

Autres étapes : base de données RDC, base de données ELCD, ecoinvent 2010

Représentativité des données

Les données sont choisies pour être représentatives de la période 2012-2015, sur la région Bruxelles Capitale pour la distribution et fin de vie ; la Belgique et les pays limitrophes pour la production des emballages (amont, aval et emballages de transport) et le lavage ; l'Europe pour la production des matériaux d'emballages ; les USA pour le PLA.

La collecte a été faite par itération, pour affiner les données qui se sont révélées être les plus fortement contributrices.

Il n'y a pas d'indication sur la qualité finale des données.

Choix méthodologiques

**Méthodologie**

Approche attributionnelle

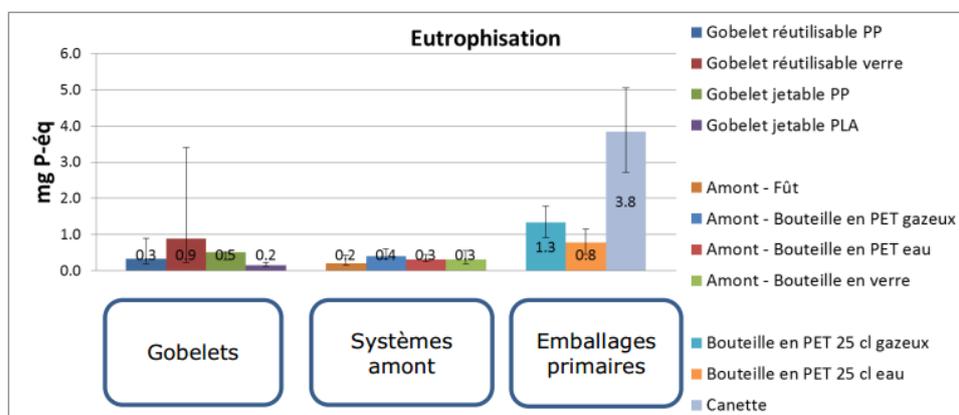
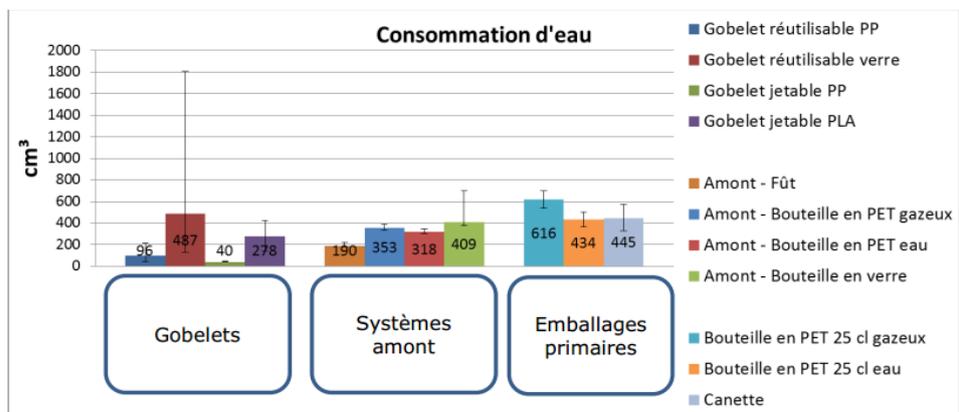
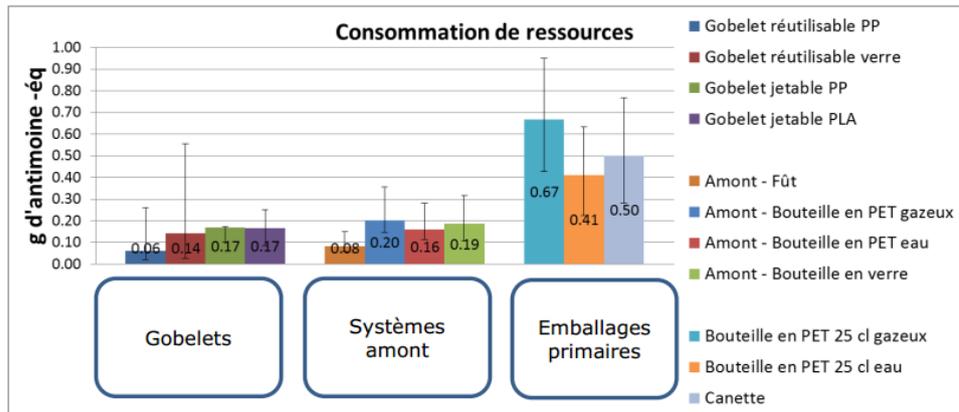
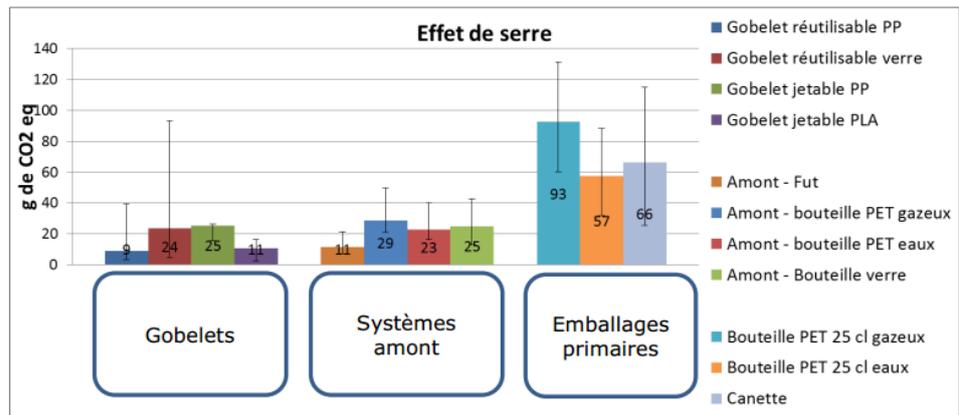
Pas d'information sur la prise en compte du recyclage

**Hypothèses**

Pour les valeurs inconnues (taux de retour des gobelets etc.), une gamme de valeurs possibles est prise avec des probabilités associés, et le résultat est présenté sous forme de nuage de points par Range LCA sur l'ensemble des possibilités.

## Précisions sur les résultats et comparaison

Détail de la comparaison des systèmes entre eux :



Les résultats de la comparaison sont similaires pour l'acidification et l'eutrophisation (figure fournie dans la publication).

Résultats de l'analyse de sensibilité	Prise en compte du changement d'affectation des sols dans les résultats sur le CC (gobelet en PLA) : dans le cas de la substitution d'une forêt tempérée ou tropicale, la prise en compte de ce changement augmente l'impact sur le CC de 25 et 60 g CO <sub>2</sub> eq. par gobelet, ce qui rend le PLA moins vertueux au point de changer la conclusion des comparaisons pour cette catégorie d'impact.
Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude

### Fiche 31 : Analyse de cycle de vie - Gobelets jetables, réutilisables, recyclables

#### Principales caractéristiques du document

Auteurs	Grandchamp, G. (Ecole polytechnique fédérale de Lausanne) ; Giger, L.		
Année	2009	Zone géographique visée	Suisse
		Revue critique	Non
Type de document	Rapport		
Objectifs de l'étude	<p>Les objectifs de l'étude sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) réaliser une analyse de cycle de vie d'un gobelet PET jetable et recyclable (donc fabriqué en matière PET de suffisamment bonne qualité) ;</li> <li>2) confronter ce gobelet fictif à des gobelets PET jetables (non recyclables) et à des gobelets PP réutilisables.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »</p>		
Description des systèmes			
Périmètre de l'étude	Les organisateurs de manifestations sportives et culturelles cherchent à réduire leur impact environnemental. La mise en place de gobelets réutilisables et non jetables se répand, mais ce système est très sensible au comportement des consommateurs et au nombre de réutilisation effectif pour être plus vertueux qu'un système jetable.		
Type d'emballages couverts	Contenants pour la restauration Emballages primaires		
Matériaux couverts	Plastiques (PP, PET)		
Description	<p><b>Gobelet PET à usage unique, recyclable</b> : PET haute qualité, 0,0092 kg (50 % du gobelet étant constitué de matière recyclée). Après utilisation, collecté et recyclé suivant la chaîne de recyclage des bouteilles PET ; si non collecté, éliminé par incinération.</p> <p><b>Gobelet PET à usage unique, non recyclable (nommé gobelet de référence dans la publication)</b> : PET moindre qualité, 0,008 kg. Éliminé avec les déchets ménagers par incinération</p> <p><b>Gobelet PP réutilisable</b> : 0,035 kg, 150 utilisations attendues. Après utilisation, récupération, lavage et réutilisation ; si non récupéré, éliminé par incinération.</p>		
Points clés de méthodologie			
Unité fonctionnelle	L'utilisation d'un gobelet pouvant contenir 3 dL de boisson (froide)		
Catégories d'impact	Catégories midpoint : Toxicité humaine ; Effets respiratoires ; Radiations ionisantes ; Déplétion de la couche d'ozone ; Oxydation photochimique ; Écotoxicité aquatique ; Écotoxicité terrestre ; Acidification aquatique ; Eutrophisation aquatique ; Acidification		

	<p>terrestre ; Occupation des terres ; Changement climatique ; Déplétion des ressources minérales ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable</p> <p><b>Catégories endpoint :</b> Santé humaine ; Qualité des écosystèmes ; Changement climatique ; Ressources</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode Impact 2002+</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte :</b> fabrication du gobelet ; transport du fabricant au fournisseur (= centre de lavage) ; transport du fournisseur à la manifestation ; transport de la manifestation à l'usine d'incinération/au centre de lavage/à l'usine de recyclage ; élimination/lavage/recyclage ; transport de l'usine de recyclage au fabricant</p> <p><b>Exclusion :</b> dernier kilomètre de transport au fournisseur pour le gobelet de référence, qui se fait par camion ; produit de nettoyage des gobelets réutilisables.</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Taux d'incorporation de MPR (dans les gobelets PET)</p> <p>Comportement du consommateur (geste de tri)</p> <p>Nombre de réutilisations (pour le gobelet PP)</p> <p>Distance au centre de nettoyage (pour le gobelet PP)</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>La publication présente les résultats de la comparaison pour les quatre catégories endpoint considérées. Le gobelet PP réutilisable présente des impacts plus faibles que les deux gobelets PET jetables auxquels il est comparé.</p> <p><b>Changement climatique :</b> Le gobelet PP réutilisable, en comparaison aux autres gobelets, présente des impacts plus faibles sur le CC. La phase de lavage (et les transports associés) contribue à 90 % de ces résultats. Le gobelet PET non recyclable a le plus fort impact sur la catégorie CC, notamment à cause de la phase de fabrication (74 %) et de sa fin de vie (25 %). Le gobelet PET recyclable présente des résultats similaires, bien que la phase de recyclage soit peu contributrice en comparaison.</p> <p><b>Utilisation des ressources</b> Le gobelet PP réutilisable génère 2 à 3 fois moins d'impacts que ses alternatives jetables pour la catégorie relative à l'utilisation des ressources. Le principal contributeur pour le gobelet PP réutilisable est la phase de lavage, en raison de l'électricité utilisée. Le fort impact des gobelets en PET est principalement dû à la phase de fabrication, (pétrole consommé).</p> <p><b>Santé humaine :</b> Le gobelet PP réutilisable présente des impacts significativement moindres sur la catégorie Santé humaine, avec pour principal contributeur la phase de lavage, en raison des NOx émis par le transport durant cette phase. Pour les gobelets en PET, la phase de fabrication est fortement contributrice sur cette catégorie, plus particulièrement à cause de la production de PET, qui génère des impacts potentiels sur la toxicité humaine (cancérogène).</p> <p><b>Qualité des écosystèmes :</b> Le gobelet PP réutilisable reste le plus vertueux sur cette catégorie, avec à nouveau seulement la phase de lavage qui est contributrice. Le gobelet PET non recyclable a un impact plus faible que le gobelet PET recyclable sur la Qualité des écosystèmes. Cela s'explique par un recyclage qui consomme beaucoup d'eau : le gobelet PET recyclable a un impact 7 fois supérieur au gobelet PP réutilisable. Pour le gobelet PET jetable, la phase de production est la plus contributrice (consommation d'électricité et de granulats de PET, compensé par le gain énergétique dû à l'incinération en fin de vie).</p>

## Analyse critique

<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Avec les scénarios pris initialement, le gobelet PP réutilisable reste le plus vertueux sur toutes les catégories d'impact. Néanmoins, l'analyse de sensibilité montre que le gobelet PET recyclable devient compétitif avec le gobelet PP réutilisable à partir d'un taux d'incorporation de PET recyclé entre 80 à 90 %, et si le gobelet PP réutilisable est utilisé moins de 50 fois. Ce cas de figure reste hypothétique, car il est difficile d'atteindre un taux d'incorporation aussi élevé en pratique.</p> <p>Limites :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- La seule fin de vie considérée est l'incinération (hormis le recyclage pour le gobelet PET recyclable) ;</li> <li>- Pas d'analyse de sensibilité sur la distance entre la manifestation et la station de lavage ;</li> <li>- L'exclusion du produit nettoyant pour les gobelets PP réutilisables peut être remise en question ;</li> <li>- Les scénarios découlent d'un seul cas de figure à partir des données d'un industriel. Des données de sources variées permettraient d'établir un scénario plus général.</li> <li>- La consommation d'énergie à la fabrication et au recyclage a été limitée à quelques procédés, une prise en compte plus fine des procédés permettrait d'avoir une meilleure qualité de résultats.</li> <li>- La qualité de PET pour assurer la recyclabilité se base sur un cas de figure bouteille, ce qui n'est pas nécessairement réaliste pour un gobelet ;</li> <li>- L'incertitude sur le calcul des impacts évités par le recyclage est importante au regard de l'impact de cette étape sur le cycle de vie.</li> </ul> <p>Néanmoins, même si l'étude n'est valide que sur un cas particulier, elle permet de comparer entre eux plusieurs cas de figure pour un même set de donnée. A iso-usine, on voit que le gobelet PP réutilisable est plus vertueux avec les technologies actuelles.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Les gobelets présentés dans l'étude sont représentatifs de gobelets présents sur le marché français. Cependant, la phase de production contribue de façon significative aux impacts, et pourrait varier selon les modes et le lieu de production (mix électrique, notamment). Par ailleurs dans la publication, la plupart des données utilisées proviennent d'une seule usine. Ainsi que mentionné par les auteurs, cela limite l'extrapolation des résultats à des gobelets qui ne seraient pas produits sur le même site, par exemple.</p> <p>Le nombre de réutilisation (fixé à 150 pour l'étude) semble relativement élevé pour ce type d'utilisation en événement : il aurait été intéressant de confronter la robustesse des résultats avec une analyse de sensibilité sur cette donnée.</p> <p>La comparaison entre les deux fins de vie possibles pour un gobelet PET (incinéré ou recyclé) est intéressante, d'autant que les auteurs ont pris en compte les enjeux associés à l'utilisation d'une qualité de PET suffisante.</p>

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Production et transport des gobelets : données recueillies auprès des industriels Traitement des déchets : données recueillies auprès de l'UIOM de TRIDEL à Lausanne</p> <p><b>Secondaires</b> Autres étapes : ecoinvent</p>
<b>Représentativité des données</b>	L'étude ne précise pas le niveau de représentativité des données. À noter que la plupart proviennent d'un industriel.
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle</p>

Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0).

### Hypothèses

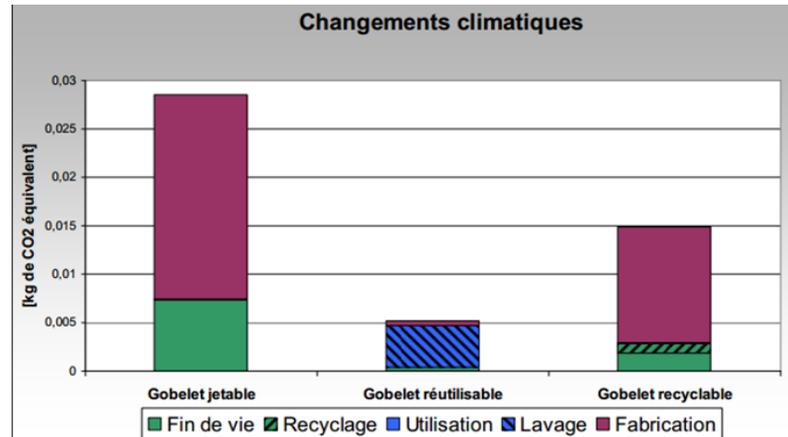
Le gobelet PP réutilisable est réutilisé 150 fois en moyenne avant incinération.

Le gobelet PET recyclable incorpore 50 % de MPR.

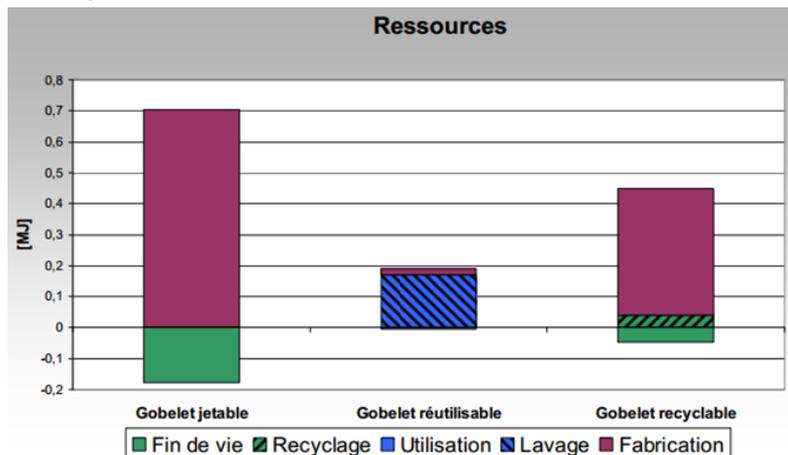
Le taux de collecte d'un gobelet PET recyclable est estimé à 78 %, dont 72,5 % est effectivement recyclé.

## Précisions sur les résultats et comparaison

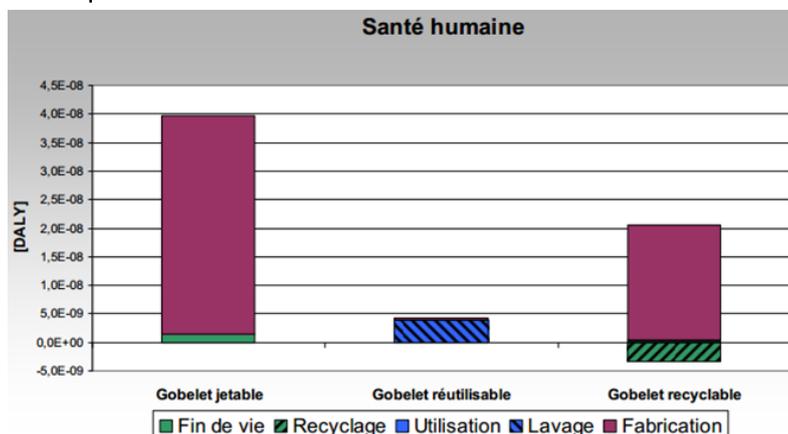
### Détail des impacts sur le changement climatique :



### Détail des impacts sur la consommation des ressources :



### Détail des impacts sur la santé humaine :



Résultats de l'étude

	<p>Détail des impacts sur la qualité des écosystèmes :</p>
<p>Résultats de l'analyse de sensibilité</p>	<p>Diminution du nombre de réutilisations du gobelet PP réutilisables (100 et 50) : peu d'influence sur les résultats. La contribution de la phase de production aux impacts sur les ressources et le changement climatique augmente légèrement.</p> <p>Augmentation de la part de PET recyclé incorporé dans le gobelet PET recyclable :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Ressources : à partir de 90% de matière recyclée incorporée, le gobelet PET recyclable a un impact comparable au gobelet PP réutilisable.</li> <li>- Changement climatique : à partir de 90% de matière recyclée incorporée, le gobelet PET recyclable a un impact plus faible que le gobelet PP (réutilisé 50 fois).</li> <li>- Santé humaine : à partir de 90% de matière recyclée incorporée, le gobelet PET recyclable a un impact plus faible que le gobelet PP réutilisable (quel que soit le nombre de réutilisations), en raison d'une forte réduction de matière première consommée.</li> <li>- Qualité des écosystèmes : pas d'influence sur les résultats (transfert des impacts associés à la phase de fabrication à la phase de recyclage).</li> </ul>
<p>Résultats de l'analyse d'incertitude</p>	<p>Pas d'analyse d'incertitude</p>

### Fiche 32 : Analyse de cycle de vie de tasses réutilisables et de gobelets à café à usage unique

#### Principales caractéristiques du document

<p>Commanditaire / Auteurs</p>	<p>RECYC-QUÉBEC / CIRAIG</p>		
<p>Année</p>	<p>2014</p>	<p>Zone géographique visée</p>	<p>Canada</p>
<p>Type de document</p>	<p>Rapport</p>	<p>Revue critique</p>	<p>Oui</p>
<p>Objectifs de l'étude</p>	<p>Les objectifs de l'étude en lien avec l'analyse comparée sont les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Comparer le profil environnemental de différents systèmes de consommation de café dans un contexte de consommation sur place dans des services de restauration. <ol style="list-style-type: none"> <li>a. identifier les paramètres clés et <i>hotspots</i> des systèmes analysés ;</li> <li>b. évaluer l'influence de certaines variables clés telles que le nombre de réutilisations des tasses et la consommation d'eau de lavage.</li> </ol> </li> <li>2) Identifier les leviers d'amélioration des systèmes de consommation de café dans les points de restauration, et recommander des ajustements dans les pratiques d'acquisition et d'utilisation des contenants à café. En particulier, les auteurs s'appuient sur les travaux économiques et sociaux menés en plus de l'analyse des impacts environnementaux.</li> </ol>		

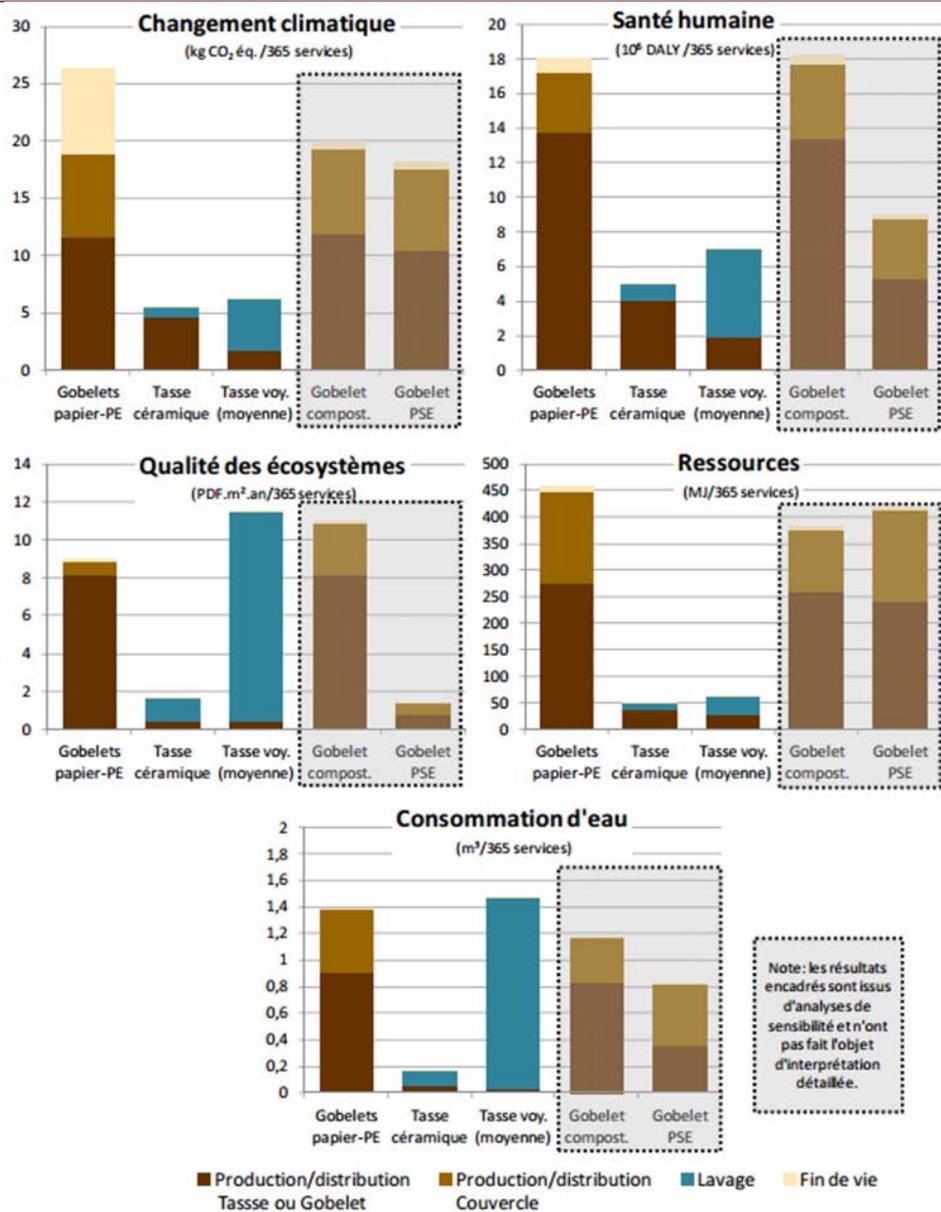
	Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Contenants pour la restauration en plastique vs contenants pour la restauration en un autre matériau à usage unique ou réutilisable »
<b>Description des systèmes</b>	
<b>Périmètre de l'étude</b>	L'étude se place dans le cas spécifique de la consommation de café sur place dans les points de restauration québécois. En conséquence, le gobelet jetable est représentatif en masse de la moyenne de ces gobelets disponibles dans les chaînes de restauration québécoises, et le chauffage de l'eau se place dans un contexte énergétique québécois.
<b>Type d'emballages couverts</b>	Contenants pour la restauration Emballages primaire, secondaire et tertiaire
<b>Matériaux couverts</b>	Carton doublé de PE ; Plastique (PP, PC - polycarbonate), céramique, acier
<b>Description</b>	<b>Gobelet jetable</b> : carton doublé PE avec couvercle PS, fin de vie en enfouissement <b>Tasse réutilisable</b> : céramique, lavée en lave-vaisselle. Probabilité de bris, perte et vols prise en compte <b>Tasse de voyage réutilisable</b> : moyenne basée sur des tasses acier, PP ou PC, lavée à la main. Probabilité de bris, perte et vols prise en compte
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Servir un café de format « moyen » (équivalent à 16 oz ou 475 ml) par jour, pour consommation sur place dans un point de restauration québécois, pendant un an (2013)
<b>Catégories d'impact</b>	<b>Catégories midpoint</b> : Toxicité humaine (cancérogènes et non-cancérogènes) ; Effets respiratoires ; Radiations ionisantes ; Détérioration de la couche d'ozone ; Oxydation photochimique ; Écotoxicité (aquatique, terrestre) ; Acidification (aquatique, terrestre) ; Eutrophisation aquatique ; Occupation des terres ; Énergie non-renouvelable ; Extraction minière ; Changement climatique ; Consommation d'eau <b>Catégories endpoint</b> : Santé humaine ; Qualité des écosystèmes ; Changement climatique ; Ressources ; Consommation d'eau <b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode Impact 2002+
<b>Frontières du système</b>	<b>Pris en compte</b> : production des gobelets/tasses ; distribution des gobelets/tasses ; utilisation (lavage des tasses) ; fin de vie ; approvisionnement ; gestion des rejets <b>Exclusion</b> : construction et déconstruction des installations pour la production de PP et de PC (non pris en compte dans ecoinvent, pas d'autres sources de données) ; emballages tertiaires (négligeable, car les palettes sont réutilisées) ; manutention et entreposage des contenants (pas de donnée disponible, <i>a priori</i> négligeable) ; la plupart de la phase d'utilisation, lorsque les cas sont identiques entre eux (production du café), ou que l'écart est négligeable (transport de la tasse par le consommateur) ; services auxiliaires comme la publicité (pas de données disponibles, <i>a priori</i> négligeable).
<b>Paramètres clés</b>	Nombre d'utilisations des tasses Consommation de ressources pour le nettoyage à la main (quantité d'eau chaude et de savon employée) Contexte énergétique du restaurant
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<b>Comparaison entre les trois contenants</b> : La tasse en céramique est 3 à 9 fois plus vertueuse que le gobelet papier-PE jetable, selon le nombre d'utilisations de la tasse et selon que le couvercle du gobelet jetable est pris en compte ou non. Les impacts de la tasse en céramique sont

	<p>également plus faibles que la tasse de voyage, du fait d'un mode de lavage plus économe (en machine plutôt qu'à la main).</p> <p>Les résultats de la comparaison entre la tasse de voyage et le gobelet jetable dépendent fortement des hypothèses choisies. Sur les catégories Changement climatique, Santé humaine et Ressources, le gobelet papier-PE jetable présente des impacts significativement plus importants, mais les impacts sont équivalents pour les catégories Qualité des écosystèmes et Consommation d'eau.</p> <p>La catégorie relative à la consommation d'eau montre que la production du gobelet jetable consomme plus d'eau que le lavage systématique de la tasse en céramique (lavage en machine). En particulier, la production de carton, de PS et le thermoformage du couvercle sont les contributeurs de la consommation d'eau du gobelet.</p> <p><b>Analyse des principaux contributeurs par contenant :</b></p> <p>Pour le gobelet jetable, la phase de fabrication a un impact significatif sur la plupart des catégories d'impact.</p> <p>Pour les tasses, la contribution aux impacts de la phase de fabrication et la fin de vie est d'autant plus négligeable que le nombre d'utilisations est élevé. Les impacts associés à l'étape de lavage sont non négligeables sur l'ensemble des catégories considérées, tout particulièrement pour la tasse de voyage qui est lavée à la main.</p> <p>Des résultats détaillés, sur les cinq principales catégories d'impact considérées, sont présentés en annexe.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>La tasse en céramique approvisionnée par le restaurateur reste le scénario le plus favorable, notamment car il atteint très vite (en quelques mois) le nombre de réutilisations qui permet de le classer comme scénario le plus vertueux.</p> <p>Dans un contexte énergétique nord-américain moyen, il est préférable d'utiliser des gobelets jetables plutôt que des tasses de voyage, lorsque ces dernières sont lavées quotidiennement à l'eau chaude (3 L) et au savon (2 g).</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Données et scénarios alternatifs assez complet, tentative de généralisation du cas avec différents mix énergétiques testés par analyse de sensibilité.</p> <p>Les gobelets étudiés sont représentatifs du marché français. À noter que les scénarios de fin de vie étudiés (100 % enfouissement ou 100 % recyclage) ne sont pas représentatifs du cas français. Cela pourrait impacter les résultats sur la catégorie Changement climatique, avec une réduction possible des impacts du gobelet papier-PE s'il était incinéré au lieu d'être enfoui. Une AS aurait permis de savoir si cela influe sur les conclusions de la comparaison avec les tasses.</p>

## Annexe

Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b></p> <p>Caractéristiques des gobelets : mesurées sur place  Lavage à la main (pour les tasses de voyage) : utilisation sur place  Production d'eau potable et traitement des eaux usées : données provenant de modélisation du CIRAIG à partir des données des usines québécoises.</p> <p><b>Secondaires</b></p> <p>Autres étapes : ecoinvent 2.2 adapté aux mix énergétiques locaux (Québec, Ontario, Nord-américain, Chine, etc.)</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Les données proviennent de la base de données européenne ecoinvent, et ont été affinées avec des données complémentaires en fonction de leur niveau de contribution aux impacts. C'est le cas pour la production de céramique, la production de carton doublé de PE, les données sur le lavage en lave-vaisselle et la gestion de l'eau.</p>

	<p>Cette amélioration des données n'a pas pu être faite pour le carton rigide blanchi utilisé pour la production des gobelets en carton et pour le savon à vaisselle manuelle.</p>
<p><b>Choix méthodologiques</b></p>	<p><b>Méthodologie</b>  Approche <i>a priori</i> attributionnelle  Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des stocks (allocation 0:100).  Modélisation des impacts pour les autres étapes du cycle de vie : allocation des impacts par masse pour le transport, allocation des impacts par pièces de vaisselle pour le lavage en lave-vaisselle.</p> <p><b>Hypothèses</b>  Les tasses lavables sont réutilisées 500 fois.  Lavage des tasses de céramique dans un lave-vaisselle commercial : 22,1 Wh, 0,23 L d'eau et 0,8 g de savon par tasse. Lavage à la main des tasses de voyage : 3 L d'eau chaude et 2 g de savon par tasse (soit environ 10 fois plus d'énergie et d'eau, et 2,5 fois plus de savon que le lave-vaisselle industriel). Les tasses de voyage sont considérées lavées à la main suivant le conseil des producteurs de tasses, et en considérant que les consommateurs possédant un lave-vaisselle ne l'utilisent pas tous les jours.  Les tasses en céramique, les tasses de voyage en PC et les gobelets en PE/PS sont enfouis en fin de vie. Les tasses en acier et en PP sont recyclées en fin de vie.</p>
<p>Précisions sur les résultats et comparaison</p>	
<p><b>Résultats de l'étude</b></p>	<p>Résultats sur les cinq principales catégories d'impact considérées :</p>



Résultats de l'analyse de sensibilité

Nombre d'utilisations des tasses, avec un inventaire différent pour le carton pour lequel l'impact est plus élevé sur la Qualité des écosystèmes et dans une moindre mesure la Consommation :

- La tasse en céramique est plus vertueuse que les gobelets papier-PE à usage unique à partir de 210 utilisations, ou 240 si les gobelets sont utilisés sans couvercle.
- La tasse de voyage en acier est plus vertueuse que les gobelets papier-PE à usage unique à partir de 220 utilisations, ou 270 si les gobelets sont utilisés sans couvercle, sauf pour la catégorie Consommation d'eau.
- Les mêmes résultats sont observés pour la tasse de voyage en PP et la tasse de voyage en PC, respectivement à partir de 50 utilisations (60 sans couvercle) et 110 utilisations (230 sans couvercle).

Comparaison à un gobelet (jetable) compostable : l'impact sur les catégories Changeement climatique, Ressources et Consommation d'eau est réduit, sans modifier les conclusions de la comparaison aux tasses réutilisables.

Comparaison à un gobelet PSE jetable : les impacts sont plus faibles pour toutes les catégories en comparaison à un gobelet jetable en papier-PE. Sur la catégorie Santé humaine, les tasses en céramiques sont plus vertueuses que les gobelets jetables en PSE à partir de 420 utilisations.

	Modélisation de l'allocation des bénéfices d'impact par le recyclage suivant la méthode des impacts évités : l'impact des gobelets en carton-PE jetable diminue de 26 % sur la catégorie CC, mais les résultats de la comparaison entre les contenants ne sont pas modifiés.
Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude

## 7. Publications portant sur d'autres produits

### Fiche 33 : Intermediate bulk containers re-use in the circular economy: an LCA evaluation

#### Principales caractéristiques du document

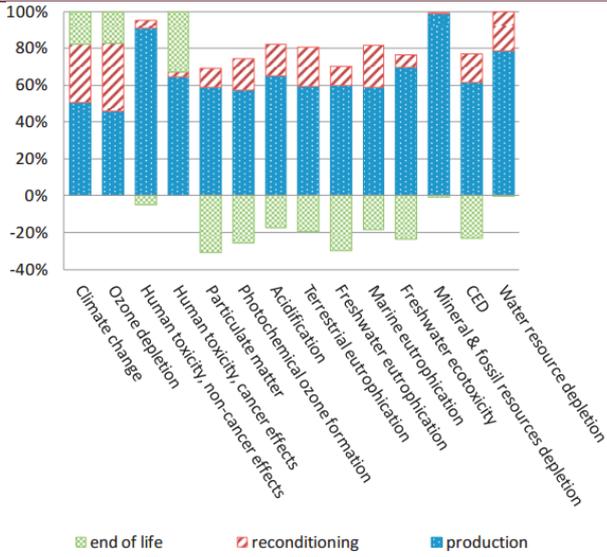
Auteurs	Biganzoli, L. (Politecnico di Milano) ; Rigamonti, L. ; Grosso, M.		
Année	2018	Zone géographique visée	Italie
Type de document	Article (25th CIRP Life Cycle Engineering (LCE) Conference)	Revue critique	Non
Objectifs de l'étude	<p>L'objectif de l'étude est le suivant : évaluer les impacts environnementaux associés au cycle de vie des grands récipients pour vrac (GRV) à mesure que le nombre d'utilisations (les "rotations") change, en utilisant la méthodologie de l'analyse du cycle de vie (ACV)</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés ».</p>		
Description des systèmes			
Périmètre de l'étude	<p>L'étude se place en 2015 dans le Nord de l'Italie et couvre les GRV, des conteneurs industriels réutilisables conçus pour le transport et le stockage de substances liquides et granulées en vrac, telles que les produits chimiques, les ingrédients alimentaires, les solvants, les produits pharmaceutiques, etc. Ils consistent en un conteneur « bouteille » logé dans une cage en acier, elle-même fixée à une palette.</p> <p>Le cas à usage unique est illustré avec le même système d'emballage, utilisé une seule fois (voir unité fonctionnelle).</p>		
Type d'emballages couverts	Emballages industriels Emballages tertiaire		
Matériaux couverts	PEHD, acier, bois/plastique/acier		
Description	Conteneur « bouteille » : PEHD, 16 kg Cage : acier, 22 kg Palette : bois/plastiques/acier, respectivement 23/19/20 kg		
Points clés de méthodologie			
Unité fonctionnelle	La préparation de 100 grands récipients pour vrac pour une n <sup>e</sup> utilisation, avec n entre 1 et 5		
Catégories d'impact	<p><b>Catégories</b> Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Toxicité humaine (cancer et non cancer) ; Émissions de particules ; Formation d'ozone</p>		

	<p>photochimique ; Acidification ; Eutrophisation (terrestre, aquatique des eaux douces, et aquatique marine) ; Écotoxicité des eaux douces ; Déplétion des ressources minérales et fossiles ; Consommation d'énergie primaire cumulée ; Déplétion des ressources en eau</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode PEF</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : la production des GRV et la production des bouteilles de substitution ; le processus de reconditionnement ; la fin de vie des GRV (après n utilisations et après avoir été placés dans le processus de reconditionnement) et des bouteilles jetées ; la fin de vie de tous les résidus générés lors du processus de reconditionnement ; le transport des GRV vers l'usine de reconditionnement et celui des déchets vers les usines d'élimination/recyclage ; production des produits chimiques utilisés lors du reconditionnement.</p> <p><b>Exclusion</b> : l'utilisation des emballages (identique pour toutes les comparaisons)</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Nécessité de laver les bouteilles (selon la présence ou non d'un reste de produit chimique solide)</p> <p>Nombre d'utilisations des emballages</p> <p>Taux d'emballages rejetés lors du reconditionnement</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>Les résultats ne sont présentés que pour le cas de palettes en bois, car les autres palettes donnent des résultats très similaires.</p> <p>Comparaison des emballages entre usage unique et usage multiple</p> <p>L'impact du système à usage multiple (dès 2 utilisations) est moindre que celui d'un système équivalent à usage unique, et ce dans le cas où la bouteille contient des résidus de produits chimique (et nécessite donc d'être lavée) ou non. Dans le premier cas (présence de résidus), l'écart avec le système à usage unique est légèrement moindre que dans le second cas, en raison de l'étape de lavage requise.</p> <p>Plus le nombre de cycles considérés augmente, plus l'intérêt pour le cas à usage multiple augmente. Ainsi, dans le cas d'une comparaison sur une bouteille contenant des résidus de produits chimiques : les impacts représentent entre 62-76 % de ceux du système à usage unique si n=2, selon la catégorie d'impact considérée (et 49-69 % si n=3, 43-64 % si n=4, 39-62 % si n=5).</p> <p>Contribution des étapes du cycle de vie</p> <p>À n=5, la production est le principal contributeur sur l'ensemble des catégories (principalement du fait de la cage en acier, commune aux différentes palettes considérées). Le reconditionnement contribue à environ 40% des impacts pour les catégories Déplétion de la couche d'ozone et Changement climatique, et moins de 20 % pour les autres. Les impacts du reconditionnement sont principalement dus à la gestion des bouteilles rejetées (traitement des déchets et production des remplaçantes) et au transport jusqu'au site de reconditionnement.</p> <p>Le nettoyage (dont le traitement des eaux usées) est un plus faible contributeur, sauf pour les catégories Déplétion de la couche d'ozone (36 %) et Toxicité humaine (25 %). Les impacts évités par le recyclage des bouteilles rejetées et des cages en acier viennent contrebalancer en partie les impacts du reconditionnement et de la fin de vie, respectivement.</p> <p>Les deux procédés de nettoyage des résidus présentent des résultats similaires. Par contre, si les emballages contiennent des résidus chimiques, les impacts sont deux fois plus importants qu'en l'absence de résidus, excepté sur les catégories toxicité humaine et déplétion des ressources minérales et fossiles.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>L'impact des étapes de reconditionnement reste minime, ne dépassant pas 20 % (même avec 5 cycles de reconditionnement) pour la plupart des catégories d'impact.</p>

	<p>L'usage multiple de ces emballages est donc préférable à un usage unique, où l'emballage irait directement en traitement en fin de vie sans être reconditionné.</p> <p>Les plus forts impacts du reconditionnement découlent du transport et de la gestion en fin de vie des emballages rejetés. Une meilleure gestion de ces phases (meilleur maillage territorial des sites de reconditionnement et suppression des produits chimiques solides avant envoi au reconditionnement) permettrait de réduire les impacts associés.</p> <p>L'influence des produits chimiques et du chauffage de l'eau pour le nettoyage reste négligeable.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Bien que la publication soit courte, elle fournit des résultats détaillés sur plusieurs catégories d'impact.</p> <p>À noter que la publication ne mentionne pas de niveau d'incertitude lors des comparaisons.</p> <p>Les emballages étudiés sont <i>a priori</i> représentatifs d'un cas français. Les traitements en fin de vie sont aussi représentatifs d'un cas de figure français.</p>

## Annexe

Précisions sur la méthodologie																									
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Reconditionnement des emballages : données collectées auprès d'industriels du nord de l'Italie</p> <p><b>Secondaires</b> Autres étapes : ecoinvent 3.3</p>																								
<b>Représentativité des données</b>	<i>A priori</i> adaptée au nord de l'Italie, mais peu détaillée.																								
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0).</p> <p><b>Hypothèses</b> Les produits chimiques de reconditionnement et de traitement des eaux usées sont approvisionnés par un industriel situé à 100 km du site de reconditionnement avec des camions légers. Les cages et palettes en acier, ainsi que les palettes en bois sont supposées suffisamment pures pour ne pas générer de déchet lors de la préparation au recyclage.</p>																								
Précisions sur les résultats et comparaison																									
<b>Résultats de l'étude</b>	<p><b>Résultats détaillés de la comparaison usage unique / usage multiple, pour trois catégories d'impact</b> (Changement climatique, Émissions de particules, Déplétion des ressources minérales et fossiles), où le cas multiple est n=X et le cas unique X*n=1 :</p> <table border="1"> <caption>Résultats détaillés pour le cas n=5 :</caption> <thead> <tr> <th>Catégorie d'impact</th> <th>N=1</th> <th>N=2</th> <th>N=3</th> <th>N=4</th> <th>N=5</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Climate change</td> <td>1.0</td> <td>1.8</td> <td>2.4</td> <td>3.0</td> <td>3.8</td> </tr> <tr> <td>Particulate matter</td> <td>1.0</td> <td>1.5</td> <td>2.0</td> <td>2.5</td> <td>3.0</td> </tr> <tr> <td>Mineral &amp; fossil resources depletion</td> <td>1.0</td> <td>1.3</td> <td>1.8</td> <td>2.5</td> <td>3.0</td> </tr> </tbody> </table> <p>Résultats détaillés pour le cas n=5 :</p>	Catégorie d'impact	N=1	N=2	N=3	N=4	N=5	Climate change	1.0	1.8	2.4	3.0	3.8	Particulate matter	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	Mineral & fossil resources depletion	1.0	1.3	1.8	2.5	3.0
Catégorie d'impact	N=1	N=2	N=3	N=4	N=5																				
Climate change	1.0	1.8	2.4	3.0	3.8																				
Particulate matter	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0																				
Mineral & fossil resources depletion	1.0	1.3	1.8	2.5	3.0																				

	
<b>Résultats de l'analyse de sensibilité</b>	Analyse de sensibilité sur le taux de recyclage de la palette en acier (70 % au lieu de 88 %) : la réduction des « bénéfiques » environnementaux associés au recyclage a pour conséquence une augmentation globale des impacts environnementaux du système considéré, mais ne modifie pas la comparaison entre usage multiple et usage unique.
<b>Résultats de l'analyse d'incertitude</b>	Pas d'analyse d'incertitude

### Fiche 34 : Life cycle assessment of two baby food packaging alternatives: glass jars vs. plastic pots

#### Principales caractéristiques du document

<b>Auteurs</b>	Humbert, S. (Ecole polytechnique fédérale de Lausanne) ; Rossi, V. ; Margni M.		
<b>Année</b>	2009	<b>Zone géographique visée</b>	UE
<b>Type de document</b>	Article (Int. J Life Cycle Assess)	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	L'objectif de l'étude est le suivant : évaluer les impacts environnementaux du cycle de vie de deux systèmes d'emballage des aliments pour bébés vendus par Nestlé en France, en Espagne et en Allemagne : le bocal en verre et le pot en plastique. Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau ».		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	L'étude se concentre sur la comparaison de deux emballages alternatifs en réalisant une analyse de cycle de vie aussi complète que possible : analyse des impacts, analyse d'incertitude, extension des frontières du système, revue critique. L'étude prend en compte la possibilité de changement de site de production pour les pots en plastique.		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers Emballages primaire, secondaire et tertiaire		
<b>Matériaux couverts</b>	Verre, PP		

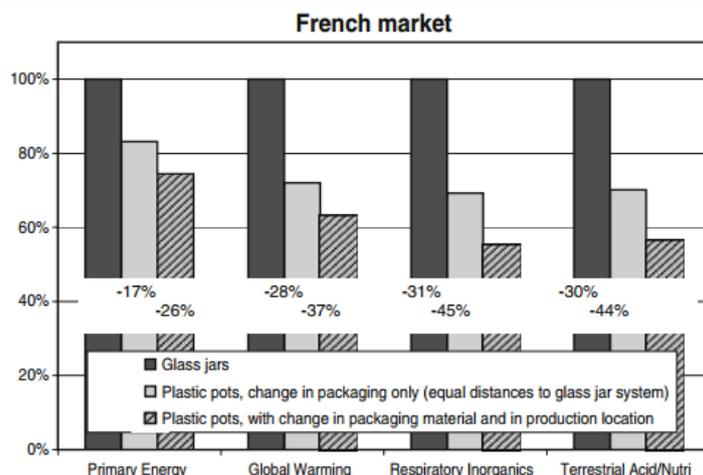
<b>Description</b>	<p><b>Bocal en verre</b> (110 g), avec couvercle en acier avec couche de PVC, et étiquette en papier. Emballages secondaire et tertiaire en carton (respectivement 5,8 g et 7,2 g par bocal).</p> <p><b>Pot en PP</b> (7,6 g), avec film en PET-OPA-PP, couvercle en PP et étiquette en PP. Emballages secondaire et tertiaire en carton (respectivement 5,9 g et 15 g par pot).</p>
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Fournir un emballage approprié pour le repas d'un enfant en France, en Espagne et en Allemagne en 2007 (200g de nourriture)
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b>  Déplétion des ressources abiotiques ; Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Formation d'oxydants photochimiques ; Acidification (de l'air, aquatique) ; Écotoxicité (aquatique, sédiments, terrestre) ; Eutrophisation aquatique ; Toxicité humaine ; Émissions de particules ; Radiations ionisantes ; Consommation d'eau ; Consommation d'énergie primaire ; Occupation des terres</p> <p><b>Méthodologie</b>  Résultats du LCIA calculés selon la méthode Impact 2002+, sauf la Consommation d'eau qui est calculée par méthode de flux.</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : production des emballages, assemblage du produit, distribution, fin de vie des emballages</p> <p><b>Exclusion</b> : production des aliments pour bébé (pas de différence selon l'emballage étudié) ; procédés avant, pendant et après le remplissage et le scellement s'ils sont indépendants de l'emballage étudié, entrepôts de stockage pour la distribution, transport du magasin au site de consommation (car l'emballage n'influe pas sur le mode de transport du consommateur) ; utilisation.</p> <p>Critère de coupure : les procédés pour lesquels la donnée n'est pas immédiatement disponible sont exclus lorsque qu'ils atteignent moins de 1 % du flux en masse, énergie primaire et impacts environnementaux (entre autres, collage des étiquettes, pliage de l'acier, maintenance des équipements, marketing).</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Choix d'allocation des impacts en fin de vie</p> <p>Masse des emballages</p> <p>Procédés spécifiques aux emballages (pasteurisation, consommation de vapeur pour le bocal en verre)</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p>Pour les catégories Changement climatique, Consommation d'énergie primaire, Émissions de particules, Acidification terrestre, le pot en plastique génère des impacts significativement plus faibles que le bocal en verre à distance de transport égale, et quel que soit le marché considéré. L'écart observé, pour ces quatre catégories, est respectivement de 28 à 31 % (CC, selon le marché), 14 à 27 % (Consommation d'énergie primaire), 31 à 34 % (Émissions de particules) et 28 à 31 % (Acidification terrestre).</p> <p>L'écart observé entre les deux emballages s'explique par différents paramètres : l'étape de production des emballages (très énergivore pour le bocal en verre), la fin de vie (43 à 51 % d'impacts évités par l'utilisation des déchets d'emballage plastique en CSR), la différence de masse (le plastique est plus léger) et le procédé de pasteurisation (moins énergivore pour les pots en plastique).</p> <p>Pour les catégories Radiations ionisantes et Consommation d'eau, les résultats ne permettent pas de conclure sur la comparaison des emballages car les incertitudes sur les données d'inventaires correspondantes sont trop élevées. À noter que pour les deux emballages, le principal contributeur à l'émission de radiations ionisantes est l'électricité nucléaire utilisée lors de la fabrication des emballages, en particulier pour ceux en plastique lorsqu'on considère que leur site de production est situé en France.</p>

	Par ailleurs, les emballages secondaires et tertiaires génèrent de plus forts impacts pour le pot en plastique que pour le bocal en verre en raison d'une masse plus élevée, et le couvercle en plastique à un impact non négligeable sur la catégorie CC (environ 14 %).
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>L'étude est jugée particulièrement robuste par les auteurs, grâce à :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- l'extension des frontières du système (prise en compte des impacts évités) ;</li> <li>- la quantification systématique sur 15 catégories d'impact ;</li> <li>- une analyse d'incertitude avec la méthode Monte Carlo ;</li> <li>- diverses analyses de sensibilité pour tester la robustesse des données.</li> </ul> <p>D'après les analyses de sensibilité, la logistique a un impact non négligeable sur les résultats, et une optimisation logistique permettrait de réduire les impacts environnementaux des deux systèmes d'emballages. Les choix de modélisation sur le pot en plastique sont conservateurs, et renforcent la conclusion selon laquelle le pot en plastique présente des impacts plus faibles que le bocal en verre.</p> <p>Deux axes d'amélioration sont proposés pour abaisser l'impact environnemental du pot en plastique : choix d'autres couvercles que celui en PP, optimisation de la production du pot (comme la récupération de chaleur).</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	La méthodologie d'ACV est robuste et présente de nombreuses alternatives sur la modélisation. Une part importante des données utilisées provient de Nestlé. L'étude porte notamment sur le périmètre français, et les résultats spécifiques à la France utilisent bien des données collectées spécifiquement pour ce cas de figure (mix électrique, distances de transport, etc.).

## Annexe

<b>Précisions sur la méthodologie</b>	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Caractéristiques et production des emballages en PP : données fournies par Nestlé et ses fournisseurs (2007)</p> <p><b>Secondaires</b> Valorisation énergétique de l'incinération des déchets municipaux : Dehoust et al. (2002) pour l'Allemagne, Doka (2003) pour l'Espagne et Eco-Emballages (2007) pour la France. Autres étapes et production des emballages en verre : ecoinvent (2005)</p>
<b>Représentativité des données</b>	Sans indication spécifique à la représentativité, on peut néanmoins considérer que celle-ci est satisfaisante car une part importante des données est d'origine primaire.
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche a priori attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : méthode des impacts évités (allocation 100:0).</p> <p><b>Hypothèses</b> Le mix électrique choisi correspond à celui du pays concerné ; le mix gazier est celui de l'Europe. Les distances moyennes prises pour le transport de l'usine au magasin sont : 1 250 km pour l'Allemagne, 2 080 km pour l'Espagne et 1 260 km pour la France.</p>
<b>Précisions sur les résultats et comparaison</b>	

**Compléments sur les résultats**



**Compléments sur la comparaison avec un déplacement du site de production des pots en plastique**

Dans l'étude, pour la production de plastique, l'Espagne a un site de production en Espagne, et la France et l'Allemagne ont un site de production en Allemagne. Dans un futur système, il n'y aura qu'un seul site de production pour les trois pays qui serait situé en France.

Pour le marché allemand, ce changement de site de production pourrait augmenter les impacts environnementaux associés au pot en plastique de 5 à 50 %, tout en restant inférieurs à ceux du bocal en verre, sauf sur les catégories Radiations ionisantes et Formation d'oxydants photochimiques.

Pour le marché espagnol, ce même changement pourrait augmenter les impacts environnementaux associés au pot en plastique, sans conclusion possible sur la comparaison entre emballages.

Pour le marché français, ce même changement a tendance à réduire les impacts environnementaux associés au pot en plastique et donc à le rendre d'autant plus performant par rapport au bocal en verre.

**Résultats de l'analyse de sensibilité**

Les analyses de sensibilité suivantes n'ont pas eu d'impact sur la comparaison entre les emballages :

- Calcul des impacts (par la méthode CML 2001 au lieu d'Impact 2002+) : seules les valeurs d'écotoxicité et d'eutrophisation sont modifiées, mais de manière non significative.
- Consommation de vapeur sur site (+/- 30 %) : les résultats de la comparaison ne sont valides que dans la gamme de valeurs considérée. Les bocaux en verre sont bien plus sensibles à ce paramètre que les pots en plastique.
- Taux de collecte des emballages (baisse de moitié par rapport à la valeur nationale) : ce paramètre influence plus fortement les bocaux en verre que les pots en plastique. Pour l'Allemagne, l'influence de ce paramètre est aussi plus élevée car le taux de collecte est élevé dans le cas de référence et que l'utilisation de plastique comme CSR est dominante.
- Efficacité des incinérateurs (baisse de moitié par rapport à la valeur nationale) : seuls les impacts des bocaux en verre sont modifiés en France et en Allemagne, avec une augmentation de l'ordre de 3 %.
- Base de données pour la production de PP (données 1995 au lieu de 2005) : les impacts environnementaux pour le pot en plastique sont réduits de 2 à 45 %, ce qui rend cet emballage encore plus performant en comparaison avec les bocaux en verre.
- Procédé de production de la couche PVC (données sur EVOH au lieu de la surévaluation via les données EVA, plus fiables).
- Recyclabilité du pot PP-EVOH-PP : la recyclabilité de ce pot permet un léger bénéfice environnemental (catégories d'impact non précisées dans l'étude), ce qui est très légèrement plus performant que le déplacement de fuel par l'utilisation des déchets comme CSR.

	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Type de fuel déplacé par l'utilisation de PP en CSR (charbon à la place de fuel léger) : le bénéfice d'impacts évités réduit les impacts de l'ordre de 40 % sur l'ensemble des catégories d'impact, rendant le pot en plastique encore plus performant en comparaison avec le bocal en verre.</li> <li>- Taille des portions comparées (deux autres tailles, une en dessous et une au-dessus de la référence à 200 g).</li> </ul>
Résultats de l'analyse d'incertitude	<p>Le niveau d'incertitude au-delà duquel une différence est considérée significative est de :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- 10 % pour les catégories CC et Consommation d'énergie primaire ;</li> <li>- 30 % pour les catégories Émissions de particules, Acidification et Eutrophisation ;</li> <li>- 50 % pour la catégorie Radiations ionisantes ;</li> <li>- un ordre de grandeur (facteur 10) pour la Toxicité humaine (en particulier si les émissions considérées varient d'un système à l'autre ou proviennent de la mise en décharge, qui est modélisée avec une incertitude élevée.</li> </ul> <p>Une mesure de l'incertitude a été réalisée par la méthode Monte Carlo. Le niveau de précision statistique est de 97 % sur la majorité des catégories, et est de 94 % pour les Émissions de particules.</p>

### **Fiche 35 : Analyses de Cycle de Vie de produits vendus à la coupe, pré-emballé et en libre-service – Étude de cas : champignons**

#### **Principales caractéristiques du document**

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	Eco-Emballages / Bio Intelligence Service		
<b>Année</b>	2008	<b>Zone géographique visée</b>	France
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>L'objectif de l'étude est de fournir des informations précises et quantitatives sur les impacts environnementaux générés par l'utilisation de différents modes de conditionnement pour les champignons de Paris.</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau ».</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	L'étude considère le cas du vrac par rapport à deux cas de préemballage de produits dans le cadre de la vente en grandes et moyennes surfaces. La comparaison se base sur une masse de champignon après cuisson à la poêle afin de comparer des champignons frais et en boîte.		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers Emballages primaire, secondaire et tertiaire		
<b>Matériaux couverts</b>	PS, PEHD, acier		
<b>Description</b>	<p>Barquette en PS ; capacité 500g ; pour des champignons frais</p> <p>Vrac pouvant être emballé dans des sachets PEHD, avec un approvisionnement en caisse PP à usage unique ; pour des champignons frais</p> <p>Conserve en acier ; capacité 230 g ; diamètre 83 mm ; pour des champignons en conserve</p> <p>Le mode de production varie selon si les champignons sont destinés à être vendus frais ou en conserve.</p>		

Points clés de méthodologie	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Consommer 20,51 grammes de matière sèche de champignons après cuisson à la poêle
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b> Déplétion des ressources non renouvelables abiotiques ; Consommation de l'eau ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable ; Changement climatique ; Acidification de l'air ; Formation d'oxydants photochimiques ; Déplétion de la couche d'ozone ; Eutrophisation ; Toxicité humaine ; Écotoxicité aquatique ; Déchets ultimes d'emballages</p> <p><b>Méthodologie</b> Résultats du LCIA calculés selon la méthode CML</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : production des champignons de Paris (dont fabrication et transport des matières premières pour la production de champignons, qui diffèrent selon si le produit sera vendu frais ou en conserve) ; conditionnement (production et transport des matériaux de conditionnement, conditionnement, production et transport des matériaux de transport) ; stockage (producteur, distributeur, consommateur) ; consommation ; distribution (de l'usine de production à l'entrepôt de stockage, du producteur à la plateforme du distributeur puis au site de distribution ; du magasin au lieu de consommation) ; traitement en fin de vie (matériaux de conditionnement, déchets de production et pertes de produits à toutes les étapes).</p> <p><b>Exclusion</b> : production, maintenance et déconstruction des installations ; R&amp;D en amont de la production ; commercialisation (négligeable, car les champignons ne sont pas au rayon frais).</p>
<b>Paramètres clés</b>	Fin de vie des emballages de transport (emballage primaire ou caisse de transport, dans le cas du vrac) Nettoyage du produit par le consommateur et mode de cuisson des champignons
Points clés de résultats et comparaison	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p><b>Résultats de la comparaison entre les trois systèmes d'emballage :</b></p> <p>L'emballage avec boîte de conserve génère des impacts plus élevés que les deux autres alternatives (champignons frais) sur l'ensemble des catégories, sauf pour la consommation d'énergie primaire non renouvelable. Cela s'explique notamment par un produit (champignons en conserve) plus lourd à l'achat que des champignons frais pour la même quantité après cuisson, et par la consommation d'énergie requise pour la mise en conserve des champignons.</p> <p>Sur l'indicateur de consommation d'énergie primaire non renouvelable, les impacts plus élevés pour les emballages de champignons frais s'expliquent par la consommation de tourbe (ressource énergétique non renouvelable) lors de la production des champignons frais. À noter que cet impact n'est pas relatif à l'emballage mais au produit, qui varie selon le mode de conditionnement.</p> <p>Les scénarios en vrac et en barquette (champignons frais) présentent des résultats similaires sur l'ensemble des indicateurs, sauf pour les catégories Écotoxicité aquatique et Déchets ultimes d'emballages. Le système en vrac génère moins de déchets que le système en barquette. Sur l'écotoxicité aquatique, le système en vrac génère des impacts significativement plus élevés que le système en barquette, du fait de l'incinération de la caisse en PP (pour l'approvisionnement). Un système en vrac avec approvisionnement en caisse PP réutilisable permettrait de réduire les impacts associés au vrac sur cet indicateur, qui seraient alors comparables à ceux du système en barquette. À noter que les résultats relatifs à l'écotoxicité aquatique sont considérés peu robustes par les auteurs.</p> <p><b>Précisions sur les impacts relatifs au changement climatique</b></p> <p>La phase de production des champignons contribue de l'ordre de 59 à 62 % à cette catégorie suivant les scénarios d'emballage considérés, notamment à cause de la</p>

	<p>production des matières premières (urée). À noter que cette étape du cycle de vie ne concerne pas directement l'emballage, mais permet de prendre en compte les conséquences d'un choix d'emballage sur le produit (par exemple, le gaspillage alimentaire associé).</p> <p>Le conditionnement des champignons est également un contributeur important aux impacts sur cette catégorie (de 24 à 27 %), du fait de la production de la boîte en acier (pour les champignons en boîte) et des emballages de transport (pour les champignons frais).</p> <p><b>Précisions sur les déchets ultimes d'emballages générés</b></p> <p>Le scénario d'emballage en boîte de conserve génère le plus de déchets d'emballage, suivi du scénario d'emballage en barquette.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	Les auteurs mentionnent plusieurs limites : non prise en compte des DLUO, et pas de différence de fonctionnalité considérée entre le champignon frais et le champignon en boîte.
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Étude complète, qui propose une comparaison d'emballages en conserve à du vrac et à un emballage de produits frais, sur des indicateurs variés. L'étude prend en compte les impacts du produit et non juste de l'emballage, notamment afin de prendre en compte l'impact de l'emballage sur le gaspillage alimentaire sur l'ensemble du cycle, ce qui en limite la comparabilité avec d'autres études sur des emballages similaires. L'étude porte sur le périmètre français.</p> <p>À noter que les sachets de vrac les plus courants aujourd'hui sont des sachets papiers et non des sachets en PEHD.</p> <p>À noter que l'étude ne se limite pas à une comparaison entre des emballages, car le système d'emballage en conserve influe sur le produit. Le choix a donc été fait de réaliser la comparaison pour une même quantité de champignons après cuisson.</p>

## Annexe

<b>Précisions sur la méthodologie</b>	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b></p> <p>Composition des produits, process, transport, consommation énergétique et non énergétiques, rejets, déchets, consommation d'emballages et de suremballages : données collectées auprès d'un producteur de champignons de Paris</p> <p><b>Secondaires</b></p> <p>Teneur en eau des champignons : USDA (National Nutrient Database for Standard Reference)</p> <p>Autres étapes : ecoinvent 1.3</p>
<b>Représentativité des données</b>	Les données primaires alimentent une part importante des étapes du cycle de vie, et concerne exactement le système étudié, donc on peut considérer la représentativité satisfaisante.
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b></p> <p>Approche <i>a priori</i> attributionnelle</p> <p>Modélisation des impacts liés à la valorisation énergétique par incinération : méthode des impacts évités.</p> <p><b>Hypothèses</b></p> <p>Les palettes en bois sont réutilisées 28 fois avant leur fin de vie.</p> <p>Pour tous les systèmes d'emballages, les champignons sont vendus avec les pieds coupés, ce qui représente 20 % de pertes à la préparation avant conditionnement.</p> <p>On ne considère pas de pertes de pelage ou découpe chez le consommateur.</p> <p>Les pertes de cuisson à l'eau et à la poêle sont fixées pour les deux types de champignons, frais ou en conserve.</p>

Les paniers en plastique permettant le transport des champignons du site de production à l'entrepôt sont négligés car réutilisés sur plusieurs décennies. Fautes de données disponibles, les matières premières de production des champignons et les matériaux d'emballages sont considérées livrées en vrac.

### Précisions sur les résultats et comparaison

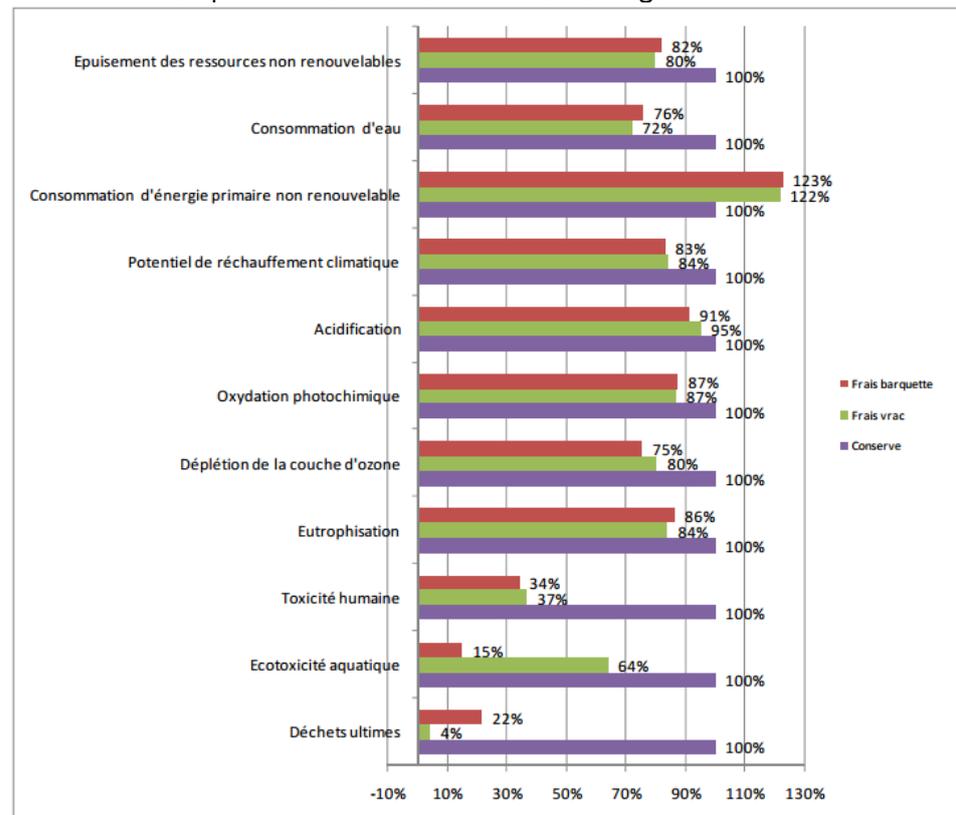
#### Précisions sur les principaux contributeurs aux autres catégories d'impact :

La production des champignons est le principal contributeur aux impacts, pour toutes les autres catégories d'impact, notamment en raison de la production et du transport des matières premières requises.

Le conditionnement (fabrication des matériaux de conditionnement, process de conditionnement, pertes de produit liées au conditionnement) est également un contributeur significatif sur plusieurs catégories d'impact : Écotoxicité aquatique (88 % pour le scénario en vrac, en raison de la fin de vie de la caisse PP et des sachets PEHD, et 80 % pour le scénario en boîte, en raison de la production de la boîte) ; Déplétion des ressources non renouvelables abiotiques (30 %) ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable ; Déplétion de la couche d'ozone (18 à 22 % selon les scénarios d'emballage) ; Consommation de l'eau, Eutrophisation et Toxicité humaine (pour les champignons en boîte).

Enfin, la phase de distribution a aussi un impact non négligeable sur la formation d'oxydants photochimiques (29 à 36 %, notamment à cause du trajet entre le magasin et le lieu de consommation) et l'eutrophisation (pour les champignons frais).

#### Détail de la comparaison entre scénarios d'emballage :



### Précisions sur les résultats

### Résultats de l'analyse de sensibilité

Les analyses de sensibilité suivantes n'ont pas eu d'impact sur la comparaison entre les emballages :

- Taux de pertes en magasin : des variations du taux de pertes entre 1 et 5 % influent peu sur les évaluations d'impacts.
- Masse de champignons pris dans un seul sac à partir du bac de vrac : seuls les catégories Écotoxicité aquatique et Déchets ultimes d'emballages varient avec ce paramètre, et l'augmentation de masse par emballage est compensée par l'augmentation des pertes.

	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Approvisionnement en Pologne (distance de 1392 km au lieu d'environ 200 km) : l'ensemble des impacts augmentent, mais la comparaison entre les systèmes d'emballages reste inchangée.</li> </ul> <p>Les analyses de sensibilité suivantes ont altéré la comparaison entre emballages :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Lavage des champignons par le consommateur : à partir de 2 L d'eau pour 100 g de champignons, la comparaison entre les différents systèmes d'emballages n'est plus significative sur la catégorie Consommation de l'eau.</li> <li>- Pertes par pelage et recoupe par le consommateur : la comparaison entre les différents systèmes d'emballages n'est plus significative sur les catégories CC, Oxydation photochimique, Eutrophisation et Acidification de l'air.</li> <li>- Cuisson des champignons à l'eau : la comparaison est entièrement modifiée car l'ensemble des impacts sont fortement réduits, en particulier pour les champignons en boîte. Néanmoins ce mode de cuisson est très peu représentatif d'un cas réel.</li> <li>- Réutilisation de la caisse en PP : l'ensemble des impacts pour le système de vrac sont diminués, mais les résultats sont trop incertains pour conclure.</li> </ul>
<b>Résultats de l'analyse d'incertitude</b>	La marge d'incertitude considérée dans l'étude est de l'ordre de 10 %, et un écart est considéré significatif au-delà de 30 %, ce qui est suffisant pour comparer les différents scénarios étudiés. Les auteurs relèvent par ailleurs le niveau de fiabilité des indicateurs, particulièrement faible pour la Toxicité humaine et l'Écotoxicité aquatique.

### **Fiche 36 : Analyses de Cycle de Vie de produits vendus à la coupe, pré-emballé et en libre-service - Étude de cas : jambon**

#### **Principales caractéristiques du document**

<b>Commanditaire / Auteurs</b>	Eco-Emballages / Bio Intelligence Service		
<b>Année</b>	2008	<b>Zone géographique visée</b>	France
<b>Type de document</b>	Rapport	<b>Revue critique</b>	Oui
<b>Objectifs de l'étude</b>	<p>L'objectif de l'étude est de fournir des informations précises et quantitatives sur les impacts environnementaux générés par l'utilisation de différents modes de conditionnement pour le jambon.</p> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau ».</p>		
<b>Description des systèmes</b>			
<b>Périmètre de l'étude</b>	L'étude considère le cas du vrac (à la coupe) par rapport à deux cas de préemballage de produits dans le cadre de la vente en grandes et moyennes surfaces.		
<b>Type d'emballages couverts</b>	Emballages ménagers Emballages primaire, secondaire et tertiaire		
<b>Matériaux couverts</b>	PS/PE ; PVC/PE ; PE/PA/papier		
<b>Description</b>	Jambon frais emballé : barquette (PS/PE-EVOH-PE), film (PET/PVDC/PE) et étiquette (papier). Jambon libre-service : Barquette (PVC/PE) et film (PET/PVDC/PE).		

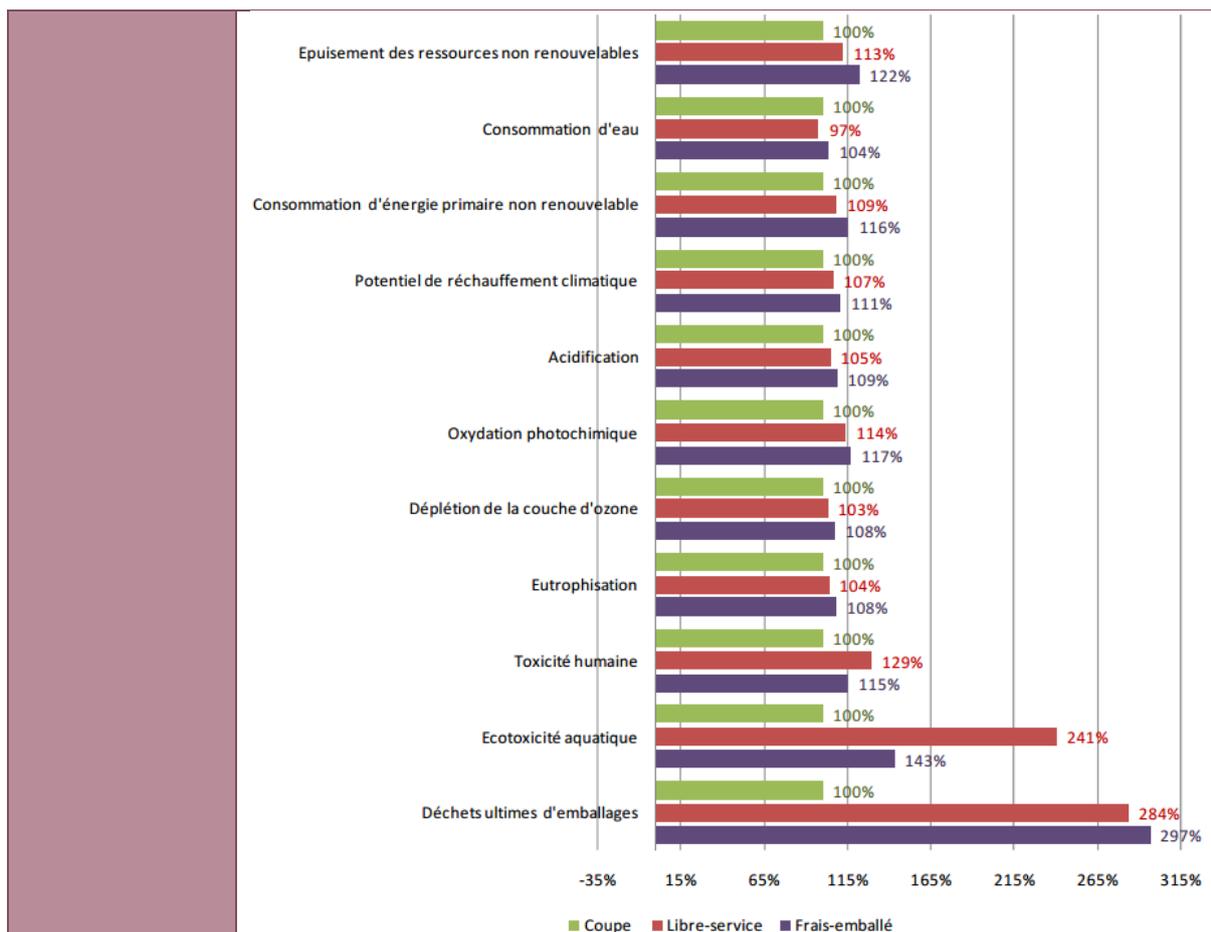
	<p>Jambon à la coupe : avant coupe, film (PE/PA) et étiquette (papier). Après coupe, papier paraffiné (papier kraft blanchi), film pour jambon (PEBD), sachet (PEHD) et étiquette (papier).</p> <p>Les masses associées sont fournies en annexe.</p>
<b>Points clés de méthodologie</b>	
<b>Unité fonctionnelle</b>	Disposer de 180 grammes de jambon chez soi
<b>Catégories d'impact</b>	<p><b>Catégories</b>  Déplétion des ressources non renouvelables abiotiques ; Consommation de l'eau ; Consommation d'énergie primaire non renouvelable ; Changement climatique ; Acidification de l'air ; Formation d'oxydants photochimiques ; Déplétion de la couche d'ozone ; Eutrophisation ; Toxicité humaine ; Écotoxicité aquatique ; Déchets ultimes d'emballages</p> <p><b>Méthodologie</b>  Résultats du LCIA calculés selon la méthode CML</p>
<b>Frontières du système</b>	<p><b>Pris en compte</b> : production des emballages primaires, secondaires et tertiaires ; production du film PEBD utilisé le cas échéant ; conditionnement (production et transport des matériaux de conditionnement, conditionnement, production et transport des matériaux de transport) ; stockage (producteur, distributeur, magasin, consommateur) ; consommation ; distribution ; traitement en fin de vie (matériaux de conditionnement, déchets de production et pertes de produits chez le consommateur).</p> <p><b>Exclusion</b> : production, maintenance et déconstruction des installations (a priori n'influence pas la comparaison entre emballages) ; R&amp;D en amont de la production ; commercialisation.</p>
<b>Paramètres clés</b>	<p>Consommation d'électricité à chaque étape</p> <p>Distances de transport</p> <p>Masse par tranche de jambon</p>
<b>Points clés de résultats et comparaison</b>	
<b>Résultats de l'étude</b>	<p><b>Résultats de la comparaison entre les trois systèmes d'emballage :</b></p> <p>L'étape de production du jambon est la plus contributrice au global, suivi par les étapes de conditionnement, de stockage et de distribution. En comparaison, la fin de vie a un impact négligeable. À noter que l'étape de production ne concerne pas directement l'emballage, mais permet de prendre en compte les conséquences d'un choix d'emballage sur le produit (par exemple, le gaspillage alimentaire associé, que l'on prend en compte comme un surplus de production en amont).</p> <p>Le scénario de jambon à la coupe présente des impacts environnementaux du même ordre de grandeur ou inférieurs à ceux des scénarios de jambon libre-service et de jambon frais-emballé. Cette différence est guidée par la différence de composition des jambons : bien que le scénario de jambon à la coupe consomme plus de jambon pour produire la même masse de tranches de jambon, il consomme moins de jambon brut, car les autres systèmes comportent moins de couenne. Par ailleurs, ce mode de vente nécessite moins d'emballages par tranche de produit, et les tranches sont plus épaisses, donc l'impact de l'étape de conditionnement est réduit pour le scénario de jambon à la coupe.</p> <p>Les scénarios de jambons frais-emballé et de jambon en libre-service ont des impacts environnementaux très proches, sauf pour la catégorie Écotoxicité, qui est considérée comme peu fiable.</p> <p><b>Précisions sur les impacts relatifs au changement climatique</b></p>

	<p>La phase de production du jambon contribue de l'ordre de 80 à 83 % à cette catégorie suivant les scénarios d'emballage considérés, du fait de la production des matières premières (élevage des porcelets), et du transport des matières premières.</p> <p>La distribution est également un contributeur important pour cette catégorie (de 6 à 7 %), du fait du transport entre l'usine de production de jambon et la plateforme de stockage du distributeur, et du transport du magasin à l'habitation du consommateur.</p> <p>Le conditionnement contribue de l'ordre de 7 à 11 % à cette catégorie, du fait de :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• la production et la fin de vie des emballages primaires pour le jambon frais-emballé et le jambon libre-service ;</li> <li>• la production et la fin de vie des pertes de jambon spécifiques à ce mode de conditionnement.</li> </ul> <p>Les différences entre les modes de conditionnement se voient principalement lors de la phase de conditionnement, au niveau de la production des emballages primaires et des pertes additionnelles lors de la coupe. La différence de composition des tranches de jambon (contenu en viande porcine) justifie notamment les écarts de valeurs sur l'étape de production de jambon.</p> <p><b>Précisions sur les déchets ultimes d'emballages</b></p> <p>Les scénarios d'emballage pour le jambon frais-emballé et le jambon libre-service génèrent environ la même quantité de déchets d'emballages, qui est trois fois plus élevée que pour le scénario de jambon à la coupe.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<p><b>Conclusions et discussions de l'auteur</b></p>	<p>Les auteurs mentionnent qu'une des limites de l'étude est la non prise en compte des DLUO.</p> <p>La dernière analyse de sensibilité montre que la phase de stockage en magasin peut modifier les résultats de façon significative avec la prise en compte de la réfrigération pour les autres systèmes que le vrac. En l'absence de données plus fiables, il est impossible de prendre en compte cette étape, néanmoins il serait important de la prendre en compte si possible dans une mise à jour de l'étude.</p> <p>Enfin, l'étude donne des résultats différents avec une unité fonctionnelle basée sur le nombre de tranches, il est donc important de prendre en compte la masse lors de l'achat de jambon pour rentabiliser au mieux l'emballage.</p>
<p><b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b></p>	<p>Étude complète, qui propose une comparaison d'emballages barquette à du vrac, sur des indicateurs variés. L'étude prend en compte les impacts du produit et non juste de l'emballage, notamment afin de prendre en compte l'impact de l'emballage sur le gaspillage alimentaire sur l'ensemble du cycle, ce qui en limite la comparabilité avec d'autres études sur des emballages similaires. L'étude porte sur le périmètre français.</p> <p>À noter que les données primaires proviennent d'un seul producteur.</p>

## Annexe

<b>Précisions sur les systèmes</b>	
<p><b>Description des systèmes</b></p>	<p><b>Jambon frais emballé</b> de capacité 4 x 60 g. Barquette (PS/PE-EVOH-PE) de 20 g, film (PET/PVDC/PE) de 5 g, étiquette (papier) de 2 g.</p> <p><b>Jambon libre-service</b> de capacité 4 x 45 g. Barquette (PVC/PE) de 15 g, film (PET/PVDC/PE) de 5 g.</p> <p><b>Jambon à la coupe</b> de capacité 4 x 68 g. Avant coupe, film (PE/PA) de 20 g et étiquette (papier) de 3 g. Après coupe, papier paraffiné (papier kraft blanchi) de 5 g, film pour jambon (PEBD) de 2 g, sachet (PEHD) de 2,39 g, et étiquette (papier) de 2 g.</p>
<b>Précisions sur la méthodologie</b>	

Sources de données	<p><b>Primaires</b> Composition des produits, process, transport, consommation énergétique et non énergétiques, rejets, déchets, consommation d’emballages et de suremballages : données collectées auprès d’un producteur de jambon</p> <p><b>Secondaires</b> Production de jambon : LCA dk foodbase Autres étapes : ecoinvent 1.3</p>
Représentativité des données	Les données primaires alimentent une part importante des étapes du cycle de vie, et concerne exactement le système étudié, donc on peut considérer la représentativité satisfaisante.
Choix méthodologiques	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Modélisation des impacts liés à la valorisation énergétique par incinération : méthode des impacts évités. Modélisation des impacts sur les autres étapes du cycle de vie : allocation économique pour les données de consommation de l’usine qui produit d’autres biens alimentaires (justifiée par le fait que des biens de même masse pourrait nécessiter moins de préparation car ils sont plus bas de gamme), et pour les co-produits de l’industrie porcine.</p> <p><b>Hypothèses</b> Les palettes en bois sont réutilisées 28 fois avant leur fin de vie. Pour tous les systèmes d’emballages, le contenu en couenne a été estimé à 12,5 % de la masse du jambon. Faute de données disponibles, les matières premières de production de jambon et les matériaux d’emballages sont considérées livrées en vrac. Faute de données fiables disponibles, l’abattage des porcs est négligé (a priori pas de différence entre les scénarios).</p>
<b>Précisions sur les résultats et comparaison</b>	
Précision sur les résultats	<p><b>Précisions sur les principaux contributeurs aux autres catégories d’impact :</b></p> <p>La production du jambon est le principal contributeur aux impacts, pour toutes les catégories d’impact (consommation d’électricité et de carburant de la ferme porcine, transport des matières premières, production de nitrates par l’élevage).</p> <p>Le conditionnement (fabrication des matériaux de conditionnement, process de conditionnement, pertes de produit liées au conditionnement) est aussi un contributeur non négligeable pour les catégories suivantes : Déplétion des ressources non renouvelables abiotiques, Consommation d’énergie primaire non renouvelable, Formation d’oxydants photochimiques (sauf pour le scénario de jambon à la coupe), Eutrophisation (sauf pour le scénario de jambon à la coupe) et Toxicité humaine (sauf pour le scénario de jambon à la coupe).</p> <p>Le stockage est un contributeur non négligeable pour l’Acidification de l’air à cause de la production d’électricité.</p> <p>La distribution est un contributeur non négligeable pour la Déplétion des ressources non renouvelables abiotiques à cause du transport entre l’usine de production de jambon et la plateforme de stockage du distributeur, et du transport du magasin à l’habitation du consommateur.</p> <p>Les différences entre les scénarios sont principalement conséquentes à :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- la production des emballages primaires et des pertes additionnelles lors de la coupe pour la Déplétion des ressources non renouvelables abiotiques, la Consommation de l’eau, l’Acidification de l’air, la Formation d’oxydants photochimiques, la Toxicité humaine et l’Ecotoxicité aquatique.</li> <li>- la différence de composition des tranches de jambon (contenu en viande porcine) pour la Déplétion de la couche d’ozone et l’Eutrophisation.</li> </ul> <p><b>Détail de la comparaison entre scénarios d’emballage :</b></p>



**Résultats de l'analyse de sensibilité**

Les analyses de sensibilité suivantes n'ont pas eu d'impact sur la comparaison entre les emballages :

- Taux de pertes en magasin : des variations du taux de pertes entre 3 et 7 % influent peu sur les évaluations d'impacts.
- Pertes par recoupe par le consommateur dans le cas du jambon à la coupe à plus courte DLUO : il faudrait au moins 22 % de pertes du jambon pour que l'impact environnemental du jambon à la coupe soit au même niveau que celui du jambon libre-service sur la catégorie Consommation d'énergie primaire non renouvelable.

Les analyses de sensibilité suivantes ont altéré la comparaison entre emballages :

- Variation du « par combien » (2, 4 ou 6 tranches par emballage) : pour le jambon frais-emballé, l'impact est le même entre 2 et 4 tranches ; pour le jambon à la coupe, l'impact est le même pour 2, 4 ou 6 tranches ; pour le jambon libre-service, l'impact augmente inversement au nombre de tranches par emballage donc à 2 tranches par emballage, l'impact est significativement plus élevé qu'à 6 tranches par emballage pour plusieurs catégories (en particulier l'Écotoxicité aquatique et les Déchets ultimes d'emballages).
- Unité fonctionnelle par nombre de tranche et non par masse de produit : le jambon frais-emballé et le jambon à la coupe présentent des impacts proches sur la plupart des indicateurs, hormis l'écotoxicité aquatique et les déchets ultimes d'emballages ; le jambon libre-service est significativement plus vertueux sur l'ensemble des catégories d'impact, hormis l'Écotoxicité aquatique et les Déchets ultimes d'emballages.
- Prise en compte de la consommation énergétique pour la conservation en magasin : le jambon frais-emballé et le jambon libre-service sont particulièrement sensibles à ce paramètre sur les catégories

	Consommation d'eau, Consommation d'énergie primaire non renouvelable et la toxicité humaine.
Résultats de l'analyse d'incertitude	La marge d'incertitude considérée dans l'étude est de l'ordre de 10 %, et un écart est considéré significatif au-delà de 30 %, ce qui est suffisant pour comparer les différents scénarios étudiés. Les auteurs relèvent par ailleurs le niveau de fiabilité des indicateurs, particulièrement faible pour la Toxicité humaine et l'Écotoxicité aquatique.

### Fiche 37 : ACV comparative d'une solution de e-commerce réutilisable avec des solutions référentes dans le secteur du textile

#### Principales caractéristiques du document

Commanditaire / Auteurs	HIPLI / EVEA				
Année	2020	Zone géographique visée	France		
Type de document	Rapport	Revue critique	Non		
Objectifs de l'étude	<p>Les objectifs de l'étude sont notamment les suivants :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Évaluer l'empreinte environnementale de la solution HIPLI par rapport à d'autres emballages utilisés par le e-commerce pour les textiles (enveloppe kraft, colis carton ou enveloppe en plastique).</li> <li>2) Définir des leviers d'amélioration de la performance environnementale de la solution HIPLI par rapport aux autres solutions.</li> <li>3) Piloter les impacts environnementaux du colis HIPLI sur l'ensemble de leur cycle de vie, pour définir les stratégies à suivre et aboutir aux meilleurs compromis environnementaux.</li> </ol> <p>Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond à l'objectif suivant : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés ».</p>				
Description des systèmes					
Périmètre de l'étude	L'étude couvre la livraison de produits textiles dans le e-commerce en France.				
Type d'emballages couverts	Emballages industriels Emballages tertiaire				
Matériaux couverts	Plastique (PP, LDPE), carton, papier kraft				
Comparaison n°1 : petit volume					
Description	 Hipli petit format	PP	30x38 cm	55 g	Fermeture éclair
	 Enveloppe papier	Papier kraft	35x45cm	120g/m2	Siligomme
	 Petit carton	Carton	34.7x30,9x12 cm	150 g	Ruban adhésif
	 Enveloppe plastique	LDPE	32X40 cm	15g	Adhésif Hot Melt.
	Seul le colis Hipli est réutilisable.				
Comparaison n°2 : grand volume					
Description	 Hipli grand format	PP	37x47x7 cm	93g	Fermeture éclair
	 Grand carton	Carton	44x33.9x15.9 cm	260 g	Ruban adhésif
	 Enveloppe plastique	LDPE	20x40x28 cm	23g	Adhésif Hot Melt.



	<p>Sur la consommation d'eau, le colis HIPLI devient plus vertueux que le colis en carton à partir de 8 utilisations, que l'enveloppe en plastique à partir de 7 utilisations et que l'enveloppe en papier à partir de 9 utilisations.</p> <p>Sur la déplétion des ressources fossiles, le colis HIPLI devient plus vertueux que le colis en carton à partir de 3 utilisations, que l'enveloppe en plastique à partir de 7 utilisations et que l'enveloppe en papier à partir de 25 utilisations.</p> <p>Sur la déplétion des ressources minérales, le colis HIPLI devient plus vertueux que le colis en carton à partir de 2 utilisations et que l'enveloppe en papier à partir de 50 utilisations. Par contre, même avec 100 utilisations le colis HIPLI n'est pas plus vertueux que l'enveloppe en plastique sur cet indicateur.</p> <p><b>Contribution par étapes du cycle de vie</b></p> <p>Les étapes les plus contributrices pour le colis Hipli, qu'il s'agisse du petit ou du grand format, sont la production du colis (d'autant plus élevée que le taux de perte est élevé, car l'allocation des impacts de cette phase se fait sur un plus faible nombre d'utilisations), suivie du transport et de la production des étiquettes sécurités et enfin la fin de vie chez le client. Sa performance est donc fortement dépendante du taux de perte.</p>
<b>Analyse critique</b>	
<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Pour améliorer l'empreinte environnementale du colis Hipli, il faudrait réduire le taux de perte, incorporer des matières recyclées, optimiser les étiquettes (poids, dimension, réutilisation), et produire les emballages en France ou en Europe (impact plus faible que si produit en Chine en l'occurrence).</p> <p>Par ailleurs, les auteurs notent que les données de fin de vie ne sont peut-être plus représentatives du cas actuel, car l'exportation de déchets carton vers l'Asie notamment a été fortement réduite ces dernières années.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Étude réalisée sur des emballages représentatifs de ceux présents en France.</p> <p>Comme indiqué dans la section relative aux résultats, le nombre d'utilisation est décorrélié du taux de perte dans l'étude, ce qui ne permet pas d'utiliser les résultats. L'analyse a donc été faite à partir des annexes (analyse de sensibilité sur le taux de perte).</p> <p>À noter que l'étude utilise en grande partie des bases de données (données secondaires) pour les emballages à usage unique.</p> <p>Par ailleurs, il est parfois difficile de conclure sur les comparaisons, les écarts n'étant pas toujours significatifs : une analyse de sensibilité permettrait d'identifier quels sont les paramètres clés dans ce cas de figure.</p>

## Annexe

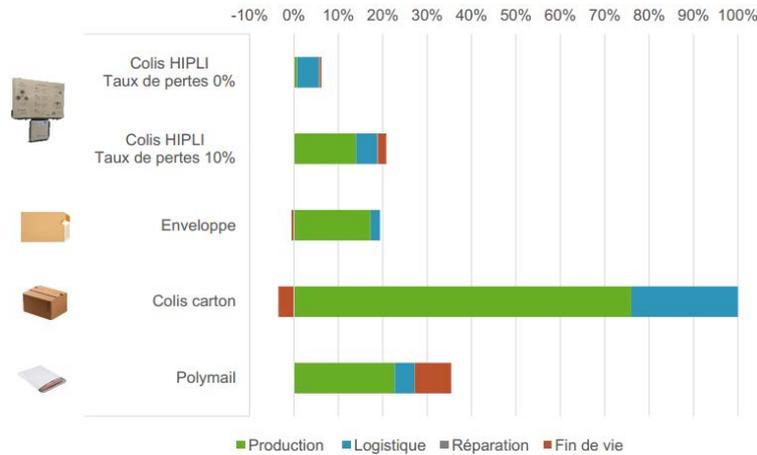
Précisions sur la méthodologie	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Caractéristiques, assemblage, distribution, conditionnement de transport, réparation des emballages Hipli : données fournies par Hipli</p> <p><b>Secondaires</b> Caractéristiques, distribution, conditionnement de transport des emballages à usage unique : base de données EVEA Assemblage des emballages à usage unique : Pilford (2013) et ecoinvent 3.5 Fin de vie des emballages : CITEO, Guide de données BEE</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>La représentativité des données est jugée correcte, néanmoins certaines données sont considérées peu robustes, comme les distances parcourues pour les emballages à usage unique.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche <i>a priori</i> attributionnelle Modélisation des impacts liés au recyclage : Circular Footprint Formula.</p> <p><b>Hypothèses</b></p>

Les emballages à usage unique ne sont pas réutilisés.  
 Les papiers, cartons et plastiques sont en matières premières vierges à 100 %. Les enveloppes et colis en carton sont produits en Europe (il est jugé trop coûteux de les transporter sur de longues distances).  
 Les enveloppes en plastique sont produites en Chine (l'Asie produisant 37 % du PEBD mondial)

### Précisions sur les résultats et comparaison

Compléments sur la comparaison n°1 : petit format

#### Détails de la comparaison entre les colis petit format



#### Focus sur le colis Hipli petit format avec 10 % de pertes

La production du corps en PP est l'étape la plus contributrice sur l'ensemble de catégories d'impact, sauf pour la Consommation d'eau où la production des fermetures est la plus contributrice, et pour la Déplétion des ressources minérales où il s'agit de la production des étiquettes. En effet, les étiquettes doivent être renouvelées à chaque envoi, et les étiquettes RFID (contenant une antenne et une puce électronique) contiennent des métaux, notamment de l'or. Cette phase est négligeable dans le scénario avec 0 % de pertes.

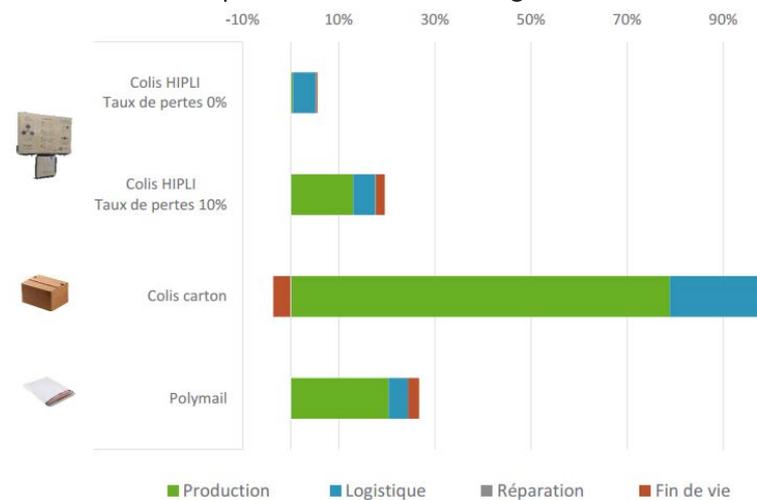
Sur la catégorie CC, la fin de vie contribue à plus de 15 % des impacts.

En cumulé, les transports représentent 25 % des impacts en raison des cycles de réutilisation. La réparation éventuelle du colis a un impact négligeable, sauf pour la catégorie Consommation d'eau.

À noter qu'en considérant un taux de pertes, le retour des colis Hipli a un impact plus faible que l'envoi à cause du taux de perte, partiellement compensé par la fin de vie du colis chez le client.

Compléments sur la comparaison n°2 : grand format

#### Détails de la comparaison entre les colis grand format



Les observations sont très proches de celles pour le petit format.

Résultats de l'analyse de sensibilité	<p>Taux de pertes du colis Hipli par le client : pour le petit format, les impacts environnementaux du colis Hipli sont plus élevés que ceux de l'enveloppe dès 8 % de taux de perte (du colis Hipli), et dès 16 % et 61 % de taux de perte respectivement pour l'enveloppe en plastique et le colis en carton dès 61 %. Pour le grand format, le colis Hipli présente des impacts environnementaux plus élevés que ceux de l'enveloppe en plastique dès 14 % de taux de perte, et plus élevés que le colis en carton dès 64 %.</p> <p>Nombre d'utilisations du colis HIPLI : le nombre de réutilisations nécessaire pour que l'utilisation d'un colis Hipli soit plus vertueuse que l'utilisation d'un emballage à usage unique est étudié pour chaque comparaison possible :</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Petit format – taux de pertes de 0%</th> <th>Petit format – taux de pertes de 10%</th> <th>Grand format – taux de pertes de 0%</th> <th>Grand format – taux de pertes de 10%</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>HIPLI vs. Colis carton</td> <td>2</td> <td>17</td> <td>2</td> <td>17</td> </tr> <tr> <td>HIPLI vs. Polymail</td> <td>7</td> <td>63</td> <td>7</td> <td>70</td> </tr> <tr> <td>HIPLI vs. Enveloppe</td> <td>12</td> <td>120</td> <td>NA</td> <td>NA</td> </tr> </tbody> </table> <p>Nombre de colis carton réutilisés : une réutilisation de 30 % des colis en carton permet de réduire leur impact de 20 %, néanmoins il reste l'emballage le moins performant sur l'indicateur d'impact agrégé.</p> <p>Taux de matière recyclée des emballages à usage unique : bien que l'enveloppe et le colis en carton voient leur impact diminuer avec un plus grand taux de matière recyclée, les résultats de la comparaison entre emballages restent inchangés.</p> <p>Lieu de fabrication des emballages : l'enveloppe et l'enveloppe en plastique, s'ils sont produits en Europe (plutôt qu'en Chine), voient leur impact se rapprocher de celui du colis Hipli avec un taux de perte à 10 %.</p>		Petit format – taux de pertes de 0%	Petit format – taux de pertes de 10%	Grand format – taux de pertes de 0%	Grand format – taux de pertes de 10%	HIPLI vs. Colis carton	2	17	2	17	HIPLI vs. Polymail	7	63	7	70	HIPLI vs. Enveloppe	12	120	NA	NA
		Petit format – taux de pertes de 0%	Petit format – taux de pertes de 10%	Grand format – taux de pertes de 0%	Grand format – taux de pertes de 10%																
HIPLI vs. Colis carton	2	17	2	17																	
HIPLI vs. Polymail	7	63	7	70																	
HIPLI vs. Enveloppe	12	120	NA	NA																	
Résultats de l'analyse d'incertitude	Pas d'analyse d'incertitude																				

### Fiche 38 : Life cycle assessment of waste prevention in the delivery of pasta, breakfast cereals, and rice

#### Principales caractéristiques du document

Auteurs	Dolci, G. (Politecnico di Milano) ; Nessi, S. ; Rigamonti, L. ; Grosso, M.		
Année	2015	Zone géographique visée	Italie
Type de document	Article (Integrated Environmental Assessment and Management)	Revue critique	Non
Objectifs de l'étude	L'objectif de l'étude est de comparer la distribution en vrac de pâtes, céréales et riz aux méthodes de distribution traditionnelles par analyse de cycle de vie. Dans le cadre de l'analyse comparée, cela correspond aux deux objectifs suivants : « Emballages à usage unique vs réemployés/réutilisés » et « Emballages plastiques à usage unique vs emballage à usage unique avec un autre matériau ».		
Description des systèmes			
Périmètre de l'étude	L'étude porte sur les conséquences environnementales de la réduction des déchets d'emballages ménagers en Italie, par la mise en place de distribution en vrac pour les pâtes, céréales et riz.		
Type d'emballages couverts	Emballages ménagers Emballages primaire et tertiaire		
Matériaux couverts	PP, PEBD, carton		
Comparaison n°1 : pâtes sèches			

Description des emballages de pâtes sèches	<p>Pour un volume d'achat de 500 g ou de 1 kg :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Référence 1</b> : sachet (« pillow bag ») en PP</li> <li>- <b>Référence 2</b> : sac en PP</li> <li>- <b>Référence 3</b> : boîte en carton</li> <li>- <b>Vrac 1</b> : sac d'achat en PEBD, sachet d'approvisionnement en PP (contenance 1 kg)</li> <li>- <b>Vrac 2</b> : sac d'achat en cellulose, sachet d'approvisionnement en PP (contenance 3 kg)</li> <li>- <b>Vrac 3</b> : sac d'achat en PEBD, sachet d'approvisionnement en PEBD (contenance 5 kg hypothétique)</li> </ul> <p>Tous les emballages sont transportés dans une boîte en carton, sur une palette en bois et entourés d'un film étirable en PEBDL.</p>
<b>Comparaison n°2 : céréales</b>	
Description des emballages de céréales	<p>Pour tous les volumes (300 g, 375 g, 500 g, 960 g) :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Référence</b> : sac en PEHD, boîte en carton, boîte de transport en carton</li> <li>- <b>Vrac</b> : sac d'achat en PEBD, sachet d'approvisionnement en papier (contenance 10 kg)</li> </ul> <p>Tous les emballages sont transportés sur une palette en bois et entourés d'un film étirable en PEBDL.</p>
<b>Comparaison n°2 : riz</b>	
Description des emballages de riz	<p>Pour un volume d'achat de 1 kg :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Référence 1 : sachet, boîte en carton, boîte de transport en carton</li> <li>- Référence 2 : sachet, film rétractable de transport en PEBD</li> <li>- Référence 3 : boîte en carton, film rétractable de transport en PEBD</li> <li>- Référence 4 : boîte en carton, boîte de transport en carton</li> </ul> <p>Pour tous les volumes (1 kg et 2 kg) :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Référence 5 : sachet, boîte en carton, film rétractable de transport en PEBD</li> <li>- Référence 6 : sachet, film rétractable en PEBD, boîte de transport carton</li> <li>- Vrac 1 : sac d'achat en PEBD, sachet d'approvisionnement en PEBD (contenance 2 kg), film rétractable de transport en PEBD</li> <li>- Vrac 2 : sac d'achat en PEBD, sachet d'approvisionnement en PEBD (contenance 5 kg), film rétractable de transport en PEBD (hypothétique)</li> <li>- Vrac 3 : sac d'achat en PEBD, sachet d'approvisionnement en PP/raphia (contenance 25 kg hypothétique)</li> </ul> <p>Tous les emballages sont transportés sur une palette en bois et entourés d'un film étirable en PEBD</p>
<b>Points clés de méthodologie</b>	
Unité fonctionnelle	La distribution d'un kg de pâtes sèches / céréales / riz
Catégories d'impact	<p><b>Catégories</b>  Changement climatique ; Déplétion de la couche d'ozone ; Formation d'oxydants photochimiques ; Acidification (de l'air, terrestre) ; Eutrophisation (terrestre, des eaux douces et marine) ; Écotoxicité des eaux douces ; Toxicité humaine (cancerigène et non-cancerigène) ; Émissions de particules ; Déplétion de l'eau ; Déplétion des ressources minérales et fossiles ; Consommation d'énergie cumulée</p> <p><b>Méthodologie</b>  Résultats du LCIA calculés selon la méthode du JRC (2013), sauf pour la Déplétion des ressources minérales et fossiles, qui est modélisée avec la méthode Van Oers et al. (2002) et la Consommation d'énergie cumulée, qui est modélisée avec la méthode Hirschier et al. (2010).</p>
Frontières du système	<b>Pris en compte</b> : production des emballages primaires et des emballages de transport ; conditionnement (dans les emballages primaires, puis dans les emballages de transport) ; transport du site de conditionnement au site de

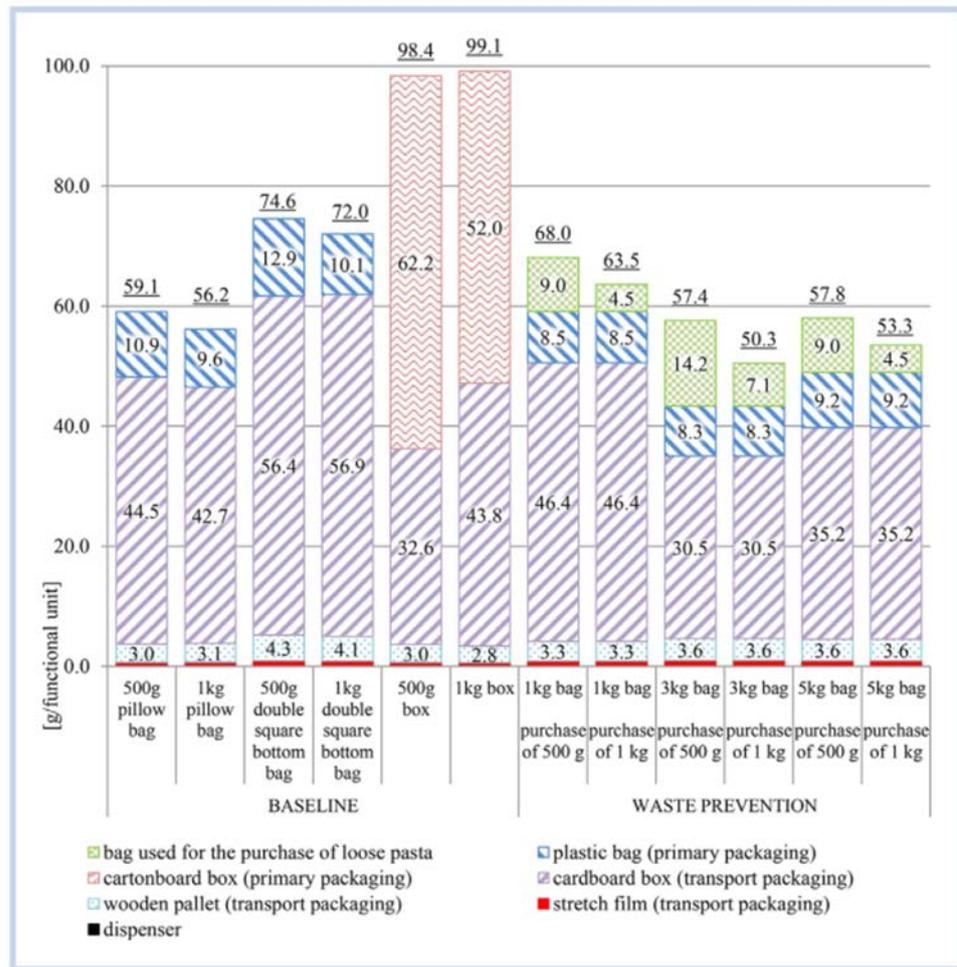
	<p>distribution, puis au lieu de vente ; remplissage des distributeurs du magasin ; fin de vie des emballages de transport (sauf palette, renvoyée au site de conditionnement) ; fin de vie des emballages primaires ; production et fin de vie des distributeurs et des sacs d'achats de vrac (pour les scénarios vrac) ; production, maintenance et déconstruction des installations, si disponible.</p> <p><b>Exclusion</b> : production des aliments (identique pour tous les emballages) ; transport du lieu de vente au site de consommation (identique pour tous les emballages).</p>
<p><b>Paramètres clés</b></p>	<p>Masse des emballages</p> <p>Utilisation de carton dans l'emballage primaire ou dans l'emballage de transport</p> <p>Contenance des sacs d'approvisionnement pour les scénarios vrac</p>
<p>Points clés de résultats et comparaison</p>	
<p><b>Résultats de l'étude</b></p>	<p>Résultats de la comparaison entre scénarios de vrac et scénarios de référence</p> <p>La comparaison entre scénarios de référence et de vrac différent selon le produit.</p> <p>En termes de génération de déchets, pour des pâtes, seul le scénario de vrac avec un sachet d'approvisionnement de 3 kg est plus performant que le scénario de référence avec un sachet « pillow bag ». Avec les autres contenances de sachets d'approvisionnement, les résultats deviennent comparables (pour le 5 kg) voire en défaveur des scénarios de vrac (pour le 1 kg). Par contre, pour le riz et les céréales, les scénarios de vrac sont significativement plus performants que les scénarios de référence.</p> <p>Pour les autres catégories d'impact :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- pour les pâtes, les impacts des scénarios de vrac avec un sachet d'approvisionnement de 3 kg ou de 5 kg sont très proche de ceux du scénario de référence « pillow bag ». Parmi les scénarios de vrac, le transport est l'étape la plus contributrice sur 10 des 14 catégories, tandis que sur les 4 autres catégories l'emballage de transport en carton est le plus contributeur. Parmi les scénarios de référence, celui avec un « pillow bag » est plus performant que ceux avec un emballage primaire en carton, ce qui s'explique par la différence de poids entre ces emballages primaires.</li> <li>- pour les céréales, les impacts des scénarios de vrac sont significativement plus faibles que ceux des scénarios de référence, quelle que soit la contenance. Cet écart est particulièrement visible sur les catégories Eutrophisation des eaux douces et Toxicité humaine, et s'explique par l'utilisation de carton dans les scénarios de référence.</li> <li>- pour le riz, les impacts des scénarios de vrac sont significativement plus faibles que ceux des scénarios de référence, quelle que soit la contenance, et pour l'ensemble des catégories d'impact, sauf pour la déplétion de la couche d'ozone où l'impact des scénarios de vrac avec un sachet d'approvisionnement de 2 kg et 5 kg est comparable ou plus élevé que celui du scénario avec une boîte de référence 5.</li> </ul> <p>Dans l'ensemble, la réduction d'impact permise par une solution en vrac est significativement plus élevée lorsque la comparaison est faite par rapport à un scénario de référence où l'emballage primaire contient du carton, en raison des poids des emballages associés. Dans un scénario de référence où l'emballage primaire contient du carton, ce carton contribue de 51 à 91 % aux impacts totaux de l'emballage, selon les catégories d'impact et en l'absence de plastique (39 à 83 % en présence de plastique dans l'emballage primaire).</p> <p>Focus sur certaines étapes du cycle de vie des emballages</p> <p>À noter que les impacts du transport au lieu de vente sont moins élevés pour le riz que pour les pâtes et les céréales, car les distances parcourues sont plus courtes.</p> <p>L'étape de conditionnement contribue plus fortement dans le cas où des machines à vide ou à rétractation thermique sont utilisées, en raison de leur forte consommation électrique.</p>
<p>Analyse critique</p>	

<b>Conclusions et discussions de l'auteur</b>	<p>Les auteurs cherchent à montrer l'intérêt d'une ACV pour justifier de la mise en place de soutiens financiers pour des systèmes comme le vrac, en fonction des produits ciblés. Ainsi, le vrac apparaît comme une solution générant des impacts environnementaux significativement plus faible pour le riz et les céréales, mais pas dans le cas des pâtes. En cause, le volume nécessaire à la distribution de pâtes, qui fait qu'on ne peut approvisionner les distributeurs de vrac classiques qu'avec des masses d'aliments très proches de la vente traditionnelle. Pour les pâtes, le vrac ne justifie que le remplacement de conditionnements primaires en carton.</p> <p>D'autres critères doivent aussi être pris en compte pour la mise en place de vrac, par exemple vis-à-vis du risque d'infection par des insectes.</p> <p>Par ailleurs, les auteurs notent qu'une étude à l'échelle d'une ville par exemple permettrait de comparer le volume de déchets total dans un scénario entièrement basé sur du vrac à celui généré dans un scénario de référence.</p>
<b>Limites, points d'attention, besoins de travaux complémentaires</b>	<p>Cas d'étude assez unique sur le vrac, dont les emballages étudiés semblent très proches d'un cas français. Les données utilisées pour la fin de vie des emballages sont aussi représentatives d'un cas français.</p> <p>À noter qu'aucune analyse d'incertitude semble avoir été menée, alors que les données sont relativement sensibles aux phases de transport, et que les distances sont souvent les données les moins précises et transposables.</p>

## Annexe

<b>Précisions sur la méthodologie</b>	
<b>Sources de données</b>	<p><b>Primaires</b> Caractéristiques des différents emballages : mesurées par l'auteur</p> <p><b>Secondaires</b> Traitement des déchets et recyclage : Grosso et al. (2012) Caractéristiques des palettes : Creazza and Dallari (2007) Production des emballages : ecoinvent 2.2</p>
<b>Représentativité des données</b>	<p>Les données utilisées sont représentatives de l'Italie en 2015.</p>
<b>Choix méthodologiques</b>	<p><b>Méthodologie</b> Approche conséquentielle</p> <p><b>Hypothèses</b> Les emballages sont produits à partir de matière première vierge, sauf ceux en carton (qui intègrent une part de recyclé). Tous les emballages sont collectés séparément, triés et recyclé à l'exception des sacs en plastique (riz) du scénario de référence, et des sacs d'approvisionnement du vrac (riz et céréales). Les distributeurs de vrac sont remplis 3 fois par semaine et ont une durée de vie de 10 ans.</p>
<b>Précisions sur les résultats et comparaison</b>	
<b>Compléments sur la comparaison n°1 : pâtes sèches</b>	<p><b>Résultats relatifs à la génération de déchets :</b> Les scénarios de vrac pour les pâtes sèches ne sont pas systématiquement moins générateurs de déchets que les scénarios traditionnels : l'emballage sachet PP génère moins de déchets que certains scénarios en vrac, tandis que les emballages sac PP ou carton génèrent davantage de déchets que le vrac dans tous les scénarios de vrac considérés.</p> <p>Parmi les scénarios de vrac, celui avec un sac d'approvisionnement de 3 kg génère le moins de déchets (un peu moins que l'emballage sachet PP, i.e. référence 1).</p> <p>Les scénarios de vrac sont comparables au scénario de référence pour les pâtes car les sachets d'approvisionnement des distributeurs de vrac ont une contenance proche des emballages primaires des scénarios de référence. Par exemple, pour l'achat de 500 g en vrac sur un distributeur de contenance 1 kg, il a fallu utiliser un sachet d'approvisionnement en PP de contenance 1 kg pour remplir le conteneur,</p>

puis un sac d'achat de contenance en PEBD de contenance 500g. Dans le scénario de référence, pour acheter 500 g, il suffit d'un sachet « pillow bag » en PP de 500 g.



### Résultats relatifs aux autres catégories d'impact :

L'emballage sachet PP (référence 1) présente des impacts très proches des scénarios de vrac pour les pâtes sèches, et les différences entre ces scénarios ne sont pas significatives à part pour les émissions de particules (vrac avec sac d'achat en cellulose moins impactant que le scénario de référence).

Les impacts des autres emballages « conventionnels » (référence 2 et 3) sont plus élevés. En particulier, les impacts de l'emballage sachet PP sont 4 à 69 % plus faibles que l'emballage carton (référence 3), du fait que celui-ci pèse jusqu'à 5 fois plus que l'emballage en plastique.

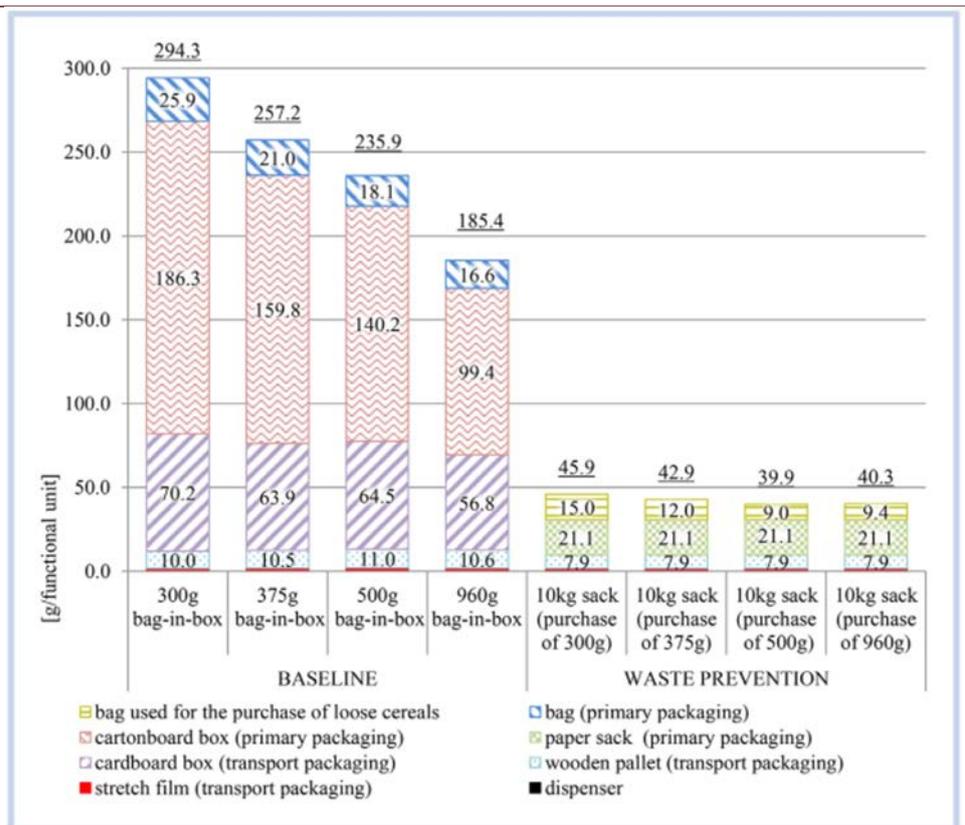
La comparaison entre les différents scénarios de vrac montre que le scénario 3 (sac d'approvisionnement de 5 kg) ne présente pas de bénéfices par rapport au scénario 2 (3 kg), malgré un sac d'approvisionnement à contenance plus élevé. Les résultats pour un achat de 500 g et 1 kg de pâtes sont très proches. C'est l'étape de transport au lieu de vente qui est la plus fortement contributrice pour tous les scénarios en vrac, sur 10 des 14 catégories considérées (sauf l'Écotoxicité des eaux douces, l'Eutrophisation des eaux douces, la Déplétion de l'eau et la Toxicité humaine non-cancer). Pour les 4 autres catégories, l'emballage de transport en carton et le sachet plastique sont les plus fortement contributeurs aux scénarios vrac.

### Compléments sur la comparaison n°2 : céréales

#### Résultats relatifs à la génération de déchets :

Les scénarios de vrac pour les céréales génèrent significativement moins de déchets que les emballages dits conventionnels (scénarios de référence), de l'ordre de 84 %.

Parmi les scénarios de vrac, l'achat de quantités de 500 g de contenance est la plus performante (celle à 960 g nécessite deux sacs de vrac).



#### Résultats relatifs aux autres catégories d'impact :

Les scénarios de vrac pour les céréales génèrent moins d'impact que les emballages de référence, quelle que soit la contenance étudiée, et ce pour toutes les catégories d'impact. Le bénéfice environnemental du vrac est particulièrement visible sur les résultats relatifs aux catégories Eutrophisation des eaux douces et Toxicité humaine. Le plus faible écart entre ces scénarios est observé pour les impacts sur l'Eutrophisation terrestre (39 %).

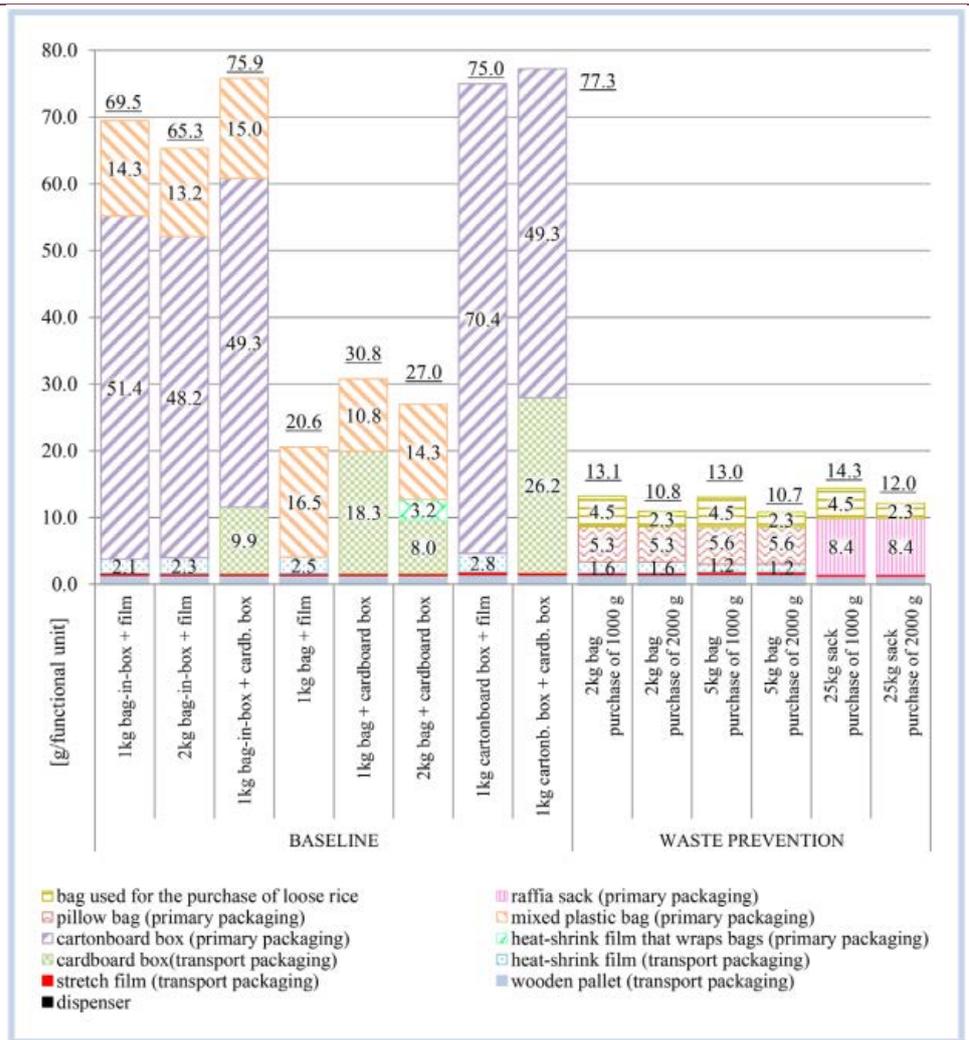
Ces résultats s'expliquent principalement par l'absence de carton pour les scénarios de vrac, contrairement aux emballages de référence. Pour ceux-ci la boîte de carton de l'emballage primaire est le principal contributeur sur 10 indicateurs.

Pour les scénarios en vrac, le transport au lieu de vente est la phase la plus contributrice sur toutes les catégories considérées, sauf la Déplétion de l'eau (pour laquelle la production du sac en papier est la phase la plus contributrice).

#### Compléments sur la comparaison n°3 : riz

#### Résultats relatifs à la génération de déchets :

Les scénarios de vrac pour le riz génèrent significativement moins de déchets que les emballages dits conventionnels (scénarios de référence), de l'ordre de 84 % en comparaison aux scénarios de référence comportant des emballages primaires en carton. Parmi les scénarios de références, celui qui ne comporte pas de carton dans l'emballage primaire ni dans l'emballage de transport est le plus performant, néanmoins les scénarios vrac permettent 40 % de réduction d'emballages en comparaison.



**Résultats relatifs aux autres catégories d'impact :**

Comme pour les céréales, les scénarios de vrac pour le riz génèrent moins d'impact que les emballages de référence, quelle que soit la contenance étudiée, et ce pour toutes les catégories d'impact. En particulier, pour une contenance de 1 kg, en comparaison au scénario de référence 5, le plus courant en Italie, le vrac permet une réduction d'impact entre 53 et 86 % sur les 14 catégories d'impact considérées. Pour une contenance de 2 kg, tous les scénarios de vrac sont plus vertueux que le scénario de référence le plus performant (5) - avec 35 à 69 % de réduction – sauf pour les scénarios de vrac 1 et 2 sur la catégorie Déplétion de la couche d'ozone.

Résultats de l'analyse de sensibilité

Pas d'analyse d'incertitude

Résultats de l'analyse d'incertitude

Les différences d'impact sont considérées significatives lorsque qu'elles sont supérieures à 10 %, ce qui est suffisant pour comparer les différents scénarios étudiés.

## L'ADEME EN BREF

À l'ADEME - l'Agence de la transition écologique - nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources.

Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse.

Dans tous les domaines - énergie, air, économie circulaire, alimentation, déchets, sols, etc., nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de la Transition écologique et solidaire et du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

### LES COLLECTIONS DE L'ADEME



#### FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



#### CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



#### ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



#### EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



#### HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



## RÉEMPLOI DES EMBALLAGES ET ALTERNATIVES AUX EMBALLAGES PLASTIQUES À USAGE UNIQUE

### Annexe de la Tâche 2

Le rapport de la Tâche 2 offre une analyse bibliographique des évaluations environnementales comparant des emballages et des contenants pour la restauration, distincts en termes de matériaux et/ou de systèmes de réemploi/réutilisation. L'objectif est de dégager de grandes tendances sur ces comparaisons et de déterminer les paramètres clés permettant d'identifier les solutions les plus pertinentes d'un point de vue environnemental.

Ces travaux permettent de disposer d'un socle de connaissance partagé pour mener par la suite des travaux de trajectoire d'évolution du réemploi et/ou de réduction de l'utilisation des plastiques pour les emballages et les contenants pour la restauration, afin d'atteindre les objectifs fixés par la loi AGEC et la loi Climat et Résilience.

*Ce rapport fournit une analyse bibliographique des évaluations environnementales comparant différents emballages ou contenants pour la restauration, permettant de distinguer quelques grandes tendances sur les matériaux et les systèmes de réemploi ou de réutilisation.*

