



HAL
open science

Méthodologie et premiers résultats de la collecte de données, projet SIMODEM : Simuler la Mobilité des DEchets Ménagers

Adrien Beziat, Jérémy Rodrigues, Florence Toilier, Natacha Gondran, Valérie Laforest, Mathieu Gardrat, Olivier Klein

► To cite this version:

Adrien Beziat, Jérémy Rodrigues, Florence Toilier, Natacha Gondran, Valérie Laforest, et al.. Méthodologie et premiers résultats de la collecte de données, projet SIMODEM : Simuler la Mobilité des DEchets Ménagers. [Rapport de recherche] Livrable n°1, Labex IMU. 2020, pp.175. emse-03081291

HAL Id: emse-03081291

<https://hal-emse.ccsd.cnrs.fr/emse-03081291v1>

Submitted on 22 Oct 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Copyright



Projet SIMODEM : Simuler la MObilité des DEchets Ménagers

LIVRABLE N°1

METHODOLOGIE ET PREMIERS RESULTATS DE LA COLLECTE DE
DONNEES

ADRIEN BEZIAT, JEREMY RODRIGUES, FLORENCE TOILIER, NATACHA GONDRAN, VALERIE
LAFORST, MATHIEU GARDRAT, OLIVIER KLEIN



LABORATOIRE
AMÉNAGEMENT
ÉCONOMIE
TRANSPORTS

TRANSPORT
URBAN PLANNING
ECONOMICS
LABORATORY



EVS

Environnement,
Ville, Société
UMR 5600

deep

 **suez** GRANDLYON
la métropole

Sommaire

Table des matières

Sommaire.....	2
Liste des figures	4
Liste des tableaux	6
Introduction.....	9
Section 1 - Démarche, méthodologie, administration, pondération des enquêtes SIMODEM	
11	
1. Déchets et pratiques des ménages : littérature et description du cas d'étude grand lyonnais	11
1. Revue de la littérature sur les pratiques de tri des déchets ménagers	11
2. Synthèse critique de la littérature.....	17
3. Choix méthodologiques et hypothèses de recherche	19
4. Le Grand Lyon : territoire et spécificités technico-organisationnelles.....	21
2. Construction et administration des questionnaires.....	24
1. Construction des questionnaires	24
2. Description des variables collectées	27
3. Définition des quotas et recrutement des répondants	32
4. Administration des questionnaires	35
5. Quotas des questionnaires.....	36
3. Exploitation primaire des enquêtes	39
1. Apurement des fichiers obtenus	39
2. Enrichissement des fichiers	40
3. Pondération des répondants.....	42
Section 2 - Les principaux résultats de l'exploitation des enquêtes SIMODEM.....	47
1. Fréquentation des déchèteries et gestion des déchets occasionnels.....	47
1. La fréquentation des déchèteries sur le territoire du Grand Lyon : exploitation du tronc commun des enquêtes	47
2. La fréquentation des déchèteries sur le territoire du Grand Lyon : exploitation des variables spécifiques de l'enquête déchèterie (Phase 1)	59
3. Gestion des déchets occasionnels : exploitation du reste du tronc commun des enquêtes.....	65
2. Gestion des déchets usuels.....	74

Section 3 - Etat de l'art des enjeux environnementaux associés à la collecte et traitement des déchets en ACV.....	87
I. Introduction	87
1. Définition de l'Analyse de Cycle de Vie.....	87
2. Application à SIMODEM.....	93
II. Construction du modèle théorique : spécificités des déchets et des coproduits issus de leur valorisation.....	94
1. Gestion de la multifonctionnalité en ACV	95
2. Choix entre ACV attributionnelle ou conséquentielle.....	96
3. Différentes procédures d'allocation sous ecoinvent	100
III. Intégration des limites planétaires.....	101
1. Définition.....	102
2. Applications	103
3. Décisions pour SIMODEM	112
IV. Etat de l'art de la prise en compte des déchets en ACV	112
1. Bilan global de la gestion des déchets	112
2. Focus sur la collecte.....	117
3. Compromis entre collecte et valorisation.....	122
4. Filières spécifiques.....	126
V. Synthèse : Définition des objectifs et du périmètre de l'étude	130
Section 4 - Collecte des données pour l'évaluation environnementale en cycle de vie....	132
1. Les déchets de la collecte des OMR.....	133
1. La collecte des OMR	133
2. Les déchets issus des UTVE.....	136
2. Les déchets du tri sélectif et en verre.....	138
1. Collecte des déchets issus du tri sélectif.....	138
2. Refus de tri et filières de valorisation.....	139
3. Collecte des silos à verre et transport vers le recyclage	142
3. Les déchets collectés en déchèteries	143
Bibliographie.....	149

Liste des figures

Figure 1.1 : Evolution du nombre de publications et de citations des bases de données Scopus et POP entre 1988 et 2019.....	11
Figure 1.2 : Schéma de la Théorie du Comportement Planifié (Ajzen, 2011, 1985).....	12
Figure 1.3 : Application d'une approche systémique de la mobilité à la pratique de gestion des déchets (inspirée du « système-vélo » de Rérat et al., 2019, réalisation : LAET).....	20
Figure 1.4 : Densité de population des IRIS du territoire de la Métropole de Lyon.....	22
Figure 1.5 : Principaux modes de collecte des déchets ménagers sur le territoire de la Métropole (Métropole de Lyon, 2017).....	23
Figure 1.6 : Segmentation des questionnaires en phases d'enquête (source : LAET).....	25
Figure 1.7 : Articulation des phases d'enquête SIMODEM (source : LAET).....	26
Figure 1.8 : Découpage territorial du Grand Lyon pour la définition des quotas de répondants (source : LAET).....	33
Figure 1.9 : Propositions de terrains pour les enquêteurs sur la zone Lyon-Villeurbanne (source : OpenStreetMap, réalisation : LAET).....	34
Figure 1.10 : Lieu de résidence des répondants, phases 1 et 2 (source : LAET).....	41
Figure 1.11 : Comparaison de la structure de l'échantillon de répondants (Phases 1 et 2) et de la population du Grand Lyon mesurée par le RGP 2015 de l'INSEE (source : INSEE, LAET).....	43
Figure 1.12 : Résultats de la CHCP réalisée sur le territoire du Grand Lyon (source : LAET).....	45
Figure 2.1 : Comparaison entre le nombre d'entrées en déchèteries observées et le nombre de trajets calculés à partir des enquêtes SIMODEM (source : LAET).....	49
Figure 2.2 : Histogramme des fréquences annuelles déclarées par les répondants enquêtés (source : LAET).....	50
Figure 2.3 : Courbe de Lorenz comparant la population pondérée de l'échantillon et les trajets pondérés réalisés par les répondants (source : LAET).....	51
Figure 2.4 : Fréquence annuelle des trajets selon la localisation des ménages (source : LAET).....	52
Figure 2.5 : Fréquence annuelle des trajets selon les caractéristiques démographiques individuelles du répondant (source : LAET).....	53
Figure 2.6 : Fréquence annuelle des trajets selon les caractéristiques démographiques individuelles du répondant (source : LAET).....	54
Figure 2.7 : Fréquence annuelle des trajets selon les caractéristiques démographiques individuelles du répondant (source : LAET).....	55
Figure 2.8 : Synthèse des tests de comparaison de moyennes (Wilcoxon) réalisés pour chaque modalité de chaque variable catégorielle (source : LAET).....	57
Figure 2.9 : Synthèse des tests du khi-2 réalisés entre paires de DSD (source : LAET).....	58

Figure 2.10 : Comparaison de l'échantillon pondéré des trajets décrits par les répondants et des entrées enregistrées par le Grand Lyon, selon la saisonnalité (sources : LAET, Grand Lyon)	60
Figure 2.11 : Motif des trajets en déchèterie (source : LAET)	61
Figure 2.12 : Motif des trajets en déchèterie, selon différents DSD (source : LAET)	61
Figure 2.13 : Choix de déchèterie en fonction de la proximité de la déchèterie (source : LAET)	63
Figure 2.14 : Motif de choix de déchèterie des répondants (source : LAET)	64
Figure 2.15 : Synthèse des tests du khi-2 réalisés entre la pratique des dépôts sauvages et les DSD enquêtés (source : LAET)	66
Figure 2.16 : Relations entre le dépôt de déchets encombrants dans l'espace public et les DSD enquêtés (source : LAET)	66
Figure 2.17 : Fréquence annuelle des trajets en déchèterie selon la déclaration d'avoir déposé des déchets encombrants dans l'espace public (source : LAET)	67
Figure 2.18 : Fréquence de tri des déchets occasionnels selon le type de déchets	68
Figure 2.19 : Synthèse des tests du khi-2 réalisés entre la fréquence de tri des différents types de déchets occasionnels et les DSD enquêtés (source : LAET)	69
Figure 2.20 : Fréquence de tri des déchets occasionnels selon le type de déchets et la couronne de résidence du répondant (source : LAET)	70
Figure 2.21 : Fréquence de tri des déchets occasionnels selon le type de déchets et le type de logement du répondant (source : LAET)	71
Figure 2.22 : Fréquence de tri des déchets occasionnels selon le type de déchets et la taille du logement du répondant (source : LAET)	71
Figure 2.23 : Fréquence de tri des déchets occasionnels selon le type de déchets et le revenu du foyer du répondant (source : LAET)	72
Figure 2.24 : Fréquence de tri des déchets usuels des répondants (source : LAET)	74
Figure 2.25 : Taux de tri des déchets usuels (source : données Grand Lyon, traitement LAET)	76
Figure 2.26 : Synthèse des tests du khi-2 réalisés entre la fréquence de tri des différents types de déchets usuels et les DSD enquêtés (source : LAET)	77
Figure 2.27 : Fréquence de tri des déchets usuels selon le type de déchets et la classe d'âge du répondant (source : LAET)	78
Figure 2.28 : Fréquence de tri des déchets usuels selon le type de déchets et la localisation du répondant (source : LAET)	79
Figure 2.29 : Fréquence de tri des déchets usuels selon le type de déchets et la taille du logement du répondant (source : LAET)	80

Figure 2.30 : Relation entre l'estimation de la proportion de déchets triés et la fréquence de tri déclarées par les répondants (source : LAET)	81
Figure 2.31 : Motif de non tri déclarés par les répondants, selon le type de déchets	82
Figure 2.32 : Estimation de la quantité de déchets évacués par an par personne du foyer, déclarée par les répondants (source : LAET)	84
Figure 2.33 : Distributions statistiques de la quantité de déchets évacués par an par les répondants, en fonction de DSD significatifs (source : LAET).....	85
Figure 3.1 : Etapes successives d'une Analyse de Cycle de Vie.....	88
Figure 3.2: Résumé des flux inventoriés pour un procédé générant deux produits A et B (EC - JRC - IES, 2010).....	89
Figure 3.3 : Hiérarchie des différentes solutions pour répondre à la multifonctionnalité en ACV (Rodrigues, 2016).....	96
Figure 3.4 : Identification des situations types et cadre ICV correspondant (Laurent et al., 2014b)	97
Figure 3.5 : Comparaison entre les principaux modèles d'allocation des impacts sous ecoinvent	101
Figure 3.6 : Contribution des filières de collecte / traitement des déchets aux impacts globaux du plan de gestion des déchets en France, adapté de (Andreas Bassi et al., 2017).....	114
Figure 3.7 : Contribution de la collecte des déchets au bilan total des impacts / bénéfiques nets de la fin de vie des déchets pour 7 pays de l'UE, adapté de (Andreas Bassi et al., 2017).....	117
Figure 3.8 : Comparaison des consommations de diesel par tonne de déchet collecté en L/t entre les OMR et le papier, adapté des valeurs moyennes (toutes années et toutes villes) issues de (Larsen et al., 2009).....	120
Figure 3.9 : Estimations d'efficacité de tri pour chaque plan de collecte et configuration urbaine (Larsen et al., 2010)	121
Figure 3.10 : Composition moyenne d'une poubelle française incinérée (Beylot et al., 2018)	124

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Synthèse des questions posées sur la gestion des déchets occasionnels (questions générales en bleu, spécifiques en vert, variables d'intérêt en orange).....	28
Tableau 1.2 : Synthèse des questions posées sur la gestion des déchets usuels (questions générales en bleu, spécifiques en vert, variables d'intérêt en orange).....	29
Tableau 1.3 : Synthèse des questions sur les pratiques de consommation et minimisation des déchets (questions générales en bleu, spécifiques en vert, variables d'intérêt en orange).....	31

Tableau 1.4 : Quotas des questionnaires pour une phase d'enquête (300 répondants)	32
Tableau 1.5 : Questionnaires réalisés pour la Phase 1 et différences avec les quotas fixés au préalable (en rouge les différences négatives < -3, en vert les différences positives > +3).....	37
Tableau 1.6 : Quotas attendus et questionnaires réalisés pour les différentes phases (cases grises = non administrées ; en rouge les différences négatives < -2% de l'échantillon, en vert les différences positives > +2% de l'échantillon).....	38
Tableau 1.7 : Statistiques descriptives des classes en sortie de la CHCP sur le Grand Lyon.....	44
Tableau 3.1: Récapitulatif des impacts considérés et de la maturité des méthodes recommandées par la Commission Européenne (EC - JRC - IES, 2011; Hauschild et al., 2012; Dong et al., 2013)	91
Tableau 3.2: Formulation de la méthode de calcul des impacts du cycle de vie d'un bien, de sa forme la plus simple (mono-indicateur) à la plus complexe (matricielle).....	92
Tableau 3.3 : Synthèse des types d'études rencontrées pour l'incinération de déchets (Beylot et al., 2017b)	98
Tableau 3.4 :Description des approches attributionnelle et conséquentielle et scénarios ILCD correspondants sur la base des rapports WILCI et ILCD Handbook (Beylot et al., 2017b; JRC, 2011).....	99
Tableau 3.5 : Pressions anthropiques et capacités de charge correspondantes pertinentes pour la conservation de la biodiversité (Wolff, 2017).....	105
Tableau 3.6 : Description des termes intervenant dans le calcul du budget écologique d'un système.....	109
Tableau 3.7 : Résumé des niveaux de gravité exprimés par les coefficients de durabilité, inspiré de (Wolff, 2017).....	111
Tableau 3.8 : Signification des codes des figures issues de (Andreasi Bassi et al., 2017)	116
Tableau 3.9 : Consommation de diesel (L/t déchet) selon le type de déchet collecté et le type de quartier (Larsen et al., 2009).....	119
Tableau 3.10 : Estimations d'efficacité de tri pour chaque plan de collecte et configuration urbaine (Larsen et al., 2010).....	121
Tableau 3.11 : Description des équipements pour la collecte et le transport des déchets (Brogaard and Christensen, 2012).....	122
Tableau 3.12 : Distances de transport au-delà desquelles le recyclage a des impacts supérieurs à l'incinération, pour différents transports, types de déchets et catégories d'impact (Merrild et al., 2012)	125
Tableau 4.1 : Statut de la collecte de données sur la collecte des OMR (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours).....	134
Tableau 4.2 : Données ecoinvent pour la collecte et le traitement directs des OMR.....	135

Tableau 4.3 : Statut de la collecte de données sur le transport des déchets issus des UTVE (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)	137
Tableau 4.4 : Données ecoinvent pour les déchets issus de l'incinération.....	138
Tableau 4.5 : Statut de la collecte de données sur collecte des déchets du tri sélectif (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours).....	139
Tableau 4.6 : Statut de la collecte de données sur le transport pour refus de tri (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)	140
Tableau 4.7 : Statut de la collecte de données sur le transport des déchets du tri sélectif (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)	140
Tableau 4.8 : Données ecoinvent pour les déchets envoyés au recyclage.....	141
Tableau 4.9 : Statut de la collecte de données sur la collecte et le transport du verre (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours).....	143
Tableau 4.10 : Statut de la collecte de données sur les déchets de déchèteries (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)	147

Introduction

Ce rapport vise à synthétiser les principaux résultats des phases de collecte de données du projet SIMODEM (Simuler la Mobilité des Déchets Ménagers).¹ SIMODEM est un projet du Laboratoire d'Excellence Intelligences des Mondes Urbains (IMU) du pôle universitaire Lyon - Saint-Etienne. Il regroupe plusieurs acteurs des mondes académique² et socioéconomique.³ Son objectif est d'enrichir la compréhension des déterminants de la mobilité associée aux déchets produits par les ménages en milieu urbain.

Cette mobilité est comprise ici comme l'articulation de l'ensemble des dispositifs sociotechniques, mis en œuvre par les ménages eux-mêmes et par les entreprises et les collectivités territoriales, permettant d'assurer le transport de déchets ménagers depuis leur production jusqu'à leur site de valorisation ou d'élimination. La visée du projet est de modéliser ces systèmes de mobilité, d'estimer leurs principaux impacts environnementaux, et *in fine* de simuler et comparer la gestion des déchets dans différents contextes urbains et des organisations sociotechniques variées.

La démarche envisagée par le projet SIMODEM repose sur l'analyse de différents éléments déterminant le système de mobilité de ces déchets ménagers. 1°) Les pratiques des ménages en termes de choix de consommation, de production, de tri et de gestes d'apports volontaires. 2°) Les organisations logistiques mise en place par la collectivité et les entreprises pour assurer le transport, le tri, et / ou le stockage des déchets ménagers. 3°) Les procédés permettant la mise en décharge, l'incinération, le recyclage, ou encore le réemploi des déchets ménagers. 4°) L'éclairage des enjeux environnementaux sous-jacents liés à ces trois éléments.

Afin de mener à bien cette démarche, le projet SIMODEM est segmenté en plusieurs tâches permettant de répondre aux enjeux posés par cette recherche :

¹ <https://imu.universite-lyon.fr/projet/simodem-simuler-la-mobilite-des-dechets-menagers-2018/>. Les projets IMU se caractérisent par leur positionnement dans le champ de recherche de l'urbain, approché par le biais d'une pluralité revendiquée comme « radicale ». Cette pluralité se construit par la mise en relation de chercheurs provenant de disciplines différentes, ainsi que par l'interaction et l'enrichissement mutuel des sphères académique et « praticienne » (i.e. d'acteurs du monde socioéconomique).

² L'UMR 5593 Laboratoire Aménagement Economie Transports (LAET), l'UMR 5600 Environnement Ville Société (EVS), ainsi que le laboratoire Déchets Eaux Environnement Pollutions (DEEP).

³ La Métropole de Lyon et Suez Recyclage et Valorisation.

- Tâche 1 : Observation des pratiques des ménages par le biais de questionnaires quantitatifs ;
- Tâche 2 : Collecte de données auprès des collectivités et entreprises chargées de la gestion des déchets ;
- Tâche 3 : Modélisation et évaluation environnementale par Analyse en Cycle de Vie (ACV) de la mobilité des déchets sur le territoire de la Métropole de Lyon ;
- Tâche 4 : Simulation de scénarios liés à des variations de contexte urbain ou d'organisations logistiques de la gestion des déchets.

Trois livrables intermédiaires sont prévus : un premier présentant les résultats des tâches 1 et 2 (fin 2019), un second ceux de la tâche 3 (avril 2020), un troisième ceux de la tâche 4 (août 2020), ainsi qu'un livrable final (octobre 2020) faisant la synthèse des résultats (mis à jour en fonction de l'évolution du projet) des trois premiers livrables. Le présent document rapporte les résultats obtenus fin décembre 2019 dans le cadre des tâches 1 et 2. Les résultats présentés dans ce rapport sont amenés à évoluer, et seront mis à jour dans le cadre de leur compilation au sein du rapport de synthèse finale du projet.

Le rapport se compose de quatre sections. Dans la **Section 1** sont présentées les méthodes de construction, d'administration, de traitement et d'analyse des enquêtes par questionnaire réalisées dans le cadre de la première tâche du projet. La **Section 2** propose une synthèse des principaux résultats de ce travail d'enquête. La **Section 3** compile les résultats de la démarche de collecte et de traitement des données liées à la gestion des déchets (transport, stockage, tri, traitement, élimination) produits sur le territoire de la Métropole de Lyon. Enfin, la **Section 4** présente les données utilisées dans le cadre de l'ACV réalisée pour l'évaluation environnementale de la mobilité des déchets ménagers grand lyonnais.

Section 1 - Démarche, méthodologie, administration, pondération des enquêtes SIMODEM

1. Déchets et pratiques des ménages : littérature et description du cas d'étude grand lyonnais

1. Revue de la littérature sur les pratiques de tri des déchets ménagers

La littérature sur les pratiques des ménages pour le tri des déchets est volumineuse et relativement ancienne. Un rapide examen bibliométrique des bases de données Scopus et POP (Elsevier, 2020; Harzing, 2007), avec une combinaison restreinte de mots-clés (*recycling, behavior, waste, household*), fait ressortir 391 articles de journaux académiques publiés depuis 1988. Ce champ de recherche, popularisé par des articles de la première moitié des années 1990 (Gamba and Oskamp, 1994; Oskamp et al., 1991; Schahn and Holzer, 1990; Taylor and Todd, 1995; Vining and Ebreo, 1990), a vu une croissance soutenue des publications internationales sur le sujet, qui s'est accélérée depuis 2015 (Figure 1.1).

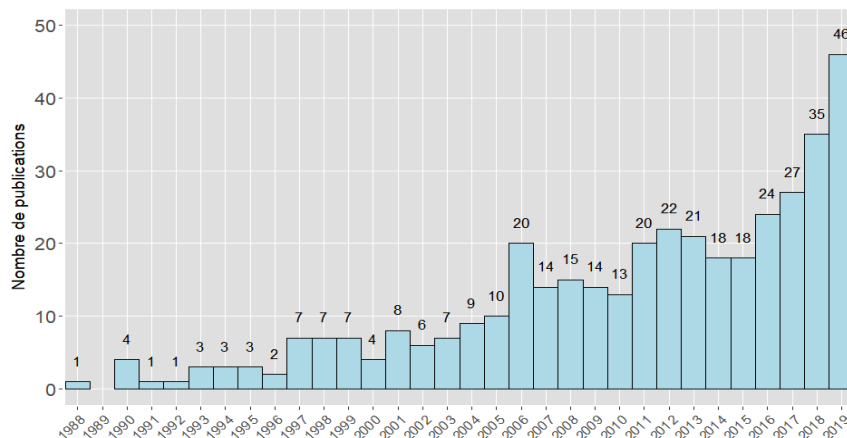


Figure 1.1 : Evolution du nombre de publications et de citations des bases de données Scopus et POP entre 1988 et 2019

De multiples articles scientifiques se sont attachés à identifier les déterminants du tri des ménages pour le recyclage des déchets, sous la forme de variables discriminantes permettant d'expliquer des intentions, ou des comportements observés ou déclarés dans le cadre d'enquêtes. Les déterminants de ces pratiques sont généralement classés en trois groupes : les déterminants socio-psychologiques (DSP), technico-organisationnels (DTO), et sociodémographiques (DSD) (Dupré, 2013; Miafodzyeva and Brandt, 2013).

Les déterminants socio-psychologiques (DSP)

La littérature sur cet objet de recherche s'est historiquement construite dans un cadre disciplinaire marqué : celui de la psychologie sociale ou appliquée au marketing. Sans surprise, les variables les plus analysées dans la littérature sont celles liées aux DSP (Miafodzyeva and Brandt, 2013). Il s'agit aussi généralement des variables considérées comme étant les plus discriminantes, statistiquement, pour expliquer les comportements de tri.

De nombreux articles mobilisent la Théorie des Comportements Planifiés (Ajzen, 1985). Celle-ci vise à analyser les intentions de tri, et les pratiques qui peuvent (ou non) en découler, comme fonctions d'un ensemble 1°) d'attitudes, 2°) de normes subjectives, et 3°) de processus de contrôle comportemental perçu (Figure 1.2).

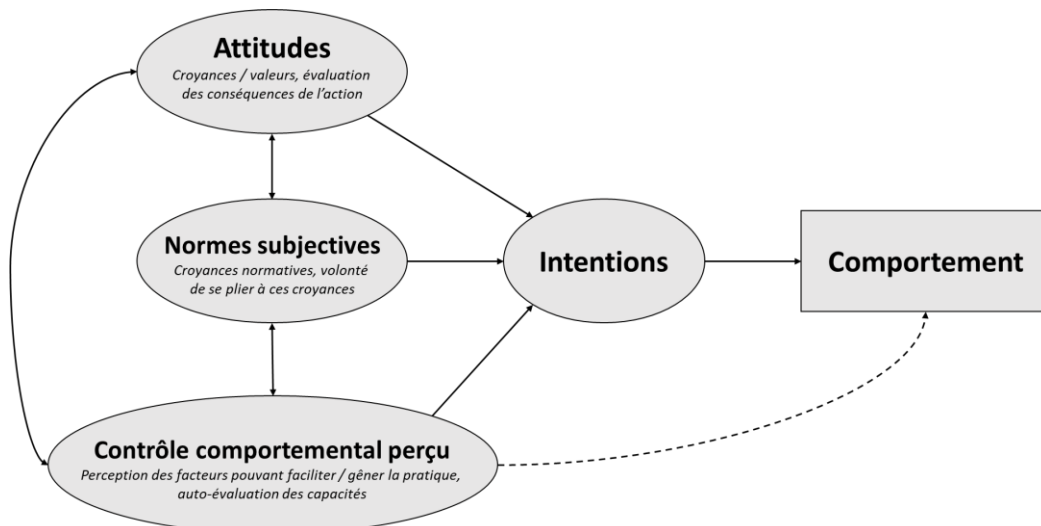


Figure 1.2 : Schéma de la Théorie du Comportement Planifié (Ajzen, 2011, 1985)

Même dans les études ne mobilisant pas explicitement ce cadre théorique, les variables permettant de tester ces déterminants relèvent généralement de dimensions similaires des comportements (Miafodzyeva and Brandt, 2013) :

- Des motivations liées à des systèmes de valeurs individuels et collectifs : les variables étudiées sont généralement celles de la représentation de normes légales, morales et / ou sociales, comme l'attachement à l'environnement par exemple.
- Des facteurs situationnels, liés au niveau d'information et de connaissances (sur des sujets précis, comme le recyclage, ou généraux, comme l'environnement), aux comportements antérieurs des individus, ou à la perception de l'effort consenti pour le recyclage.

1°) Un certain nombre de tendances se dégagent de l'analyse de ces variables. D'une manière générale, les déterminants liés aux attitudes sont fortement corrélés aux intentions de trier (Chan, 1998; Klöckner and Oppedal, 2011; Swami et al., 2011; Thøgersen and Grunert-Beckmann, 1997), mais moins aux pratiques de tri à proprement parler (Boldero, 1995; Diamond and Loewy, 1991; Gamba and Oskamp, 1994; Oskamp et al., 1991).

Plus spécifiquement, la relation entre les attitudes et les pratiques de tri semble dépendre des normes morales individuelles sur lesquelles sont fondées ces attitudes. Les indicateurs testés sont souvent liés à des attitudes basées sur des sentiments de responsabilité personnelle (Kurz et al., 2007; Meneses and Palacio, 2005), sur des sentiments altruistes (Hopper and Nielsen, 1991; Martin et al., 2006) ou le respect de l'environnement (Gamba and Oskamp, 1994; Tonglet et al., 2004). Si l'impact des normes basées sur le sentiment de responsabilité personnelle semble avoir un effet relativement stable entre les différentes études (Miafodzyeva and Brandt, 2013), les impacts des sentiments altruistes et de l'intérêt pour l'environnement sont faibles voire inexistantes pour la distinction statistique des trieurs et des non-trieurs (Dupré, 2013; Vining and Ebreo, 1990).

2°) Le tri des déchets étant une activité essentiellement domestique (Vining and Ebreo, 1990), la relation entre les normes subjectives et les pratiques de tri sont souvent testées à travers l'influence et les opinions que peuvent avoir des personnes proches (membres de la famille nucléaire, voisins) des individus dont les pratiques sont étudiées. Certaines études soulignent une influence peu élevée de ces normes sur les pratiques de tri (Belton et al., 1994; Bratt, 1999; Granzin and Olsen, 1991; Taylor and Todd, 1995; Thøgersen, 1996). D'autres ne relèvent aucune influence (Boldero, 1995; Knussen et al., 2004; Vining and Ebreo, 1990). Certains articles soulignent cela dit l'importance de formes particulières de normes subjectives, comme l'influence intergénérationnelle que peuvent avoir les enfants sur les pratiques de leur foyer (Berglund, 2006; Maddox et al., 2011), ou le rôle des médias dans la construction de ces normes (Chan, 1998; Jackson et al., 1993).

3°) Le DSP le plus régulièrement désigné comme prédictif est celui du contrôle comportemental perçu, qui est souvent lié à des facteurs situationnels comme le niveau d'information ou la perception de l'effort consenti. Dans la littérature foisonnante sur les comportements de tri des déchets, la seule variable ayant un impact significatif systématique sur les pratiques des individus est celle concernant leur niveau de connaissance. Plus les individus sont informés quant au recyclage et à ses conséquences, plus ils recyclent (Barr et al., 2001; Gamba and Oskamp, 1994; Granzin and Olsen, 1991; Hopper and Nielsen, 1991; Jackson

et al., 1993; Knussen et al., 2004; Perrin and Barton, 2001; Simmons and Widmar, 1990; Tonglet et al., 2004; Vining and Ebreo, 1990). Dans la même logique, les comportements de recyclage passés ont des conséquences directes et importantes sur les pratiques actuelles, suggérant la durabilité des comportements observés (Boldero, 1995; Carrus et al., 2008; Knussen et al., 2004).

Au contraire, plus la contrainte perçue est importante, moins les individus ont tendance à trier (Barr et al., 2001; Granzin and Olsen, 1991; Klöckner and Oppedal, 2011; McCarty and Shrum, 1994; Oskamp et al., 1991; Vining and Ebreo, 1990). Cette contrainte perçue est aussi mise en balance par les individus avec la perception de leur propre impact sur le monde : certains individus ont l'impression de ne pas produire assez de déchets pour que leurs pratiques aient un effet sur l'environnement (Simmons and Widmar, 1990).

Les déterminants technico-organisationnels (DTO)

Les DTO, qui concernent les caractéristiques des dispositifs permettant la collecte des déchets ménagers, peuvent avoir un impact important sur les pratiques des individus. Ces dispositifs reflètent les arbitrages techniques et politiques réalisés entre l'accessibilité aux points de collecte pour les ménages et celle pour les opérateurs chargés du ramassage, ainsi que des coûts associés à ces accessibilités. Ces arbitrages mettent aussi en balance les objectifs de la collectivité en termes de recyclage et la propension des ménages à trier leurs déchets dans une organisation logistique donnée. Ces dispositifs peuvent varier, par exemple, en fonction du mode de collecte (en porte-à-porte ou en apports volontaires), de sa fréquence, de la séparation des types de déchets (le nombre de filières), ainsi qu'en fonction des conditions de tri et d'évacuation (type de contenants, entretien des contenants et des lieux de stockage, etc.).

Ces DTO peuvent être difficiles à distinguer des variables situationnelles liées à certaines formes de contrôle comportemental perçu. Les conditions réelles (et non perçues) de tri des déchets sont par ailleurs trop rarement intégrées comme variable explicative des comportements dans les analyses en psychologie sociale. L'importance des variables représentant le contrôle comportemental perçu semble pourtant plaider pour l'importance de ces déterminants. Les pratiques liées aux déchets ménagers peuvent être analysées comme relevant d'une logistique domestique, caractérisée par des infrastructures collectives, la capacité de stockage du foyer, et un potentiel de mobilité pour les éventuels apports volontaires (Monnot et al., 2014; Tucker et al., 1998).

Lorsqu'elles sont explicitement intégrées à l'analyse, ces DTO ont une influence sur les pratiques de tri : elles peuvent s'incarner dans le temps passé à trier (Gamba and Oskamp, 1994; Vining and Ebreo, 1990), l'effort physique lié au tri et à l'évacuation des déchets (Barr et al., 2001; Klöckner and Oppedal, 2011; McCarty and Shrum, 1994), le coût financier dans le cas de recours à des services payants (Ewing, 2001; Vining and Ebreo, 1990) ou l'espace nécessaire au tri (Boldero, 1995; Granzin and Olsen, 1991; McDonald and Oates, 2003; Oskamp et al., 1991). Ces déterminants peuvent aussi se mesurer sous la forme de DSD liés au logement (type ou taille), qui peuvent avoir une influence significative sur les pratiques de tri (Barr et al., 2001; Granzin and Olsen, 1991). Les lieux d'apports volontaires jugés sales ou trop pleins peuvent freiner la participation au tri (Mattsson Petersen and Berg, 2004). Une meilleure accessibilité aux lieux d'évacuation des déchets peut au contraire encourager cette participation (González-Torre and Adenso-Díaz, 2005).

Ces déterminants sont aussi étudiés dans le cadre d'analyses macroscopiques, sortant des schémas explicatifs de la psychologie sociale. Ces analyses sont réalisées sur des ensembles urbains qui servent d'unité d'observation statistique. Ces ensembles sont caractérisés en fonction du fonctionnement de leur système de déchets et de leur performance en termes de recyclage. Des variables socioéconomiques sont souvent utilisées comme contrôle des analyses statistiques qui en sont faites. Ce ne sont donc plus tant les pratiques de tri des individus ou ménages qui sont analysées que les performances des ensembles urbains.

Ces recherches nous enseignent sur plusieurs aspects de la programmation d'une politique de gestion des déchets. Ainsi, par exemple, les municipalités rendant le tri obligatoire obtiennent globalement de meilleurs résultats que les municipalités où le tri est fait sur la base du volontariat (Everett and Peirce, 1993; Noehammer and Byer, 1997). Pour autant, les municipalités avec des programmes basés sur le volontariat peuvent obtenir des résultats tout aussi satisfaisants si d'autres mesures sont prises, comme le fait d'assurer une collecte en porte-à-porte ou de rendre les conteneurs de collecte gratuits (Dahlén et al., 2007; Noehammer and Byer, 1997). En revanche, une hausse de la fréquence de collecte semble avoir des résultats assez mitigés sur l'efficacité de ces programmes (Gellynck et al., 2011; Noehammer and Byer, 1997). Il semble par ailleurs difficile de tirer des conclusions sur la relation entre le niveau de fragmentation du tri à la source (le nombre de contenants différents dans lesquels trier) et le taux de tri (Noehammer and Byer, 1997).

Les déterminants sociodémographiques (DSD)

Les DSD reposent sur des critères de segmentation permettant de définir la position d'individus sur des axes sociaux, démographiques, culturels et / ou économiques (âge, genre, situation familiale, revenus, éducation...). Il s'agit de la catégorie de déterminants la plus négligée par la littérature sur les pratiques de tri des déchets, particulièrement en psychologie sociale. Une partie des enquêtes par questionnaire recensées dans ce corpus ne les mesure pas. Lorsqu'ils sont mesurés, ils servent souvent simplement à assurer la représentativité statistique d'un échantillon de répondants par rapport à une population d'enquête. Ces facteurs ne sont utilisés comme variables explicatives des pratiques que dans un tiers environ des 63 articles sélectionnés dans la méta-analyse de Miafodzyeva & Brandt (2013).

Lorsque ces déterminants sont pris en compte comme variables de contrôle ou comme variables médiatrices dans des modèles considérant aussi des facteurs socio-psychologiques, il semble qu'elles n'aient que des relations conditionnelles, souvent faibles, avec les pratiques de tri (Dupré, 2013). Par contre, il nous semble important de noter que certaines analyses, basées uniquement sur les relations entre les comportements de tri et les DSD, parviennent à produire des résultats significatifs (Berger, 1997; Owens et al., 2000; Tonglet et al., 2004).

Un certain nombre d'études mettent en avant l'impact de l'âge sur les pratiques de tri. Les personnes âgées trieraient ainsi plus régulièrement leurs déchets que les jeunes (Barr et al., 2001; Chan, 1998; Ewing, 2001; Granzin and Olsen, 1991; Lansana, 1992; Swami et al., 2011; Tonglet et al., 2004), mais plusieurs études rapportent des relations statistiques non significatives entre les deux variables (Berglund, 2006; Schultz et al., 1995). Une autre variable fréquemment prise en compte concerne le genre des répondants. Ainsi, les femmes recycleraient plus que les hommes (Chan, 1998; Iyer and Kashyap, 2007; Saphores et al., 2006; Swami et al., 2011; Webster, 1975), mais cette relation statistique ne se vérifie pas non plus toujours (Granzin and Olsen, 1991; Knussen and Yule, 2008; Schultz et al., 1995).

D'autres articles soulignent les impacts du niveau d'éducation, mais ces effets sur les pratiques de tri sont incertains. Certaines recherches mettent en avant le fait que les personnes avec un niveau de diplôme plus élevé trient plus leurs déchets (Berger, 1997; Ewing, 2001; Lansana, 1992; Owens et al., 2000; Schultz et al., 1995; Vining and Ebreo, 1990), mais cette corrélation n'est pas systématiquement vérifiée (Berglund, 2006; De Feo and De Gisi, 2010). Schultz et al. (1995) notent par exemple que les membres du foyer avec le niveau d'éducation le plus élevé supportent souvent un volume plus faible de tâches ménagères, notamment pour celles liées

au recyclage. Le DSD avec l'impact le plus systématique est certainement le niveau de revenus, qui est positivement corrélé avec les pratiques de tri dans de nombreuses analyses (Barr et al., 2001; Belton et al., 1994; Berger, 1997; Gamba and Oskamp, 1994; Kurz et al., 2007; Miafodzyeva and Brandt, 2013; Vining and Ebreo, 1990; Webster, 1975).

2. Synthèse critique de la littérature

Cette revue de littérature renvoie une image pour le moins trouble de l'impact des facteurs identifiés comme pouvant influencer sur les pratiques de tri des ménages. Ceci appelle à une analyse critique de ce corpus. 1) Les déterminants sont souvent distingués comme relevant de domaines différents (DSP, DTO, DSD). Pourtant, les champs auxquels ils renvoient ne sont pas hermétiques les uns aux autres. 2) Se prononcer sur l'(in)efficacité de certains types de variables indépendantes – sur la base d'un impact irrégulier entre les différentes études – nous paraît imprudent, en raison des disparités des protocoles méthodologiques mis en place pour mesurer ces liens. 3) S'il existe une profusion d'analyses des pratiques de tri des ménages, l'examen d'autres champs de pratiques liées aux déchets ménagers est bien plus rare, voire inexistant.

1°) Les différences entre les DSP relevant d'une forme de contrôle comportemental perçu et les DTO – c'est-à-dire le cadre opérationnel dans lequel ces pratiques se déploient – peuvent être floues, et leurs impacts sont difficilement distinguables. Il peut y avoir une différence appréciable, par exemple, entre la distance perçue et la distance mesurée entre le foyer et un point d'apport volontaire, mais la prise en compte simultanée de ces deux déterminants comme variables explicatives d'un même phénomène paraît peu évidente au vu de leur probable corrélation.

De la même manière, on l'a vu, certains DSD peuvent également renvoyer à des DTO, comme les variables liées à la taille du logement. Enfin, certaines études soulignent des liens statistiques entre certains DSD et des DSP (Vining and Ebreo, 1990). Les différences entre les dimensions des déterminants des pratiques de tri étant plus ténues qu'il n'y paraît, leur prise en compte simultanée au sein d'une même analyse ne paraît pas toujours pertinente.

2°) Ensuite, une critique majeure relative à l'analyse de ce corpus a trait aux limites de comparabilité méthodologique des différentes études. Certaines études ne reposent pas sur des enquêtes à proprement parler mais sur des protocoles expérimentaux dans lesquels les sujets (souvent des étudiants) sont évalués quasiment au jour le jour (Diamond and Loewy,

1991; Hopper and Nielsen, 1991; Iyer and Kashyap, 2007). Lorsqu'il s'agit d'enquêtes, il y a des différences notables de recrutement des répondants. Par exemple, certaines enquêtes ne traitent que des comportements d'étudiants (Boldero, 1995; Klöckner and Oppedal, 2011; McCarty and Shrum, 1994; Stern et al., 1993), là où d'autres s'attachent à recruter des répondants aux profils socioéconomiques divers.

Certaines enquêtes sont réalisées dans ce qui serait considéré en France comme des « petites » villes de moins de 20 000 habitants (Barr, 2007; Simmons and Widmar, 1990; Tonglet et al., 2004; Webster, 1975), d'autres dans des villes « moyennes » de moins de 150 000 habitants (Barr et al., 2001; Gamba and Oskamp, 1994; Lansana, 1992; Oskamp et al., 1991; Taylor and Todd, 1995; Vining and Ebreo, 1990), certaines dans des métropoles nationales et mondiales (Carrus et al., 2008; Granzin and Olsen, 1991; Jackson et al., 1993; Knussen et al., 2004; McGuinness et al., 1977; Swami et al., 2011). D'autres recrutent leurs répondants sur un territoire national (Berger, 1997; Pieters et al., 1998; Thøgersen and Grunert-Beckmann, 1997). La taille des échantillons varie, de moins de 100 répondants à plusieurs milliers. Ces études ont concerné des cohortes différentes dans des aires géographiques variées, rendant la comparaison de leurs résultats hasardeuse (Miafodzyeva and Brandt, 2013).

Ces enquêtes sont par ailleurs administrées dans des contextes technico-organisationnels différents au niveau des modalités et de la fréquence de collecte des déchets, de la nécessité de réaliser des apports volontaires ou non, du niveau de séparation des flux... Les déchets recyclés peuvent aussi diverger selon les enquêtes. La variable mesurant la pratique du tri peut ainsi recouvrir des réalités très différentes d'une étude à l'autre.

La mesure elle-même du comportement de tri fluctue beaucoup. Les variables peuvent être, selon les études, déclarées (Chan, 1998; Lansana, 1992; Oskamp et al., 1991), auto-déclarées (Berger, 1997; Pieters et al., 1998; Simmons and Widmar, 1990), ou observées (Gamba and Oskamp, 1994; McGuinness et al., 1977; Tonglet et al., 2004), sur des périodes variées. La déclaration des comportements peut être binaire – i.e. recycle ou ne recycle pas (Ewing, 2001; Vining and Ebreo, 1990), mesurée par des échelles de Likert de taille variée (Barr et al., 2001; Granzin and Olsen, 1991; Pieters et al., 1998) ou même décrite en détail dans des carnets de bord remplis sur une période plus ou moins étendue (Taylor and Todd, 1995). Le mode d'administration diffère également et a évolué en même temps que la technologie : depuis des enquêtes par courrier réalisées avant les années 1990, à des enquêtes par téléphone, puis des enquêtes Web, en plus d'enquêtes en face-à-face.

Il y a donc des différences fondamentales dans la mise en place des protocoles méthodologiques observés dans la littérature, ce qui soulève des questions de comparabilité. Ces différences sont soulignées par la méta-analyse de Miafodzyeva & Brandt (2013), pour ce qui relève des différences de cohortes, d'aires géographiques ou de mode d'appréciation des comportements de recyclage. Malheureusement, elles ne sont pas considérées comme variables modératrices dans cette méta-analyse, ce qui nous empêche d'estimer leurs effets.

3°) Enfin, la littérature se limite essentiellement aux pratiques de recyclage des déchets usuels. Il est très peu fait mention, à notre connaissance, des déchets produits occasionnellement par les ménages. Soulignons l'existence tout de même d'articles sur les encombrants (Curran et al., 2007), ou les déchets électriques ou électroniques (Bovea et al., 2018; Echegaray and Hansstein, 2017; Wang et al., 2016). Ces articles mettent en lumière d'autres types de comportements comme le stockage au domicile de déchets, ou la diversité des filières d'élimination pour les ménages (apports volontaires en déchèterie, dons, récupération commerciale...).

Certaines études ont également illustré les liens entre les DSP et d'autres pratiques liées aux déchets ménagers, comme le compostage (Geislar, 2017; Karim Ghani et al., 2013; Taylor and Todd, 1995; Thøgersen and Grunert-Beckmann, 1997; Wu et al., 2019), ou la limitation des déchets par la consommation et la réutilisation (Barr, 2007; Fang et al., 2017; Thøgersen and Grunert-Beckmann, 1997; Tonglet et al., 2004; Zorpas and Lasaridi, 2013). Les différents comportements analysés (tri, réutilisation, limitation, compostage), semblent ne pas correspondre aux mêmes déterminants (Barr, 2007; Tonglet et al., 2004), et peuvent être considérés comme relevant de champs de pratiques différenciés.

3. Choix méthodologiques et hypothèses de recherche

Le projet SIMODEM est l'occasion d'explorer les liens entre la mobilité et la gestion des déchets. Les liens entre ces deux objets opèrent à un niveau « méta » ou conceptuel, d'une part, et à un niveau « intra » ou empirique, d'autre part. Le lien méta repose sur le potentiel du transfert d'un cadre théorique généralement appliqué à l'analyse d'une approche systémique de la mobilité (Gallez and Kaufmann, 2009; Kaufmann et al., 2016) à un objet tiers.

Cette approche systémique permet d'envisager la mobilité comme un ensemble de pratiques résultant d'interactions entre des individus qualifiés par un ensemble de caractéristiques (accès à une infrastructure, compétences, capacités et volonté d'appropriation) et d'un potentiel d'accueil du territoire (déterminé par un contexte situationnel, une infrastructure, un ensemble de lois et de normes communes). Cette approche systémique des interactions individus /

territoires peut – c’est une hypothèse de travail centrale du projet – être appliqué aux différents champs des pratiques de la gestion des déchets ménagers (Figure 1.3).

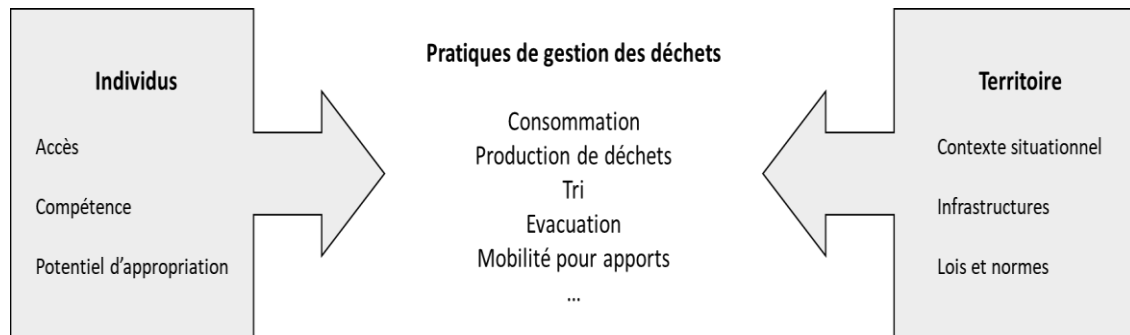


Figure 1.3 : Application d'une approche systémique de la mobilité à la pratique de gestion des déchets (inspirée du « système-vélo » de Rérat et al., 2019, réalisation : LAET)

Ce lien entre mobilité et pratiques de gestion des déchets prend aussi son sens à un niveau empirique, la mobilité étant constitutive de la gestion des déchets. Cette mobilité permet d'assurer le transport de déchets ménagers depuis leur production jusqu'à leur site de valorisation ou d'élimination. Elle concerne un ensemble de dispositifs mis en œuvre par les ménages eux-mêmes – apports volontaires – et par les entreprises et les collectivités territoriales – collecte, transport, et elle constitue le point d'entrée de ce projet de recherche pour l'analyse de la gestion des déchets. Les enquêtes SIMODEM sont construites en conséquence, avec un intérêt particulier pour la mobilité pour les apports volontaires (trajets en déchèteries, distance aux infrastructures, fréquence d'évacuation au domicile, etc.).

Le projet SIMODEM vise dans un premier temps à comprendre et modéliser les pratiques des ménages concernant leurs déchets, en lien avec les systèmes de collecte, de tri, et de traitement gérés par les acteurs publics et privés du secteur des déchets. Dans un second temps, le modèle développé servira à produire une évaluation environnementale de la gestion des déchets sur le territoire du Grand Lyon.

Notre parti pris est de mesurer des déterminants des comportements, dans une approche systémique, qui puissent être généralisés à la population d'un territoire. Notre approche consiste à mesurer ces facteurs à travers une série de questionnaires quantitatifs. Ces questionnaires viseront essentiellement à mesurer les DSD des pratiques de tri, permettant de segmenter la population de manière opérationnelle, à l'aide de sources statistiques disponibles gratuitement et librement. Les résultats des questionnaires, en fonction des traitements

statistiques et de la qualité de prédiction des modèles développés à partir des échantillons des enquêtes, permettront de produire un modèle empirique généralisable. Les DSD seront complétés par des DTO pouvant être mesurés par le biais des questionnaires ou par la combinaison des données d'enquête et de sources d'information externes.

Dans le même temps, l'objectif de SIMODEM est d'élargir la problématique du tri des déchets afin d'appréhender des champs diversifiés de pratiques des ménages. Nous nous intéresserons en particulier à la distinction entre la gestion des déchets usuels – qui se rapportent à des comportements quotidiens de tri et d'évacuation des déchets alimentaires, en carton, en plastique ou en métal – et la gestion des déchets occasionnels – des objets mis au rebut par les ménages à des intervalles peu fréquents, dont le tri et l'évacuation est réalisée dans une logique non-routinière. D'autres pratiques de gestion des déchets feront également l'objet d'une attention particulière : compostage, limitation des déchets par les choix de consommation, réutilisation, évacuation d'objets par des moyens « alternatifs » légaux (don, reprise en magasin, vente) ou illégaux (dépôts dits « sauvages » dans l'espace public).

On peut faire l'hypothèse raisonnable que ces comportements – trier et jeter une bouteille en verre, déposer un canapé en déchèterie, utiliser des sacs réutilisables pour faire ses courses – relèvent de champs de pratiques (et donc de déterminants) différents. Cette hypothèse sera testée dans le cadre des questionnaires administrés. Nous investiguerons aussi les liens potentiels entre ces différents champs de pratiques. En effet, il n'est pas incompatible que ces pratiques relèvent de déterminants variés, et qu'elles soient pourtant pratiquées par les mêmes individus.

La construction du questionnaire, décrite dans la partie suivante, découle de ces choix méthodologiques et de ces hypothèses de recherche : 1°) identification des facteurs significatifs parmi les DSD et les DTO afin de les généraliser, si possible, à la population d'un territoire, 2°) élargissement des champs de pratiques prises en compte dans la gestion ménagère des déchets, et 3°) analyse des liens entre ces champs de pratiques différenciés. Ces choix et hypothèses contribuent donc à orienter notre démarche de recherche. Ils font la singularité et l'originalité du projet SIMODEM.

4. Le Grand Lyon : territoire et spécificités technico-organisationnelles

La Métropole de Lyon regroupe 59 communes et compte environ 1,4 millions d'habitants. La population de la Métropole représente plus de la moitié de la population de

l'aire urbaine de Lyon (2,3 millions d'habitants), la deuxième aire urbaine de France après celle de Paris. Son territoire est majoritairement urbain, et sa structure urbaine est relativement monocentrique (voir Figure 1.4), avec une concentration d'habitants dans les villes de Lyon et Villeurbanne en son centre (respectivement 516 000 et 148 000 habitants, soit 48% de la population métropolitaine, avec une densité d'environ 10 000 habitants au km²).

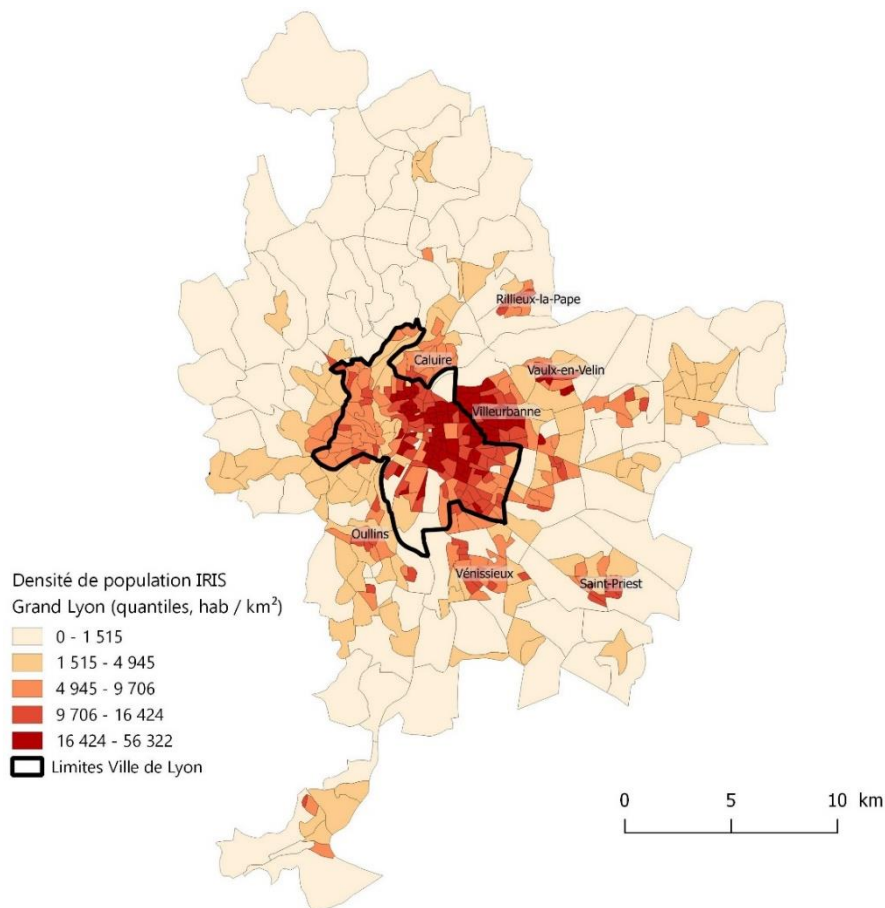


Figure 1.4 : Densité de population des IRIS⁴ du territoire de la Métropole de Lyon

Depuis sa création au 1^{er} janvier 2015, la Métropole possède la compétence de la gestion des déchets. Elle présente chaque année un rapport sur le prix et la qualité du service public de prévention et de gestion des déchets destiné à l'information des usagers (Métropole de Lyon, 2017). Ce rapport annuel fournit bon nombre d'informations sur la politique de gestion des déchets et sur l'infrastructure permettant le tri, l'évacuation, la collecte, le transport et le traitement des déchets produits par les habitants du territoire.

⁴ Les IRIS, ou les « Ilots Regroupés pour l'Information Statistique », constituent le découpage statistique le plus fin proposé par l'INSEE.

Plusieurs modalités de collecte de déchets coexistent dans la Métropole de Lyon (voir Figure 1.5) : les Ordures Ménagères Résiduelles (OMR, le « tout-venant ») et les déchets du tri sélectif (papiers / cartons, bouteilles en plastique, emballages en métal) sont presque exclusivement collectés en porte-à-porte respectivement dans des bacs gris et des bacs verts à couvercles jaunes. Les déchets en verre sont collectés par apports volontaires des ménages dans des silos à verre prévus à cet effet. Enfin, les déchets occasionnels sont collectés par apports volontaires en déchèterie.

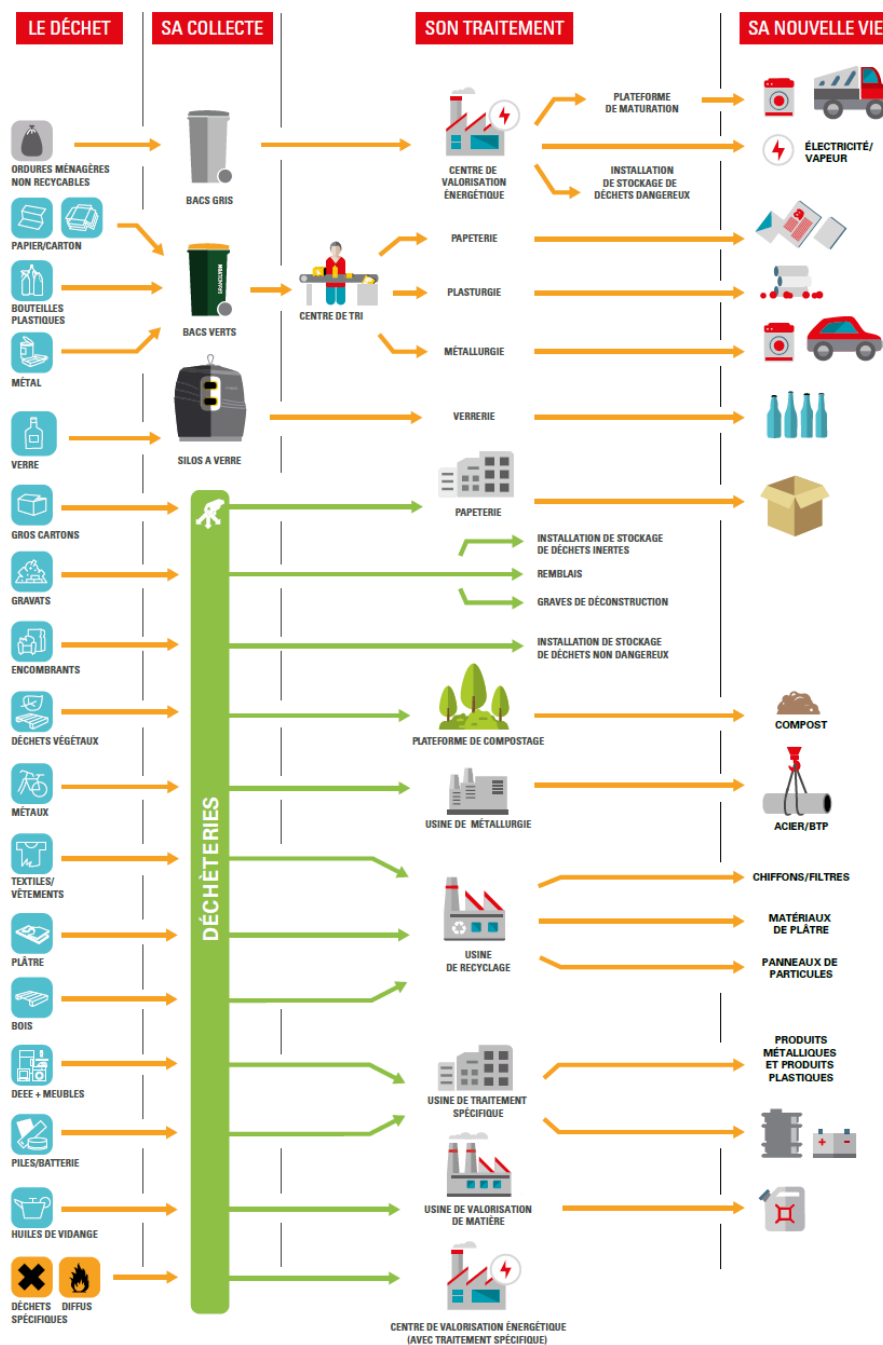


Figure 1.5 : Principaux modes de collecte des déchets ménagers sur le territoire de la Métropole (Métropole de Lyon, 2017)

Au total, environ 310 000 tonnes d'OMR, 64 000 tonnes de déchets issus de la collecte sélective, 30 000 tonnes de verre et 132 000 tonnes de déchets apportés en déchèteries, ont été collectés en 2017 par les services de la Métropole. Au total, 536 000 tonnes de déchets ménagers (soit 390 kg par habitant) ont transité par les principaux réseaux d'évacuation et de traitement à disposition des habitants du Grand Lyon.

2. Construction et administration des questionnaires

1. Construction des questionnaires

La tâche 1 du projet SIMODEM – observations des pratiques par le biais de questionnaires quantitatifs – vise à apporter des connaissances sur un champ très large des comportements. Ceux-ci ont trait aux pratiques de tri et d'évacuation, mais aussi aux modes de consommation, aux pratiques de mobilité et aux habitudes domestiques qui leur sont liés. Ces champs doivent être mis en relation avec des variables sociodémographiques qui permettront d'identifier leurs déterminants.

Etant donnée l'ampleur des connaissances à investiguer, il est apparu nécessaire de segmenter l'étude de ces comportements dans le cadre de plusieurs phases d'enquêtes. Cette différenciation des questionnaires est réalisée en fonction de trois types de pratiques identifiées a priori comme pouvant relever de champs différents. Précisons d'emblée que nous nous intéressons aux pratiques déclarées par les ménages, et non à leurs intentions ou à leurs opinions quant à ces pratiques.

1°) La gestion des déchets occasionnels : nous les définissons comme les objets mis au rebut par les ménages à des intervalles peu fréquents. Il peut s'agir, par exemple, des déchets de travaux (plâtre, gravats), de jardinage (déchets verts), ou d'encombrants (meubles, électroménager). La gestion de ces déchets, en raison de leur production peu fréquente, relève de pratiques non-routinières nécessitant des trajets en déchèterie ou le recours à des filières alternatives d'évacuation.

2°) La gestion des déchets usuels : ceux-ci correspondent aux déchets du quotidien (déchets issus du tri sélectif, ordures ménagères résiduelles). Les variables concernant les pratiques de gestion des déchets usuels sont semblables à celles que l'on retrouve dans la littérature : les

questions permettent l'identification des pratiques de tri, le mode et la fréquence d'évacuation des déchets, les pratiques de compostage, etc.

3°) Les pratiques de consommation et la minimisation des déchets : ce champ concerne moins la gestion des déchets produits que les pratiques et les efforts mis en œuvre par les ménages pour diminuer le volume des déchets évacués par les filières classiques. Ces pratiques relèvent elles-mêmes de champs divers : pratiques d'achats (diminuer sa consommation d'emballages, par exemple), réutilisation, réparation, don ou revente des objets non désirés, etc.

Chaque phase d'enquête permet l'administration d'un questionnaire se concentrant sur un champ de pratique particulier (Figure 1.6). Pour autant, l'un des objectifs du projet est d'identifier les liens entre ces différents comportements. La démarche choisie consiste à faire passer des questionnaires avec un tronc commun aux trois phases d'enquête, et des questions plus spécialisées qui diffèrent selon le champ de pratiques investigué, ou champ primaire. En outre, chaque phase d'enquête est en effet caractérisée par un champ de pratique qu'on peut appeler « primaire ». En outre, chaque questionnaire comporte quelques questions relatives aux champs de pratiques traitées dans les deux autres questionnaires (champ secondaire), afin de permettre la mesure des liens entre les différentes pratiques. A titre d'exemple, dans la phase 2, le champ primaire concerne la gestion des déchets usuels (Figure 1.7), et les champs secondaires ont trait à la gestion de leurs déchets occasionnels (par exemple leur nombre de trajets en déchèteries), et à leurs pratiques de consommation et de limitation des déchets.

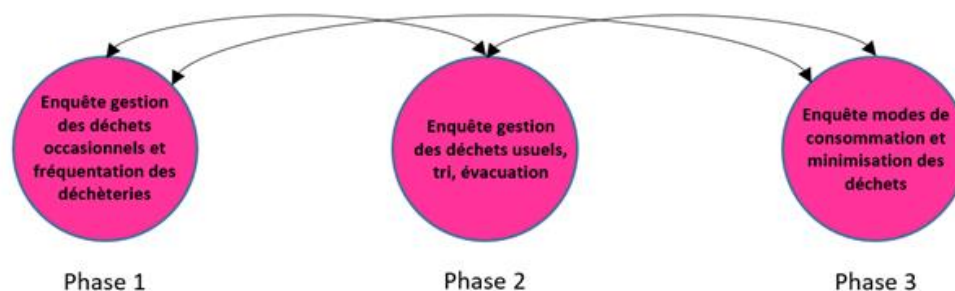


Figure 1.6 : Segmentation des questionnaires en phases d'enquête (source : LAET)

Cette segmentation des questionnaires permet de limiter l'ampleur et la durée des enquêtes réalisées en face-à-face pour les répondants. Elle présente également l'avantage de répartir les différentes phases d'enquête en fonction des moyens mis à disposition du projet SIMODEM. Dans cette approche, le phasage des différents questionnaires n'a pas d'importance particulière. Les déchets occasionnels ont été enquêtés en premier car cette phase d'enquête

a été réalisée dans le prolongement d'une étude quasiment identique construite dans le cadre de l'évaluation socioéconomique de l'expérimentation lyonnaise de déchèterie fluviale, River'Tri, dont le questionnaire décrit plus loin dans la Section.⁵

Les questionnaires de chaque phase s'articulent tous de la même manière (Figure 1.7). Une première série de questions fait partie du tronc commun et concerne directement le répondant. Elle sert à contrôler les quotas de l'enquête, et permet d'assurer la présence de variables indispensables à la pondération des répondants. Celles-ci sont assez simples et concernent la commune de résidence de l'individu, son genre, son âge, et son occupation (profession pour les actifs, situation pour les inactifs).

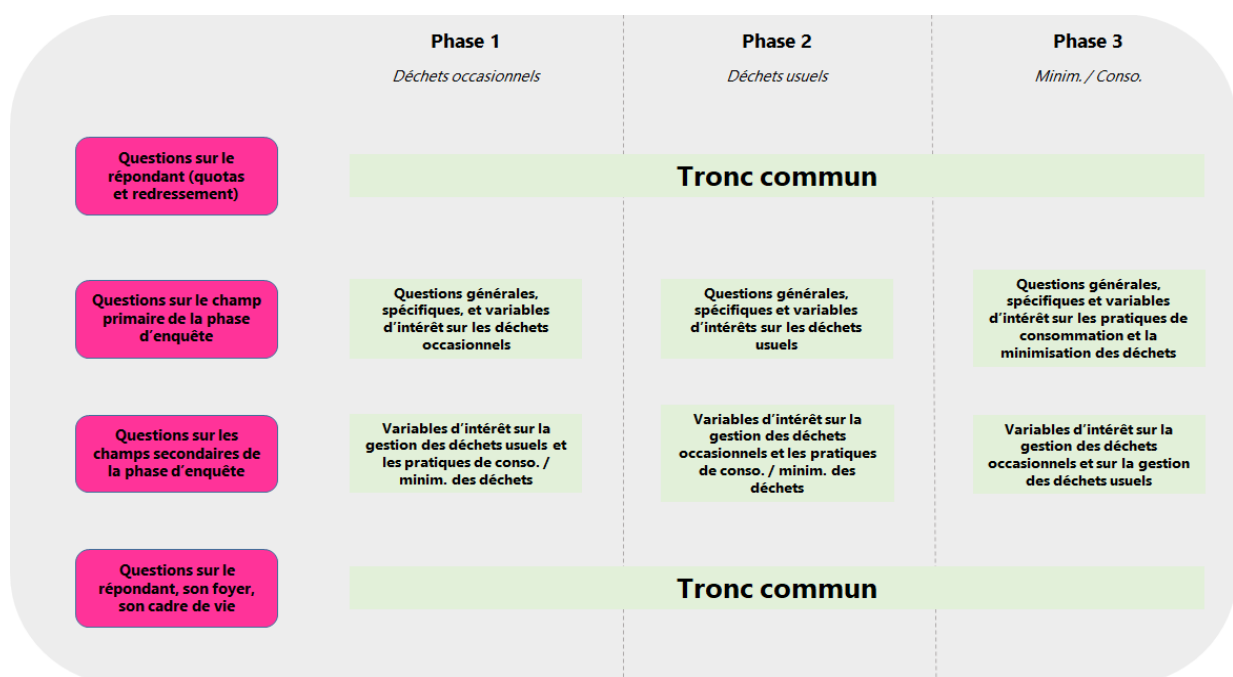


Figure 1.7 : Articulation des phases d'enquête SIMODEM (source : LAET)

La deuxième série de questions permet d'entrer dans le détail du champ de pratique primaire de la phase d'enquête. Chaque champ de pratique est investigué par le biais de trois types de questions : 1°) des questions générales caractérisant les pratiques (par ex : « qui s'occupe chez vous de l'évacuation des déchets occasionnels ? », dans la première phase), 2°) des variables d'intérêt, qui sont communes à toutes les phases d'enquête (par exemple, « combien de trajets en déchèterie avez-vous réalisé cette année ? », dans la première phase), et 3°) des questions spécifiques sur ce même champ de pratiques (par exemple : « la description précise des deux derniers trajets en déchèterie », dans la première phase).

⁵ <http://tmv.laet.science/projets/RiverTri/index.html>, 11/12/2019.

Les questions générales sont, dans la mesure du possible, posées avant les questions spécifiques. Elles permettent au répondant d'adopter un état d'esprit approprié à une enquête complexe sur ses pratiques. En effet, ces pratiques peuvent être très occasionnelles (comme les trajets en déchèterie), ou elles peuvent relever de comportements tellement routiniers qu'ils en deviennent « automatiques » (comme le tri des déchets usuels). Dans les deux cas se pose la question de la « réactivation » de l'information chez le répondant, qui est facilitée par l'enchaînement questions générales / questions spécifiques.

Les questions générales servent à la fois à l'activation de l'information chez le répondant, et à la contextualisation des comportements déclarés. Les variables d'intérêt servent à mesurer les variables dépendantes dans la modélisation des comportements. Enfin, les questions spécifiques permettront d'approfondir le traitement des variables d'intérêt et d'expliquer de manière plus précise certaines pratiques.

La troisième série de questions permet d'établir des passerelles entre les différents questionnaires et de renseigner les « variables d'intérêt » concernant les champs de pratique secondaires de la phase concernée. Par exemple, dans la phase 2, sur la gestion des déchets usuels, la question « combien de trajets en déchèterie avez-vous réalisé cette année ? » sera posée dans cette série de questions.

Enfin, la quatrième série de questions fait partie du tronc commun à tous les questionnaires. Ces questions permettent d'identifier des facteurs déterminants des comportements des individus. Le choix a été fait de mettre cette série de questions à la fin du questionnaire pour des raisons de cohérence, et afin de ne pas déstabiliser les répondants (en annonçant un questionnaire sur la gestion des déchets et en commençant par une série de questions assez longues sur leurs caractéristiques sociodémographiques). Par ailleurs, ce placement à la fin est rendu nécessaire par le caractère relativement intrusif de certaines questions (notamment le niveau de revenus et la rue où habite le répondant). Poser ces questions à la fin permet à l'enquêteur de construire une relation de confiance avec l'enquêté au cours de l'administration du questionnaire, ce qui permet un meilleur taux de réponse à ces questions.

2. Description des variables collectées

Nous proposons ici une description des variables collectées dans le cadre des questionnaires. Le détail des questions et des modalités de variables est disponible dans l'annexe 1 de ce document.

La première série de questions portant sur les quotas est placée au début du questionnaire car elle permet d'assurer la pertinence d'interroger le répondant. Seules sont enquêtés les personnes majeures (ayant plus de 18 ans) habitant le territoire de la Métropole de Lyon. La position de ces questions permet aussi à l'enquêteur de suivre facilement la progression de ces quotas (voir Tableau 1.4 dans la sous-section suivante) et de s'arrêter si certaines catégories de répondant sont surreprésentées dans l'enquête.

Les deuxièmes et troisièmes séries de questions concernent la description générale et spécifique des pratiques des ménages quant à leurs déchets. Leur présence, leur ordre et leur articulation diffèrent selon la phase d'enquête concernée (voir Figure 1.7), mais les questions elles-mêmes restent identiques entre les différents questionnaires. Cette série de questions, qui constitue le cœur de l'enquête, est résumée par le Tableau 1.1, le Tableau 1.2 et le Tableau 1.3. Les questions posées pour la gestion des déchets occasionnels concernent majoritairement les pratiques de mobilité associées aux trajets en déchèterie. Par ces questions, nous tentons d'identifier qui sont les usagers (et les non usagers) de ces installations.

Tableau 1.1 : Synthèse des questions posées sur la gestion des déchets occasionnels (questions générales en bleu, spécifiques en vert, variables d'intérêt en orange)

Questions	Condition
Chez vous, qui s'occupe des déchets occasionnels ?	
Avez-vous déjà réalisé un trajet en déchèterie ?	
Avez-vous connaissance de l'existence des donneries du GL ?	
Pourquoi n'avez-vous jamais réalisé de trajet en déchèterie ?	Si n'a jamais réalisé un trajet en déchèterie
Avez-vous effectué un trajet dans une déchèterie du GL au cours des 12 derniers mois ?	
Pourquoi n'avez-vous pas réalisé de trajet dans une déchèterie du GL dans les 12 derniers mois ?	Si n'a pas réalisé un trajet en déchèterie du GL dans les 12 derniers mois
Indiquez le nombre de visites totales effectuées dans les déchèteries du GL pour l'année écoulée	
Description de la dernière visite en déchèterie : quelle déchèterie, quel mois de l'année, combien de trajets dans la même journée, moment de la journée (matin ou après-midi), motif du trajet, motif du choix de déchèterie, mode de transport, usage des donneries ?	Si a réalisé au moins un trajet au cours des 12 derniers mois
Description de l'avant-dernière visite en déchèterie : quelle déchèterie, quel mois de l'année, combien de trajets dans la même journée, moment de la journée (matin ou après-midi), motif du trajet, motif du choix de déchèterie, mode de transport, usage des donneries ?	Si a réalisé plus d'un trajet au cours des 12 derniers mois
Fréquence de tri des petits déchets occasionnels (piles, ampoules, médicaments, PAM, vêtements)	
Avez-vous déjà déposé des déchets encombrants dans l'espace public ?	

Les questions spécifiques permettent d'obtenir une série d'informations très utiles sur les deux derniers trajets en déchèteries, dont le choix de la déchèterie, le motif de ce choix, et le motif du déplacement en déchèterie. Les variables d'intérêt – renseignées à toutes les phases et qui permettront de modéliser les comportements des ménages – s'intéressent à un ensemble de champs de pratiques liés aux déchets occasionnels, incluant les trajets en déchèteries mais prenant aussi en compte certaines pratiques de tri au domicile, ou encore le dépôt d'encombrants dans l'espace public.

Tableau 1.2 : Synthèse des questions posées sur la gestion des déchets usuels (questions générales en bleu, spécifiques en vert, variables d'intérêt en orange)

Questions	Condition
Chez vous, qui s'occupe de l'évacuation des déchets usuels ?	
Fréquence de tri des déchets usuels (verre, papiers / cartons, plastique, métal, alimentaire)	
Taille (en litres) des sacs poubelles utilisés	
Fréquence d'évacuation de la poubelle d'ordure ménagère	
Type de réceptacle des OMR et des déchets du tri	Si immeuble ou domicile non équipé d'un réceptacle
Distance au réceptacle	Si immeuble ou domicile non équipé d'un réceptacle
Mode de transport pour se rendre à ce réceptacle	
Distance au silo à verre le plus proche	
Mode de transport pour se rendre à ce silo	
Mode de tri des déchets alimentaire	En fonction du tri des déchets alimentaires
Fréquence d'évacuation du bac à compost	Si usage d'un composteur collectif
Distance au composteur collectif le plus proche	Si usage d'un composteur collectif
Mode de transport pour se rendre au composteur collectif	Si usage d'un composteur collectif
Estimation de la proportion de déchets usuels non triés (par type)	En fonction du tri des déchets usuels
Motif de non tri des déchets usuels (par type)	En fonction du tri des déchets usuels

Les questions sur les déchets usuels sont assez simples en ce qui concerne les variables d'intérêt, qui sont inspirées par la littérature sur les pratiques de tri des déchets. Ici, le choix est fait d'une déclaration par le répondant de la fréquence de ses gestes de tri sur une échelle de Likert à 4 modalités, pour les principaux déchets usuels identifiés : papiers / cartons, emballages en plastique, en métal ou en verre, et déchets alimentaires.

Les questions spécifiques fournissent de nombreuses informations sur l'environnement technico-organisationnel du répondant (aussi bien lié à son foyer qu'à l'infrastructure publique). Elles apportent aussi des informations plus précises sur la proportion de déchets non triés et sur le motif de non tri des différents déchets.

Les questions sur la consommation et les pratiques de minimisation des déchets ménagers sont les plus complexes à poser. En effet, des trois champs investigués, il s'agit certainement de celui avec la plus grande diversité interne. Certaines pratiques de minimisation des déchets touchent à la consommation, alors que d'autres concernent la fabrication ou la réparation d'objets, ou encore peuvent relever d'une forme de militantisme (refuser les sacs plastiques ou les emballages par principe, utilisation d'une affiche stop pub sur sa boîte aux lettres).

Par ailleurs, de nombreux comportements qui ont trait à la limitation des déchets peuvent ne pas être considérés par les répondants eux-mêmes comme relevant du champ de la gestion des déchets. On peut supposer par exemple que les démarches de type *Do It Yourself*, comme la fabrication de ses propres produits cosmétiques, peuvent relever d'autres types de motivation : sanitaire, économique, militante, ludique, et / ou environnementale, et être indépendantes de la problématique des déchets.

S'intéresser aux pratiques déclarées (et non aux opinions) nécessite de poser des questions sur des comportements concrets qui relèvent de champs multiples. Pour des raisons liées à la limitation de la durée des questionnaires, la principale variable d'intérêt mesurée (dans les trois phases d'enquêtes) concerne une auto-évaluation par le répondant de ses pratiques de limitation de déchets (notamment par le biais de ses choix de consommation) sur une échelle de Likert à 7 modalités. Cette question englobe une série de comportements relevant de champs différents, et nous sommes conscients de sa relative imprécision. Soulignons qu'elle n'est pas incohérente avec la littérature et les enquêtes déjà réalisées sur le sujet (Taylor and Todd, 1995; Thøgersen and Grunert-Beckmann, 1997).

La comparaison avec les pratiques déclarées dans le cadre des questions spécifiques (uniquement avec les questionnaires de la phase 3) est intéressante pour investiguer le décalage entre cette auto-évaluation et les pratiques déclarées dans la suite du questionnaire. Ces questions spécifiques liées aux déchets usuels recouvrent les pratiques de consommation (et notamment la consommation d'emballages pour l'alimentation). Elles incluent aussi la fabrication de produits divers, la consommation de produits à usage unique, ou encore la proportion de différents types de produits de consommation acquis de seconde main, vendus,

donnés et / ou réparés lorsqu'ils sont cassés. Ces trois dernières questions sont incluses de manière simplifiée (déclaration binaire) dans les autres phases d'enquête, ce qui permet de les inclure comme variables d'intérêt supplémentaires.

Tableau 1.3 : Synthèse des questions sur les pratiques de consommation et minimisation des déchets (questions générales en bleu, spécifiques en vert, variables d'intérêt en orange)

Questions	Condition
Fréquence d'achats selon les lieux d'achats	
Deux critères d'achat les plus importants	
Diriez-vous avoir être attentif à la limitation de vos déchets, notamment par le biais de vos choix de consommation ?	
Fréquence de consommation de plats préparés	
Fréquence de consommation alimentaire (différents aliments)	
Fréquence d'achats selon l'emballage des aliments	Selon la consommation alimentaire déclaré
Consommation de produits ménagers	
Fabrication / consommation en vrac de produits ménagers	Selon la consommation de produits ménagers
Consommation de produits de beauté ou d'entretien corporel	
Fabrication / consommation en vrac de produits de beauté ou d'entretien corporel	Selon la consommation de produits de beauté ou d'entretien corporel
Consommation de produits à usage unique	
Usage d'un stop pub	
Proportion des acquisitions de divers produits de conso. de seconde main	
Proportion des ventes / dons de divers produits de conso. usagés	
Proportion des réparations de divers produits de conso. usagés	
Acquisitions de divers produits de conso. de seconde main (binaire)	Seulement phases 1 et 2
Ventes / dons de divers produits de conso. usagés (binaire)	Seulement phases 1 et 2
Réparations de divers produits de conso. usagés (binaire)	Seulement phases 1 et 2

Enfin, la quatrième série de questions permet de mesurer un ensemble de déterminants potentiels des comportements observés, sous la forme de variables sociodémographiques supplémentaires. Ces questions traitent :

- Des caractéristiques démographiques et socioculturelles du répondant et de son ménage :
 - o Composition du ménage (nombre d'adultes et d'enfants),
 - o Dernier diplôme,
 - o Niveau de revenu net du ménage.
- De la mobilité du répondant et le potentiel de mobilité de son ménage :

- Possession de véhicules motorisés et non-motorisés au niveau du ménage,
- Les deux modes de transport les plus utilisés par le répondant au quotidien.
- Du cadre de vie du répondant et de son ménage :
 - Rue de l'adresse du répondant,
 - Type de logement,
 - Statut d'occupation du logement (locataire, propriétaire, colocation...),
 - Nombre de pièces et taille en mètres carrés du logement.

La construction et l'articulation des différents questionnaires produits dans le cadre du projet SIMODEM sont complexes. Ils permettent de répondre à des objectifs multiples : mesure des DSD des répondants, déclaration de pratiques relevant de champs très variés, et collecte d'informations très détaillées sur les comportements permettant leur analyse approfondie.

3. Définition des quotas et recrutement des répondants

Afin de garantir la qualité des résultats des enquêtes SIMODEM, des quotas ont été définis. Ces quotas sont relativement simples et permettent d'assurer un certain niveau de représentativité de la population du territoire Grand Lyonnais, tout en étant en adéquation avec les moyens mis à disposition pour réaliser ces enquêtes et qui permettaient le recueil d'environ 300 questionnaires par phase. Ils reposent sur trois variables statistiques permettant de caractériser la population de la Métropole : l'âge, le genre et le lieu de résidence des répondants (Tableau 1.4 ci-dessous).

Tableau 1.4 : Quotas des questionnaires pour une phase d'enquête (300 répondants)

Couronnes	Hommes 18-34 ans	Femmes 18-34 ans	Hommes 35-64 ans	Femmes 35-64 ans	Hommes 65 ans +	Femmes 65 ans +	Total
Lyon Villeurbanne	27	29	28	29	10	15	138
1ère Cour. Est	7	8	12	14	5	6	52
1ère Cour. Ouest	6	6	12	14	5	8	51
Périurbain	6	7	16	16	6	8	59
Total	46	50	68	73	26	37	300

L'âge est défini en trois classes, regroupant les classes définies par l'INSEE. Nous distinguons les jeunes adultes (18-34 ans), les personnes âgées (65 ans et plus), et le reste des personnes majeures dont l'âge est entre 35 et 64 ans. En ce qui concerne le lieu de résidence, un équilibre

a dû être trouvé entre la finesse du découpage territorial et le nombre de répondants envisagés par phase. Un découpage du territoire en quatre zones a finalement été choisi. Une zone regroupant les communes de Lyon et Villeurbanne permet de garantir un nombre suffisant de répondants du centre urbanisé de l'agglomération. Les trois autres zones découpent le territoire de la Métropole en un groupe de communes de la première couronne ouest, un groupe de la première couronne est, et le reste de la Métropole regroupant des territoires plus périurbains (Figure 1.8).

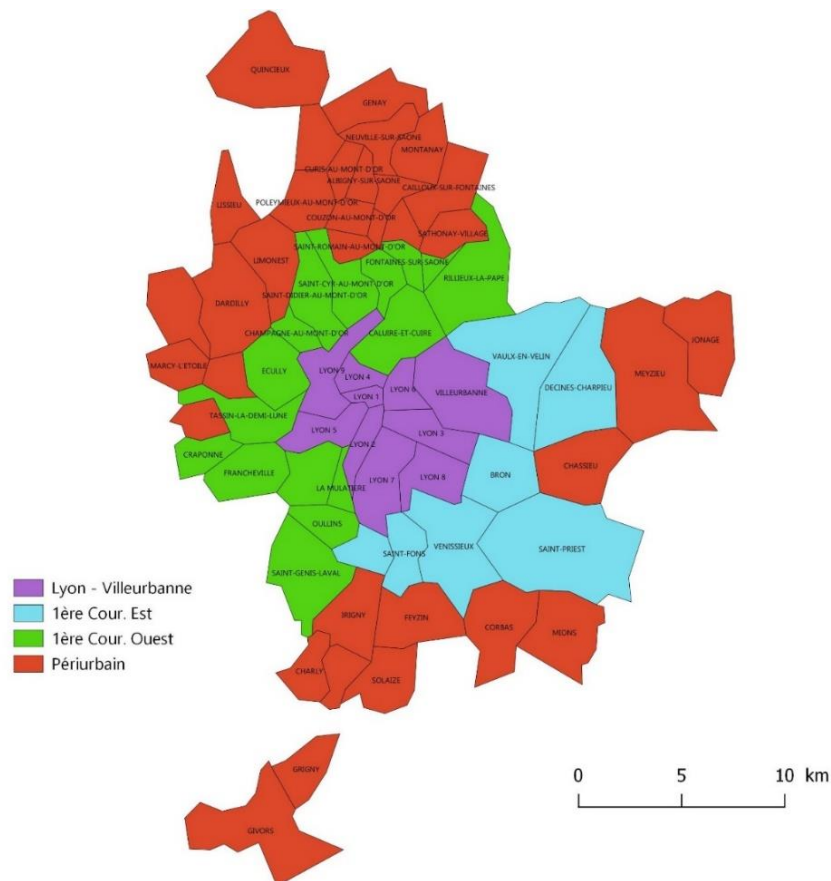


Figure 1.8 : Découpage territorial du Grand Lyon pour la définition des quotas de répondants (source : LAET)

Notons que les quotas définis (Tableau 1.4) assurent une légère surreprésentation des territoires périurbains (au détriment de la zone Lyon – Villeurbanne) par rapport au poids réel de leur population dans le territoire de la Métropole. Ceci permet d’obtenir un nombre de répondant suffisant pour assurer une certaine représentativité statistique aux marges de chaque catégorie (de genre, d’âge et de localisation).

Le découpage spatial retenu permet d’assurer à la fois une différenciation des territoires sur des critères de formes urbaines physiques et de caractéristiques sociodémographiques tout en

étant intuitif afin de faciliter le suivi par les enquêteurs de l'avancement de leurs quotas. Par ailleurs, afin d'assurer une bonne répartition des enquêtes à l'intérieur de chacune des 4 zones que compte le découpage territorial retenu, des propositions de terrains ont été faites aux enquêteurs. Ces propositions ont été globalement bien prises en compte, notamment grâce au suivi en temps réel du travail des enquêteurs, si on se réfère à la diversité des communes contenant des répondants à nos enquêtes (voir partie suivante).

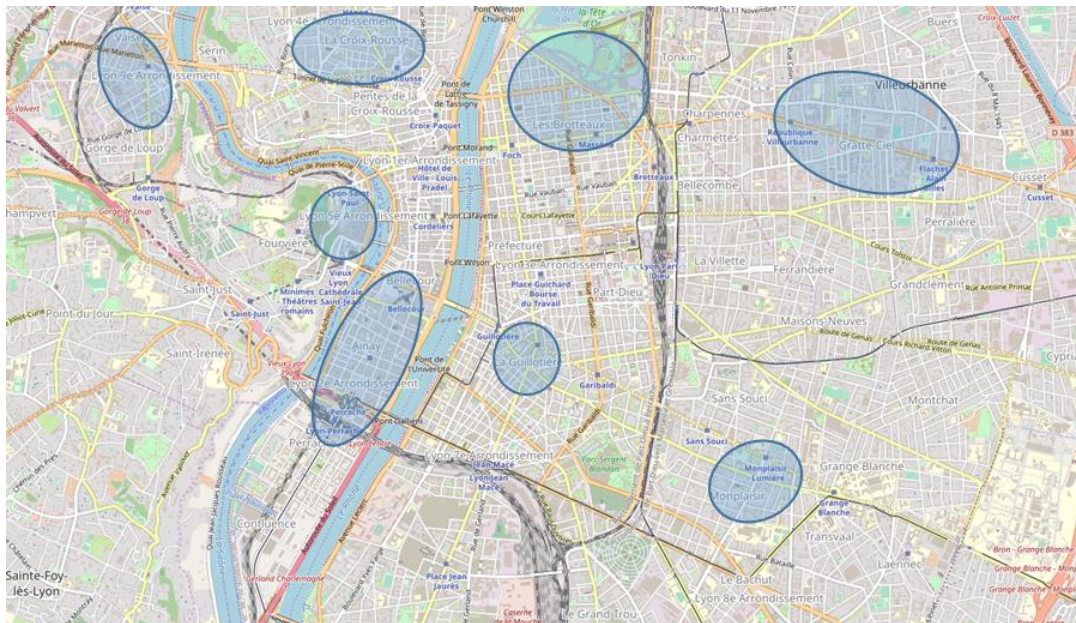


Figure 1.9 : Propositions de terrains pour les enquêteurs sur la zone Lyon-Villeurbanne (source : OpenStreetMap, réalisation : LAET)

Par exemple, la zone de Lyon-Villeurbanne a été découpé de manière à représenter, dans la mesure du possible, l'hétérogénéité du territoire (Figure 1.9). Ainsi, les enquêteurs ont été encouragés à diviser leur temps de travail au sein de différentes zones :

- La Presqu'Île autour de Perrache et la place Bellecour,
- Les Brotteaux et le Parc de la Tête d'Or,
- La Croix-Rousse,
- La Guillotière et la place Jean Macé,
- Les quartiers Valmy et Gorge-de-Loup,
- Le Vieux Lyon,
- Le quartier Monplaisir,
- Le Cours Emile Zola à Villeurbanne.

Le recrutement des répondants s'est fait en face-à-face, dans la rue. Un certain nombre de questionnaires ont aussi été réalisés en porte-à-porte, dans l'optique de garantir la présence dans l'échantillon de répondants résidant dans de l'habitat pavillonnaire.

4. Administration des questionnaires

Pour des raisons opérationnelles et budgétaires, les enquêtes SIMODEM ont été réalisées dans le cadre de trois périodes distinctes, plutôt qu'en une période continue. Les questionnaires de la phase 1 ont été administrés en face-à-face entre octobre 2018 et janvier 2019, à l'aide d'une tablette tactile par des employés de Suez, des « ambassadeurs du tri » habitués au contact avec les habitants et à la réalisation de petites enquêtes par questionnaire.

La phase 2 a eu lieu entre avril et octobre 2019. Ces questionnaires ont été administrés par les ambassadeurs du tri de Suez, également à l'aide d'une tablette tactile. Enfin, la phase 3 aura lieu entre octobre 2019 et fin février 2020. Elle est en cours d'administration, et est réalisée par dix étudiants en aménagement et urbanisme de la junior entreprise « Urba & Orbi », affiliée à l'Institut d'Urbanisme de Lyon (IUL). Ces questionnaires seront également réalisés à l'aide de tablettes tactiles.

Les questionnaires sur tablettes tactiles sont programmés à l'aide de l'interface de l'application Kizeo. Elle permet de renseigner facilement les variables sous diverses formes (numérique, textuelle, case à cocher, etc.), et de programmer des connecteurs logiques entre les différentes questions. Ainsi, en fonction de certaines réponses, certaines questions n'apparaissent pas, facilitant le travail de l'enquêteur. L'interface permet aussi de montrer certaines images au répondant en fonction des besoins. Par exemple, dans la phase 3, des images sont utilisées pour illustrer les différents types d'emballages alimentaires possibles (voir annexe 1). Les enquêteurs peuvent aussi facilement effacer les réponses à tout moment.

Toutes les réponses sont obligatoires pour valider le questionnaire, ce qui permet d'éviter les non-réponses sur certaines variables, sauf dans les cas où la non-réponse est prévue comme une option possible dans le questionnaire. Kizeo permet aussi un suivi facile et rapide de l'enquête, puisque tous les questionnaires validés sont automatiquement téléchargés sur le serveur du gestionnaire des questionnaires. Des extractions en temps réel et sous divers formats sont possibles, facilitant le suivi des quotas.

Tous les enquêteurs ayant administré des questionnaires ont participé à une demi-journée de formation permettant de les sensibiliser aux différentes problématiques du questionnaire. Au début de chaque questionnaire, l'enquêteur se présente et décrit rapidement l'objectif de l'enquête. Il peut rappeler l'objectif de cette enquête plusieurs fois au cours de la discussion si nécessaire. Il précise également au répondant qu'il s'agit d'une démarche scientifique qui ne

donnera lieu qu'à des traitements statistiques non nominatifs. Par la suite, chacune des quatre séries du questionnaire est introduite clairement par l'enquêteur afin d'assurer la lisibilité du déroulé des questions pour le répondant.

Outre les recommandations fournies lors de la formation, les enquêteurs ont reçu deux outils pour les aider à administrer le questionnaire :

- Une table de correspondance entre les modalités prévues par la question sur la profession du répondant (pour les actifs) et les modalités désagrégées de la nomenclature des professions de l'INSEE (INSEE, 2017). Celle-ci donne des exemples de métiers et leur correspondance avec les modalités de réponse, permettant une meilleure précision du codage de la réponse du répondant.
- Une liste des vingt déchèteries gérées par le Grand Lyon.

L'accent a été mis sur la nécessité de veiller à rester neutre sur les éléments de cadrage du questionnaire, notamment pour ne pas suggérer aux répondants que certaines pratiques de tri ou de limitation des déchets seraient plus « vertueuses » que d'autres, et minimiser ainsi les biais de positivité, de désirabilité sociale et les craintes de représailles. Les enquêteurs ont aussi été formés à laisser un temps de réflexion plus conséquent aux répondants sur certaines questions, notamment dans le cas d'enchaînement des mêmes modalités de réponse, pour éviter les effets de halo.

Pour certaines questions « sensibles » (par exemple ayant trait aux dépôts sauvages), il a été conseillé aux enquêteurs de mettre en confiance le répondant, en lui rappelant par exemple que le questionnaire est strictement anonyme. Les deux questions intrusives concernant le niveau de revenu et la rue de l'adresse du répondant laissent la possibilité d'une non-réponse, mais nous obtenons des taux de réponse assez satisfaisants. L'enquêteur est chargé de rappeler au répondant que le questionnaire est anonyme et réalisé à des fins académiques.

5. Quotas des questionnaires

Les différentes phases d'enquête de SIMODEM n'ont pas eu le même succès au niveau de leur administration et du respect des quotas fixés. La phase 1, en particulier, a connu un certain nombre de difficultés. Elle a été réalisée en hiver et le recrutement des répondants en face-à-face, souvent dans la rue, a été difficile à systématiser. En conséquence, à la fin de l'année 2018, un nombre insuffisant de questionnaires avaient été réalisés, notamment sur les zones de Lyon – Villeurbanne et les couronnes périurbaines de la Métropole (Tableau 1.5). Il

n'a pas été possible de réaliser de questionnaires supplémentaires pour compléter ces quotas, sans porter préjudice au déroulement des phases d'enquêtes ultérieures.

Tableau 1.5 : Questionnaires réalisés pour la Phase 1 et différences avec les quotas fixés au préalable (en rouge les différences négatives < -3, en vert les différences positives > +3)

Couronnes	Hommes 18-34 ans	Femmes 18-34 ans	Hommes 35-64 ans	Femmes 35-64 ans	Hommes 65 ans +	Femmes 65 ans +	Total
Lyon Villeurbanne	30	19	14	21	8	11	103
<i>Diff. quotas</i>	<i>+3</i>	<i>-10</i>	<i>-14</i>	<i>-8</i>	<i>-2</i>	<i>-4</i>	<i>-35</i>
1ère Cour. Est	10	13	12	9	3	5	52
<i>Diff. quotas</i>	<i>+3</i>	<i>+5</i>	<i>0</i>	<i>-5</i>	<i>-2</i>	<i>-1</i>	<i>0</i>
1ère Cour. Ouest	6	9	12	9	7	5	48
<i>Diff. quotas</i>	<i>0</i>	<i>+3</i>	<i>0</i>	<i>-5</i>	<i>+2</i>	<i>-3</i>	<i>-3</i>
Périurbain	6	2	1	6	2	0	17
<i>Diff. quotas</i>	<i>0</i>	<i>-5</i>	<i>-15</i>	<i>-10</i>	<i>-4</i>	<i>-8</i>	<i>-42</i>
Total	47	43	39	45	20	21	215
<i>Diff. quotas</i>	<i>+1</i>	<i>-7</i>	<i>-29</i>	<i>-28</i>	<i>-6</i>	<i>-16</i>	<i>-85</i>

Il a donc été décidé de combiner l'enquête de la phase 1 de SIMODEM avec une autre enquête, l'enquête River'Tri, réalisée avant le début du projet. Celle-ci a été administrée entre début septembre et fin octobre 2018, avec une première série de questionnaires papiers réalisés en face-à-face dans le cadre de l'évaluation environnementale de la déchèterie fluviale River'Tri.⁶ L'enquête a été administrée et les questionnaires saisis par un ingénieur d'étude employé par le LAET. Le questionnaire River'Tri est similaire et contient les mêmes variables d'intérêt, questions générales et questions spécifiques que celui de SIMODEM. Les mêmes caractéristiques sociodémographiques sont également enquêtées.

La principale différence est que l'enquête contient un volet supplémentaire sur les opinions du répondant quant au service River'Tri, qui n'est pas traité dans le présent document. En raison des objectifs spécifiques de cette enquête, l'accent avait été mis sur le recrutement de répondants ayant eu recours à River'Tri, et / ou habitant les quartiers aux alentours de l'emplacement de la déchèterie fluviale (2^{ème} et 5^{ème} arrondissements). La saisie des questionnaires a été réalisée en novembre 2018.

⁶ <http://tmv.laet.science/projets/RiverTri/index.html>, consulté le 05/01/2020

Tableau 1.6 : Quotas attendus et questionnaires réalisés pour les différentes phases (cases grises = non administrées ; en rouge les différences négatives < -2% de l'échantillon, en vert les différences positives > +2% de l'échantillon)

Couronnes	Répondants	Population Grand Lyon		Quotas par phase		Phase 1 River'Tri + SIMODEM		Phase 2 SIMODEM		Phase 3 SIMODEM		Total	
		Nb (k)	%	Nb	%	Nb	%	Nb	%	Nb	%	Nb	%
Lyon Villeurbanne	H 18-34 ans	94,9	9,4	27	9,0	84	15,3	31	9,5				
	F 18-34 ans	103,0	10,2	29	9,7	64	11,6	28	8,5				
	H 35-64 ans	103,1	10,2	28	9,3	78	14,1	20	6,1				
	F 35-64 ans	109,0	10,8	29	9,7	93	17,0	33	10,1				
	H 65 ans +	36,3	3,6	10	3,3	43	7,8	7	2,1				
	F 65 ans +	56,5	5,6	15	5,0	40	7,3	14	4,3				
1ère Cour. Est	H 18-34 ans	24,2	2,4	7	2,3	11	2,0	7	2,1				
	F 18-34 ans	26,2	2,6	8	2,7	13	2,4	13	4,0				
	H 35-64 ans	41,4	4,1	12	4,0	17	3,1	12	3,7				
	F 35-64 ans	44,4	4,4	14	4,7	10	1,8	23	7,0				
	H 65 ans +	16,2	1,6	5	1,7	7	1,3	11	3,4				
	F 65 ans +	21,2	2,1	6	2,0	5	0,9	9	2,7				
1ère Cour. Ouest	H 18-34 ans	20,2	2,0	6	2,0	13	2,4	2	0,6				
	F 18-34 ans	21,3	2,1	6	2,0	12	2,2	4	1,2				
	H 35-64 ans	40,4	4,0	12	4,0	15	2,7	16	4,9				
	F 35-64 ans	44,4	4,4	14	4,7	14	2,6	20	6,1				
	H 65 ans +	18,1	1,8	5	1,7	8	1,5	13	4,0				
	F 65 ans +	26,2	2,6	8	2,7	5	0,9	6	1,8				
Périurbain	H 18-34 ans	18,2	1,8	6	2,0	2	0,4	6	1,8				
	F 18-34 ans	18,3	1,8	7	2,3	2	0,4	8	2,4				
	H 35-64 ans	42,4	4,2	16	5,3	1	0,2	11	3,4				
	F 35-64 ans	44,5	4,4	16	5,3	6	1,1	17	5,2				
	H 65 ans +	17,2	1,7	6	2,0	3	0,6	11	3,4				
	F 65 ans +	21,3	2,1	8	2,6	2	0,4	6	1,8				
Total	Total	1 008,5	100	300	100	548	100	328	100				

L'ajout des questionnaires River'Tri permet d'accroître l'échantillon de répondants sur la phase 1, surtout pour les habitants de Lyon – Villeurbanne (6). Par contre, il rend nécessaire une démarche de pondération fine des questionnaires pour ne pas surestimer l'importance des réponses des habitants de la zone centrale de l'agglomération (voir sous-section suivante). Comme le montre le 6, la phase 2 s'est globalement bien déroulée, avec un nombre de questionnaire supérieur à ce qui était prévu (328 au lieu de 300). La plupart des quotas sont

bien remplis, à l'exception d'une légère sous-représentation des hommes de 35-64 ans habitant Lyon et Villeurbanne. Ces biais de recrutement sont corrigés par la démarche de pondération expliquée dans la sous-section suivante.

3. Exploitation primaire des enquêtes

1. Apurement des fichiers obtenus

A l'issue des différentes phases d'enquête, le LAET a eu à sa disposition les réponses aux questionnaires issues de la plateforme Kizeo, sous la forme d'un tableur Excel par phase d'enquête. L'intégralité du travail d'apurement, de pondération, et de traitement des données d'enquêtes a été réalisée sur RStudio, à l'exception des questionnaires papiers River'Tri ayant été saisis et apurés sur Excel avant d'être harmonisés avec les fichiers obtenus en sortie de la plateforme Kizeo.

Le travail d'apurement des fichiers obtenus a été relativement léger, de nombreux items de l'enquête étant présentés sous la forme de cases à cocher par l'enquêteur en fonction des réponses du répondant. Ces réponses sont codées automatiquement et ne nécessitent que peu de retraitement. Il a, d'une part, fallu mettre en forme les bases de données sous RStudio pour simplifier leur exploitation : changement du nom des variables (Kizeo utilise l'intitulé des questions comme nom de colonnes), simplification de certaines modalités de variables, codage des non-réponses sous forme de « NA », codage des variables binaires en 0/1, etc.

Par ailleurs, un certain nombre de variables a dû faire l'objet d'un nettoyage ou d'un recodage :

1°) Les noms de communes ont été harmonisés pour faire la correspondance avec les fichiers de l'INSEE.

2°) L'âge a été codé en trois classes (18-34, 35-64, 65+) pour les quotas et la pondération, et en cinq classes (18-24, 25-34, 35-49, 50-64, 65+) pour plus de détails dans l'analyse des résultats. Certains répondants ont refusé de donner leur âge en clair : seules les classes (en 3 et en 5 classes) ont été conservées dans la base de données finale.

3°) Plusieurs variables permettaient une réponse « Autre », avec un texte en clair à remplir par l'enquêteur. Ces réponses ont, autant que possible, été recodées de manière à rentrer dans les modalités proposées par l'enquête. Ces variables sont les suivantes :

- La profession et l'occupation (respectivement pour les répondants actifs et inactifs),
- Les motifs des trajets en déchèterie (seulement pour la phase 1),

- Le dernier diplôme,
- Les motifs des répondants ne triant pas certains ou la totalité de leurs déchets, pour les différents types de déchets concernés (seulement pour la phase 2).

4°) Un travail de correction des noms de rue saisies en clair par l'enquêteur a été réalisé à la main pour tous les répondants.

Des contrôles de cohérence ont été réalisés là où ils étaient pertinents. L'architecture du questionnaire et son codage sur la plateforme Kizeo – avec des connecteurs logiques masquant ou faisant apparaître certaines questions en fonction des réponses précédentes – a permis de réduire le temps de travail consacré à cette tâche. Plusieurs contrôles de cohérence ont tout de même été effectués :

- Entre l'activité des répondants (par exemple, les étudiants salariés ont été recodés comme étudiants),
- Entre le nombre de pièces et la taille en m² du logement,
- Entre la rue saisie par l'enquêteur et la commune de résidence.

2. Enrichissement des fichiers

Un certain nombre de variables externes ont été construites, permettant de faciliter le traitement et l'analyse des résultats. Ces variables externes ne sont pas déclarées par les répondants, mais construites a posteriori à partir des informations contenues dans les questionnaires. Chaque répondant a été géolocalisé (Figure 1.10) à partir de sa rue de résidence, à l'aide de la fonction *geocode* du package 'ggmap' sur R. Ce package fait appel à l'API⁷ Geocoding de Google.

La fonction *geocode* permet de calculer les coordonnées (latitude et longitude) d'une adresse ou plutôt, en l'occurrence (puisque le questionnaire ne renseigne que la rue de résidence du répondant), du centre d'un segment de rue. La correction manuelle des adresses saisies permet une localisation précise de chaque répondant. Chaque répondant peut ensuite être localisé dans divers ensembles géographiques (rue, IRIS, quartier, commune). Des contrôles de cohérence entre les résultats de la géolocalisation et les déclarations des répondants sont réalisés.

⁷ API signifie *Application Programming Interface*. Il s'agit en l'occurrence d'une interface de programmation permettant de faire le lien avec les logiciels et services web de Google, et plus spécifiquement ici de Google Maps.

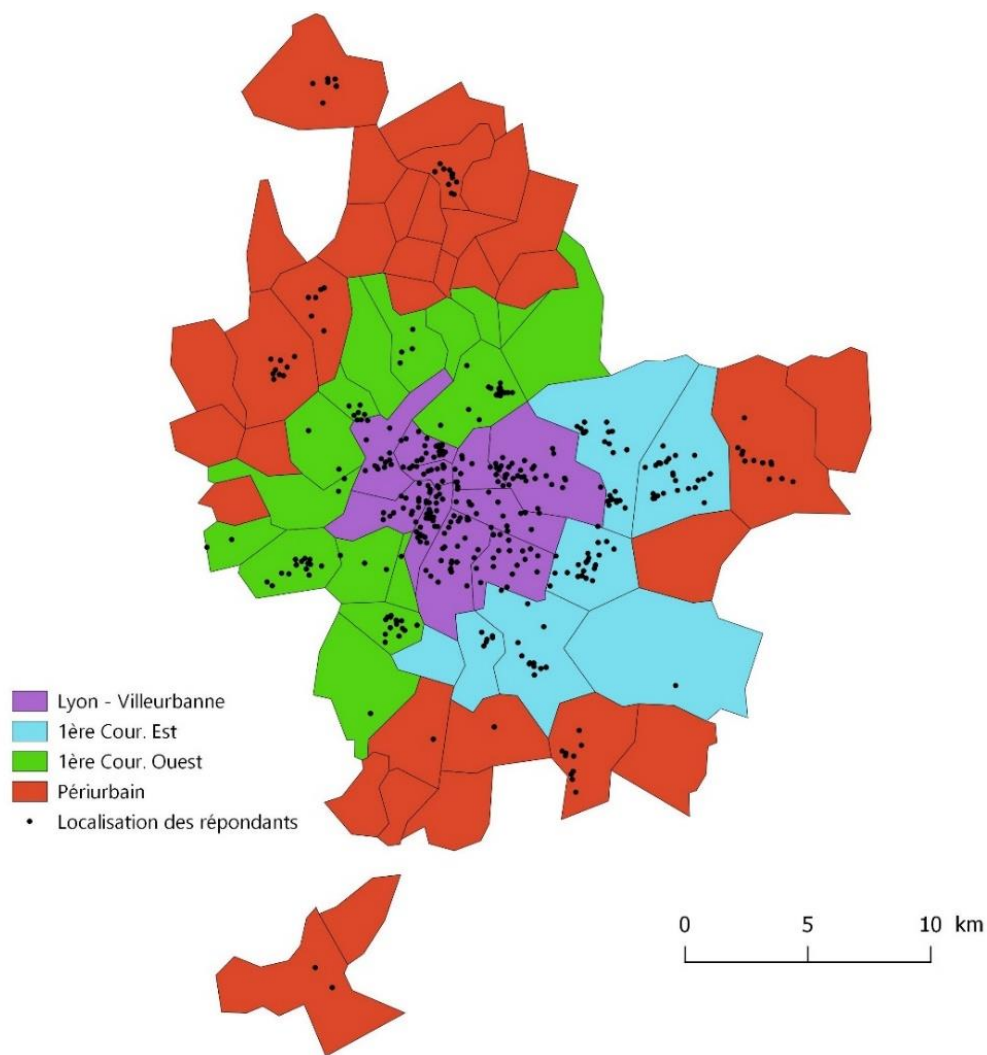


Figure 1.10 : Lieu de résidence des répondants, phases 1 et 2 (source : LAET)

La géolocalisation du lieu de résidence des répondants n'est pas exacte, puisqu'ils ne déclarent que leur rue. Elle est tout de même suffisamment précise pour les localiser par rapport aux équipements d'évacuation des déchets, notamment pour les apports volontaires. A partir de cette géolocalisation, une distance est calculée entre le centroïde de leur IRIS de résidence et les vingt déchèteries du territoire de la Métropole de Lyon. Cette distance est calculée à l'aide de l'API Distance Matrix de Google. La distance réseau (en km) et la durée de trajet (en mn) de chaque paire origine-destination (OD) est obtenue à l'aide d'une requête XML, avec le format suivant :

```
https://maps.googleapis.com/maps/api/distancematrix/xml?origins=45.579834+4.814443|45.650014+4.789973&destinations=45.606583+4.768084&mode=driving&departure_time=1573900200000&traffic_model=best_guess&key=key
```

Les arguments de la requête sont les suivants :

- En vert : les origines des OD (jusqu'à 20 origines par requête). Dans l'exemple, il s'agit des coordonnées du centroïdes de deux IRIS,
- En jaune : la destination des OD. Dans l'exemple, il s'agit des coordonnées de la déchèterie de Grigny.
- En rouge : le mode de transport considéré. Pour toute les requêtes, l'argument est 'driving', qui correspond à un trajet en voiture.
- En bleu : l'heure de départ considérée, en format Unix Timestamp. Pour toutes les requêtes, il s'agit d'un samedi matin à 10h30.
- En violet : le type de trafic considéré. Pour toutes les requêtes, l'argument est 'best_guess', ce qui signifie un trafic moyen.
- En marron : la clé API obligatoire pour faire le lien avec les services web de Google.

Chaque fichier XML obtenu en sortie est traité sous R à l'aide du package 'XML'. A l'issue de la procédure, chaque IRIS du territoire de la Métropole (donc chaque répondant dont on connaît l'IRIS de résidence) est caractérisé par une distance aux vingt déchèteries de la Métropole.

3. Pondération des répondants

Comme on l'a expliqué dans la sous-section précédente, des biais de recrutement des répondants n'ont pas pu être évités, les quotas n'ayant pas été parfaitement respectés, notamment pour la phase 1. Par ailleurs, les quotas définis sont basés sur une segmentation assez simple des répondants, et la représentativité de l'échantillon sur des critères non contrôlés par les quotas (catégorie socio-professionnelle, niveau d'éducation, taille du logement, taille du ménage, etc.) peut être questionnée.

Une rapide exploitation des fichiers « Individus » du recensement de la population 2015 (INSEE, 2019), comparé à une analyse de l'échantillon (phase 1 et 2) des enquêtes SIMODEM, montre des biais de sélection de l'échantillon à corriger par la pondération. La Figure 1.11 ci-dessous montre que notre méthode de recrutement a permis d'éviter des décalages trop importants pour ce qui concerne la structure des ménages et le type de logement occupés.

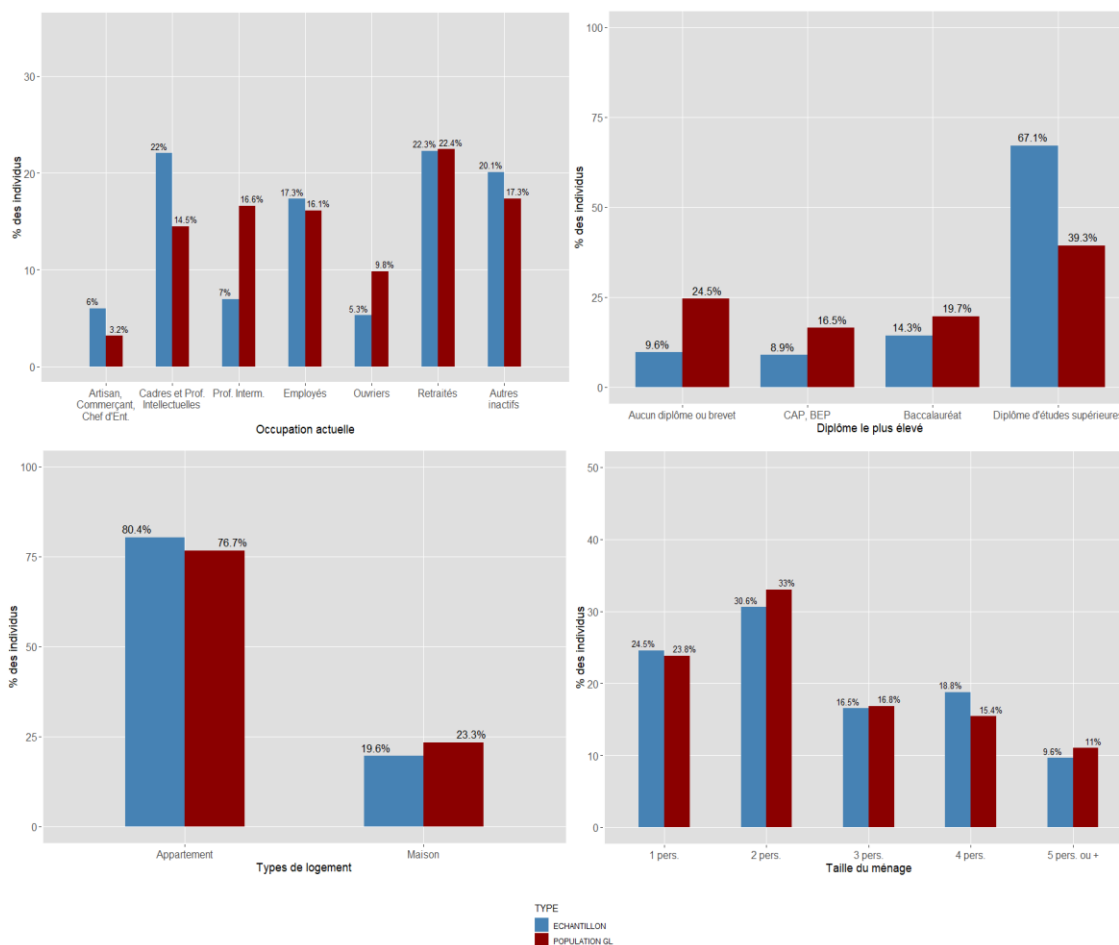


Figure 1.11 : Comparaison de la structure de l'échantillon de répondants (Phases 1 et 2) et de la population du Grand Lyon mesurée par le RGP 2015 de l'INSEE (source : INSEE, LAET)

En revanche, les répondants diplômés d'études supérieures sont surreprésentés dans l'échantillon : ils constituent les deux-tiers des répondants alors qu'ils ne représentent que 40% de la population réelle du Grand Lyon. De la même manière, les professions à plus fort revenu sont surreprésentés : artisans, commerçants, chefs d'entreprise (6% de l'échantillon vs. 3% de la population), cadres et professions intellectuelles (22% vs. 14%). Au contraire, les ouvriers (5% vs. 10%) et les répondants exerçant une profession intermédiaire (7% vs. 17%) sont sous-représentés dans l'échantillon.

Afin de contrôler ces biais de sélection de l'échantillon, une méthode de redressement des répondants est mise en place. Celle-ci est fondée sur des bases similaires à celles des quotas (genre, âge). Ces bases sont remaniées, dans un premier temps, pour prendre en compte la catégorie socio-professionnelle des répondants, ainsi que pour mieux contrôler les caractéristiques territoriales des lieux de résidence des répondants. Les catégories socio-professionnelles des répondants sont agrégées en trois classes : CSP + (artisans, commerçants,

chef d'entreprise, cadres et professions intellectuelles), CSP – (employés, ouvriers, professions intermédiaires) et inactifs.

Les communes (ou dans le cas de la ville de Lyon, les quartiers) des répondants sont ensuite catégorisées (Figure 1.12) par le biais d'une Classification Hiérarchique sur Composantes Principales (CHCP), décrite en annexe 2, réalisée à l'aide la fonction *HCPC* du package 'FactoMineR' sur R. Les quartiers de Lyon et les communes du reste du territoire de la Métropole sont classifiées en fonction d'un ensemble de critères morphologiques, socioéconomiques et démographiques, standardisés pour les besoins de l'analyse statistique : densité de population, taux de motorisation, pourcentage d'habitat collectif, taille moyenne des logements, taux de chômage et niveau médian des revenus. La pondération des répondants en fonction de cette classification permet de rendre compte d'une relative diversité des situations territoriales de la Métropole de Lyon (voir Tableau 1.7 et Figure 1.12).

Tableau 1.7 : Statistiques descriptives des classes en sortie de la CHCP sur le Grand Lyon

Caractéristiques	Centre hyperdense	Urbain	Périurbain
Densité (k hab. / km ²)	19,7	6,3	1,3
Taux de motorisation	56,6%	72,0%	91,8%
% d'hab. collectifs	97,6%	86,8%	39,7%
Nb moyen de pièces / logement	2,8	3,3	4,1
Taux de chômage	13,1%	15,7%	8,9%
Revenu médian	23 803,2	19 243,0	25 764,7
Individus les plus « spécifiques » (prox. du centre de classe)	Quart. Voltaire Part-Dieu Quart. Croix-Rousse Est Quart. Villette Paul Bert Quart. Mutualité Préf. Moncey Quart. Sans-Souci Dauphine	Bron La Mulatière Quart. Gerland Quart. La Plaine Santy Oullins	Chassieu Marcy-L'Etoile St-Genis-les-Ollières Neuville-sur-Saône Fleurieu-sur-Saône

Le résultat de cette démarche de classification est une partition du territoire Grand Lyonnais en trois zones :

- Une zone de centre-ville hyperdense autour des quartiers de la Presqu'Île, de Part-Dieu et des pentes de la Croix-Rousse : très forte densité, pourcentage d'habitats collectifs très élevé, petite taille des logements, faible taux de motorisation ;
- Une zone urbaine moins dense que le centre-ville, concernant à la fois les quartiers périphériques de la ville de Lyon, sa proche banlieue, et une bonne partie des communes de la zone est de la Métropole : elle est caractérisée par des revenus relativement bas, un taux de chômage élevé, un pourcentage élevé d'habitat collectif, et un taux de motorisation relativement faible ;
- Une zone périurbaine qui se déploie particulièrement dans l'ouest lyonnais, caractérisée par une densité peu élevée, un faible pourcentage d'habitats collectifs, la grande taille

des logements, un taux de motorisation très élevé, des revenus élevés et un faible taux de chômage.

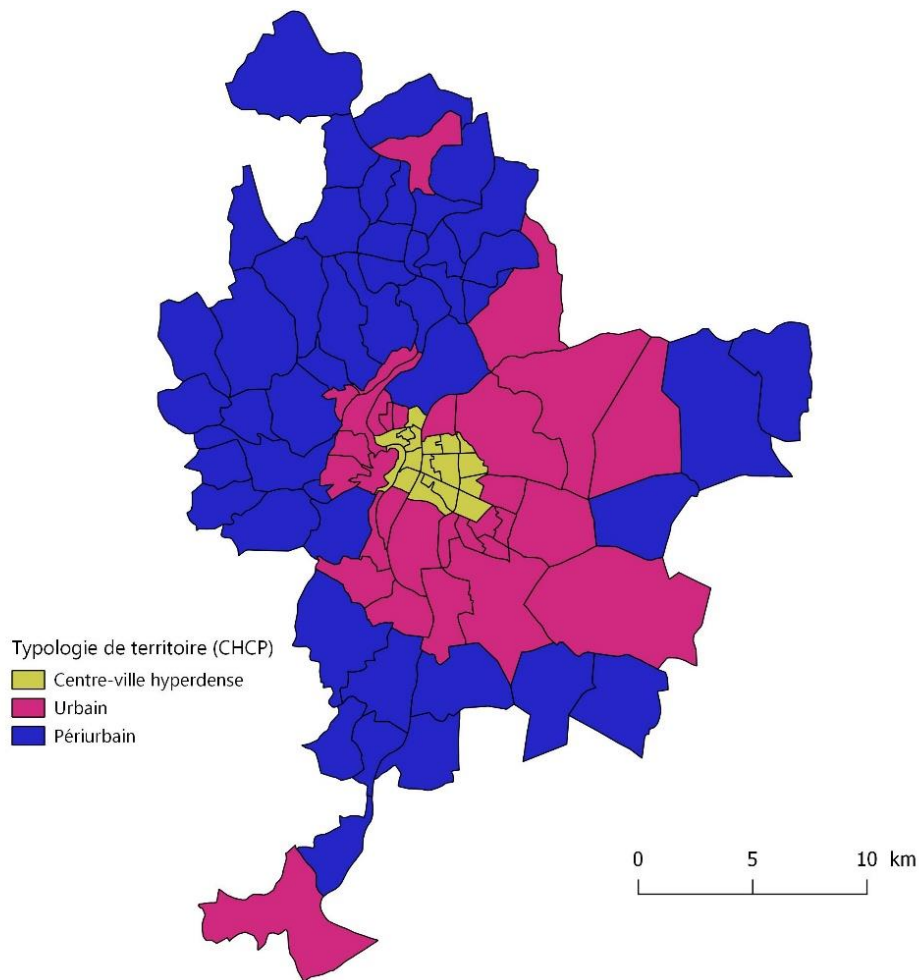


Figure 1.12 : Résultats de la CHCP réalisée sur le territoire du Grand Lyon (source : LAET)

Cette méthode de pondération permet de calculer un tableau des poids qui peut être appliqué à chaque répondant en fonction de son genre, son âge, sa catégorie socioprofessionnelle (CSP) et son lieu de résidence. Dans un second temps, on procède à un calage de l'échantillon afin de respecter la proportion des diplômés d'études supérieures par rapport aux populations faiblement diplômées (détenteurs d'un baccalauréat, d'un CAP-BEP, ou d'aucun diplôme) observés dans la population du Grand Lyon, au sein de chaque combinaison genre / âge / CSP / lieu de résidence. Cette méthode de pondération permet de rééquilibrer l'échantillon sur les divers critères sociodémographiques enquêtés et en particulier de ne pas surestimer les réponses des enquêtés qui sont diplômés d'études supérieures, par rapport aux autres répondants.

La pondération est appliquée à l'ensemble de l'échantillon et à chaque phase de questionnaire, de manière différenciée. Ceci permet de traiter les variables du tronc commun en prenant en compte l'échantillon dans son intégralité, mais aussi les variables spécifiques à chaque phase en contrôlant les spécificités de chaque sous-échantillon. A chaque questionnaire sont affectés deux coefficients de pondération. Le poids prenant en compte l'intégralité de l'échantillon est utilisé pour le traitement des variables d'intérêt, qui font partie du tronc commun. Le poids de l'échantillon spécifique à chaque phase d'enquête est utilisé pour le traitement des variables spécifiques à chaque phase, ainsi que pour les croisements entre variables spécifiques et variables d'intérêt.

Ce protocole d'administration, d'apurement, de traitement préliminaire et de pondération des questionnaires est une étape indispensable au traitement des enquêtes SIMODEM. Les résultats de ce traitement sont présentés dans la section suivante de ce rapport.

Section 2 - Les principaux résultats de l'exploitation des enquêtes SIMODEM

Dans le présent rapport, les résultats des enquêtes SIMODEM sont présentés par le biais de statistiques descriptives qui prennent principalement la forme de traitements uni- ou bi-variés. Certains croisements de variables permettant d'approfondir ces résultats sont aussi proposés, lorsque cela est pertinent. Ce travail tient lieu de traitement préliminaire des données d'enquête et permet de préparer la démarche de modélisation choisie dans le cadre de la tâche 3. Des traitements multivariés (et notamment les modèles de régression) seront exposés dans le Livrable 2, qui présentera les résultats de la tâche 3. La structure de la section 2 s'articule comme suit.

Tout d'abord, nous présentons des résultats décrivant les comportements de gestion des déchets des ménages enquêtés. Comme nous l'avons développé dans la section précédente, ces comportements relèvent de champs de pratiques différents, qui structurent la présentation des résultats : 1°) la gestion des déchets occasionnels et la fréquentation des déchèteries, et 2°) le tri et l'évacuation des déchets usuels. Les résultats de la phase 3 seront présentés dans les prochains livrables intermédiaires et dans le livrable de synthèse final du projet SIMODEM. Pour chaque champ, nous analysons les variables communes et celles spécifiques à chaque phase d'enquête, ainsi que les DSD de ces pratiques. Une attention particulière est portée à la mobilité liée à ces différents champs de pratiques, dont l'analyse est centrale à la démarche de SIMODEM. Dans un second temps, nous proposons une analyse de l'articulation des différents champs de pratiques identifiés.

1. Fréquentation des déchèteries et gestion des déchets occasionnels

1. La fréquentation des déchèteries sur le territoire du Grand Lyon : exploitation du tronc commun des enquêtes

Le tronc commun de l'enquête SIMODEM contient deux questions sur la fréquentation des déchèteries par les répondants (voir Tableau 1.1 dans la section précédente). La première est binaire : « Avez-vous réalisé un trajet dans une déchèterie du Grand Lyon au cours des 12

derniers mois ? ». La seconde, qui n'est posée que si le répondant a répondu « oui » à la première question, nécessite une réponse quantitative : « Indiquez le nombre de trajets totaux à une déchèterie du Grand Lyon au cours des 12 derniers mois ». L'enquêteur peut, si nécessaire, indiquer au répondant si les déchèteries qu'il a fréquentées sont bien des déchèteries gérées par le Grand Lyon. Après deux phases de l'enquête SIMODEM, 876 questionnaires permettent de traiter les réponses à ces deux questions.

En ce qui concerne la fréquence des trajets en déchèterie sur les 12 derniers mois, certaines valeurs peuvent être considérées comme des *outliers*, ou valeurs « aberrantes » par rapport à la distribution « normale » du nombre de trajets déclarés. La suppression des *outliers* est une pratique débattue dans le domaine du traitement des données d'enquête en sciences sociales. Elle nous paraît ici justifiée car, dans la réalité, un certain nombre de trajets en déchèteries sont réalisés par des artisans pour des raisons professionnelles, sans que ces trajets soient toujours déclarés comme tels. Le Grand Lyon estime en effet qu'environ 13.5% des 2.1 millions d'entrées annuelles en déchèteries enregistrées relèvent d'un usage professionnel.

Notre hypothèse est que les valeurs « aberrantes » déclarées par les répondants concernent principalement des trajets professionnels, qui ne relèvent pas de notre analyse des déchets ménagers. Cette hypothèse est discutable et difficilement vérifiable, car le motif du trajet en déchèterie n'est déclaré que pour la phase 1 des enquêtes. Par ailleurs, même dans la phase 1, seuls les motifs des deux derniers trajets sont déclarés par le répondant. Le traitement de ces *outliers* fera l'objet d'un travail approfondi dans la suite du projet SIMODEM. Dans le cadre de ce rapport, les *outliers* sont définis comme correspondant aux valeurs supérieures à la somme du 3^{ème} quartile et de 2.5 fois l'intervalle interquartile, et sont éliminés de l'échantillon utilisé pour le traitement des résultats qui suivent.⁸ Ce traitement évacue 3% de l'échantillon, correspondant aux répondants déclarant plus de 14 trajets en déchèterie par an, et laisse 831 questionnaires à traiter.

Estimation du nombre total de trajets en déchèterie

La Figure 2.1 ci-dessous valide dans une certaine mesure le choix de l'élimination de ces *outliers*. Celle-ci montre la comparaison entre le nombre d'entrées enregistrées dans les vingt

⁸ Il n'existe pas de définition unique de ce qui constitue un *outlier* dans une distribution statistique. Notons que la nôtre est une définition « prudente », visant à éliminer la partie la plus petite possible de l'échantillon. La fonction `boxplot.stats$out` de R, par exemple, définit les *outliers* comme les valeurs supérieures à la somme du 3^{ème} quartile et de 1.5 fois l'intervalle interquartile d'une distribution.

déchèteries du territoire du Grand Lyon (en moyenne sur les années 2016-2018), le nombre d'entrées concernant uniquement les particuliers (estimé à dire d'experts par la Métropole) et le nombre d'entrées déclarées par les répondants. Le nombre d'entrées déclarées par les répondants et pondérées correspond à environ 1 970 000 entrées. En moyenne, les habitants du Grand Lyon (de plus de 18 ans) réalisent 1,96 trajets en déchèterie par an.

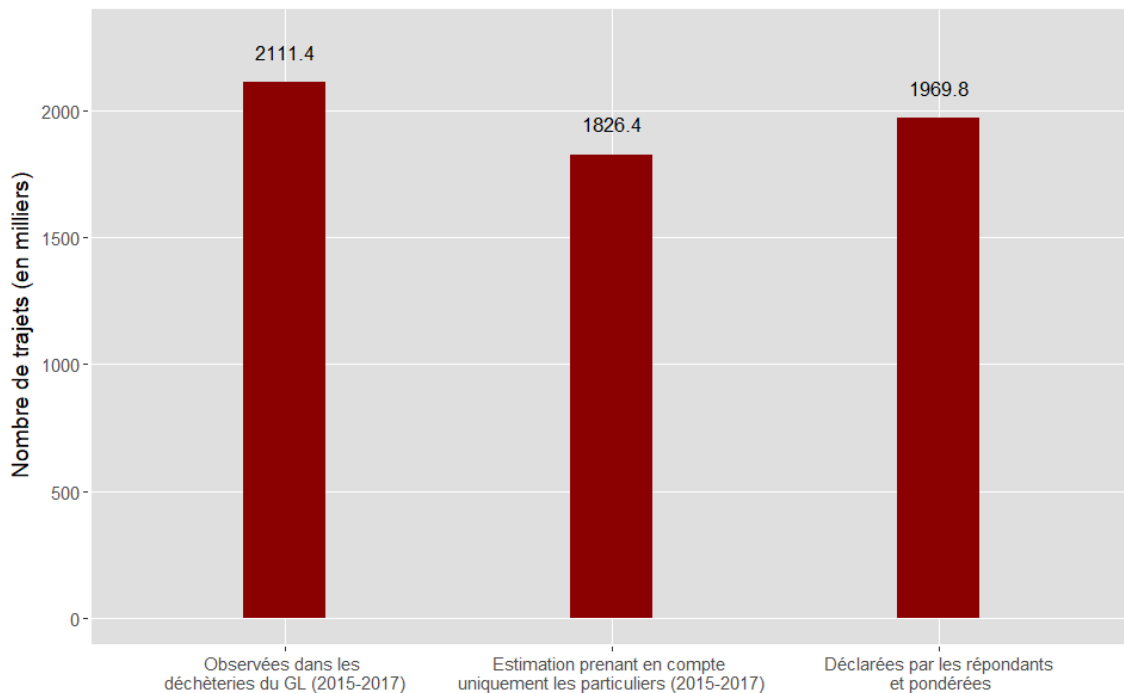


Figure 2.1 : Comparaison entre le nombre d'entrées en déchèteries observées et le nombre de trajets calculés à partir des enquêtes SIMODEM (source : LAET)

Pour chaque répondant, le nombre d'entrée est multiplié par son poids dans l'échantillon (en fonction de la méthode de pondération décrite dans la sous-section précédente).⁹ Ce traitement très simple des données d'enquête permet de calculer un nombre d'entrées relativement proche des données « réelles » estimées par le Grand Lyon : surestimation de +7.8% par rapport aux données réelles.

On peut faire plusieurs hypothèses quant à la raison de cette surestimation. Tout d'abord, la fréquentation annuelle des déchèteries du Grand Lyon connaît une croissance relativement

⁹ Notons que les entrées des répondants ayant déclaré avoir fréquenté River'Tri sont pondérées à la marge pour correspondre au nombre d'entrées totales enregistrées par la déchèterie fluviale. En effet, les quotas des répondants définis pour l'enquête River'Tri visaient à recruter un certain nombre d'usagers de la déchèterie fluviale. L'observation de leur pratique est donc biaisée par ce mode de recrutement (on sait qu'ils ont réalisé au moins un trajet à la déchèterie fluviale) et est corrigé par une pondération spécifique.

soutenue depuis quelques années (+2% environ par an entre 2015 et 2017), tandis que notre échantillon concerne principalement des trajets réalisés entre 2017 et 2019. Ensuite, l'estimation « à dire d'expert » du nombre de visites de professionnels en déchèterie est assez peu précise, et il est difficile de déterminer s'il s'agit d'une estimation haute ou basse de cette fréquentation. Enfin, certains trajets de professionnels en déchèterie peuvent demeurer dans notre échantillon malgré la précaution prise en retirant les *outliers*. Aussi, malgré ce léger différentiel, on considère que l'échantillon de répondants est représentatif de la fréquentation des déchèteries par les particuliers sur le territoire du Grand Lyon.

La distribution des trajets en déchèterie

L'un des résultats les plus importants du traitement de ces questionnaires concerne la distribution du nombre annuel de trajets déclaré par les répondants. Ce résultat est présenté sous la forme d'un histogramme de distribution dans la Figure 2.2 ci-dessous.

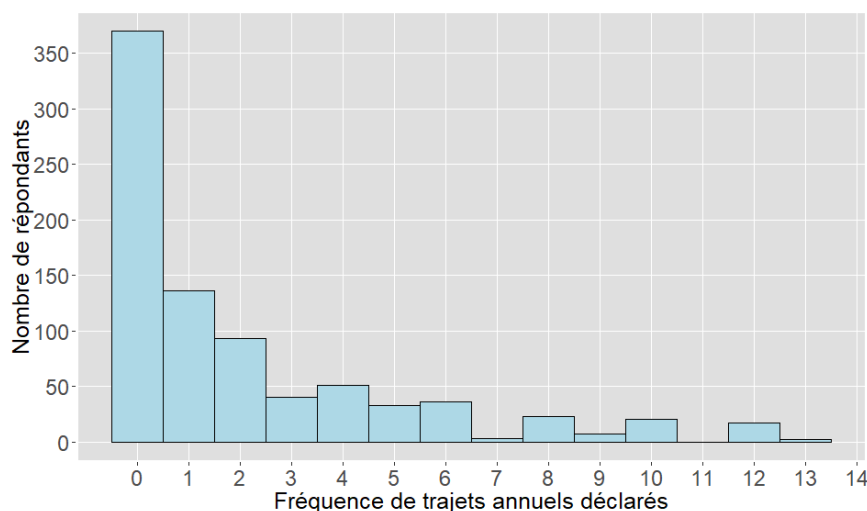


Figure 2.2 : Histogramme des fréquences annuelles déclarées par les répondants enquêtés (source : LAET)

La distribution des réponses illustre différentes formes de fréquentation des déchèteries. D'abord, 370 répondants ont déclaré ne pas être allé en déchèterie au cours de l'année passée, ce qui représente presque la moitié (44,5%) de l'échantillon. On peut ensuite diviser les autres répondants en 3 classes : ceux qui vont en déchèterie une ou deux fois par an, ceux qui y vont un peu plus souvent (3 à 6 fois) et ceux qui y vont régulièrement (plus de 6 fois).

Cette distribution des valeurs renforce l'idée selon laquelle la variable du nombre de trajet annuel en déchèterie serait plus facile à traiter sous forme catégorielle que sous forme d'une variable continue. La Figure 2.3 ci-dessous permet d'illustrer la distribution des trajets sous la

forme d'une courbe de Lorenz (comparant le cumul en pourcentage des trajets au cumul en pourcentage de la population).

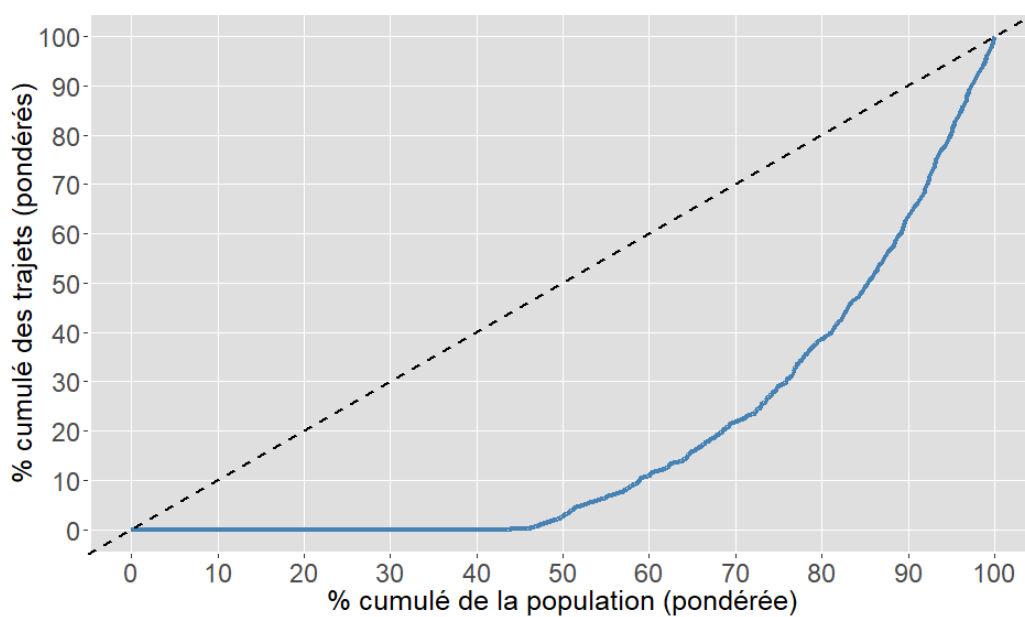


Figure 2.3 : Courbe de Lorenz comparant la population pondérée de l'échantillon et les trajets pondérés réalisés par les répondants (source : LAET)

Cette distinction, pour schématiser, entre ceux qui ne vont jamais en déchèterie, ceux qui y vont occasionnellement, et ceux qui y vont régulièrement, semble importante pour représenter de manière réaliste la disparité des comportements des habitants de la Métropole. On peut estimer (sur des données pondérées) que 10% de la population réalise environ 40% des trajets annuels en déchèterie.

Les déterminants de la fréquence des trajets en déchèterie

Le tronc commun des enquêtes SIMODEM permet dans un second temps d'illustrer les relations entre les variables des pratiques liées à la gestion des déchets et des déterminants sociodémographiques (DSD) liés à ces comportements. Les Figure 2.4 - 2.7 regroupent les tris à plat réalisés entre les principaux DSD et la fréquence annuelle de trajets en déchèterie.

Chaque variable est représentée sous la forme de diagrammes en boîte, résumant les principaux indicateurs de position (valeurs centrales et de dispersion) de la distribution statistique : le minimum, le 1^{er} et 3^{ème} quartile, la médiane, la moyenne (sous la forme d'un carré noir), et la valeur correspondant au maximum de la distribution hors *outlier* (somme du 3^{ème} quartile et de 1.5 fois l'intervalle interquartile de la distribution). Les *outliers* sont aussi

indiqués sous la forme de croix. La valeur indiquée en chiffre sur chaque boîte correspond à la fréquence moyenne des trajets. Sur chaque graphique, enfin, est indiqué le nombre moyen de trajets réalisés en déchèterie par les habitants (+ de 18 ans) du Grand Lyon sous la forme d'une ligne horizontale rouge en pointillé.

Une première approche consiste à analyser les liens entre la localisation des répondants et leur fréquentation annuelle des déchèteries. La Figure 2.4 montre bien les forts contrastes territoriaux liés à cette fréquentation, pour les deux découpages territoriaux envisagés. Dans le premier cas (le découpage est celui du traitement en CHCP, voir Figure 1.10), les répondants résidant dans l'hyper-centre urbain du territoire du Grand Lyon vont en moyenne moins d'une fois par an en déchèterie. Ils réalisent bien moins de trajet que les répondants résidant dans la partie urbaine (qui sont dans la moyenne du territoire de la Métropole), qui eux-mêmes réalisent moins de trajets que les résidents du périurbain.

Ce gradient centre-périphérie se retrouve dans le deuxième découpage (qui correspond aux secteurs de tirage des répondants pour les quotas, voir Figure 1.8). Notons tout de même que les résidents de la 1^{ère} couronne Est de Lyon réalisent bien moins de trajets que les résidents de la 1^{ère} couronne Ouest, dont le profil ressemble plus à celui des communes périurbaines de la Métropole.

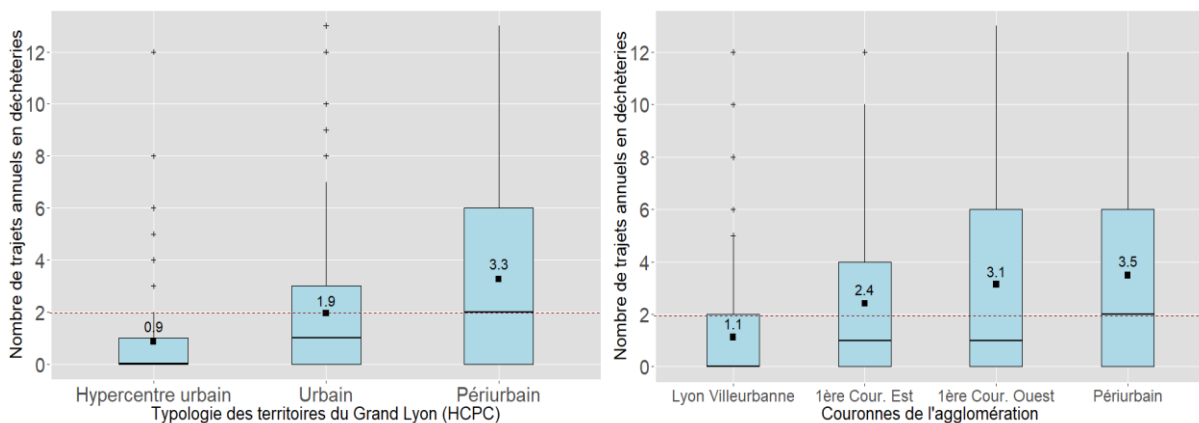


Figure 2.4 : Fréquence annuelle des trajets selon la localisation des ménages (source : LAET)

Cette analyse du lien entre localisation des répondants et fréquence des déchèteries constitue une première approche des liens statistiques entre les variables sociodémographiques et les pratiques (Figure 2.5). Nous proposons ici de distinguer trois types de DSD : les variables démographiques individuelles du répondant (son âge ou son genre), les variables

socioéconomiques du répondant et de son ménage (occupation, niveau d'éducation, revenus du ménage), et les variables qui correspondent à son cadre de vie et à son ménage.

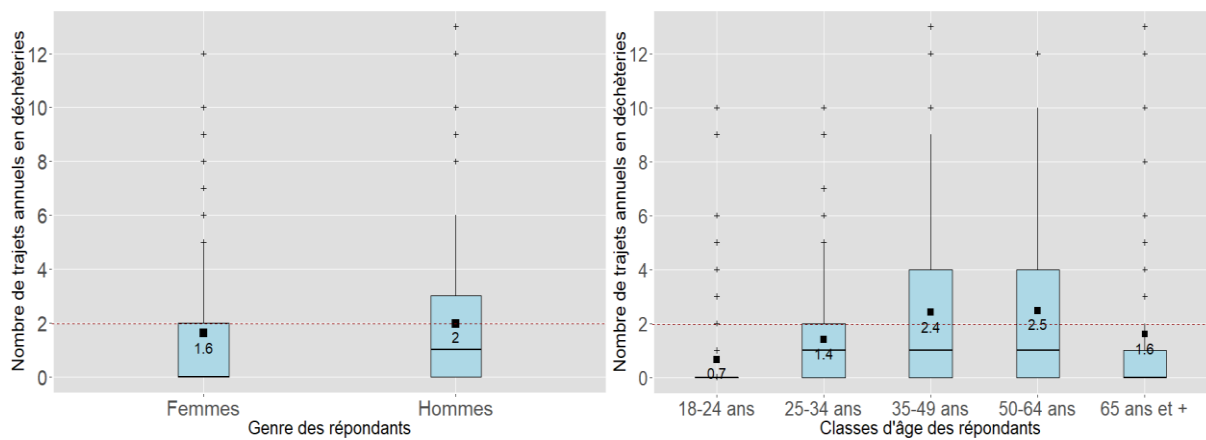


Figure 2.5 : Fréquence annuelle des trajets selon les caractéristiques démographiques individuelles du répondant (source : LAET)

Tout d'abord, les caractéristiques individuelles des répondants semblent avoir un impact sur la fréquence des trajets en déchèterie. La différence entre les moyennes pour les femmes et les hommes est relativement importante (1,6 vs. 2), mais c'est surtout la forme de la distribution qui nous intéresse : 50% des femmes ne sont pas allées en déchèterie au cours de la dernière année, alors que la médiane pour les hommes se situe à un trajet par an.

La segmentation de l'échantillon en classe d'âge est elle aussi remarquable. Les jeunes (moins de 25 ans) ne vont, pour la plupart d'entre eux, pas en déchèterie : l'intégralité ou presque de l'échantillon de cette classe d'âge a déclaré un nombre de trajet égal à 0 sur l'année écoulée, la moyenne de 0,7 étant due aux *outliers* de la distribution. Les personnes plus âgées (plus de 65 ans) et la catégorie des 25-34 ans y vont plus souvent, mais moins que la moyenne de presque deux trajets par an (la ligne rouge en pointillé sur les graphiques). Finalement, les deux classes d'âge les plus concernées par les trajets en déchèterie sont les 35-49 ans et les 50-64 ans. On pourrait faire l'hypothèse que ces classes d'âge correspondent à un « parcours de vie » des individus. Les individus entre 35 et 64 ans sont à la fois ceux qui ont le plus besoin des déchèteries (résidant en habitat individuel, avec un niveau de revenu plus élevé et une plus forte consommation, ce qui implique de jeter plus) et qui ont les moyens matériels de s'y rendre (possession d'un véhicule motorisé).

La Figure 2.6 ci-dessous vient tempérer cette hypothèse d'une plus haute fréquence des trajets en déchèteries liée à des besoins et des moyens. Elle illustre en effet des résultats qui, sans être

contradictoires, viennent brouiller les pistes. D'un côté, l'analyse du lien entre l'occupation des répondants et la fréquence de leur trajet en déchèterie semble riche d'enseignement. Les artisans, commerçants et chefs d'entreprise, les professions libérales et les cadres, se rendent bien plus souvent en déchèterie que les professions intermédiaires, les employés et les ouvriers.

Les inactifs, quant à eux, se rendent bien moins souvent en déchèterie que les actifs. Cela dit, cette moyenne de 1,2 trajets par an pour les inactifs cache une diversité des situations : les hommes / femmes au foyer se rendent aussi souvent en déchèterie que les actifs. Les retraités et les chômeurs ayant déjà exercé un emploi se rendent en moyenne plus d'une fois par an en déchèterie. En revanche, les étudiants, ou les répondant en recherche d'un premier emploi (qui correspondent pour la plupart à des individus de 18-24 ans) ne s'y rendent quasiment jamais.

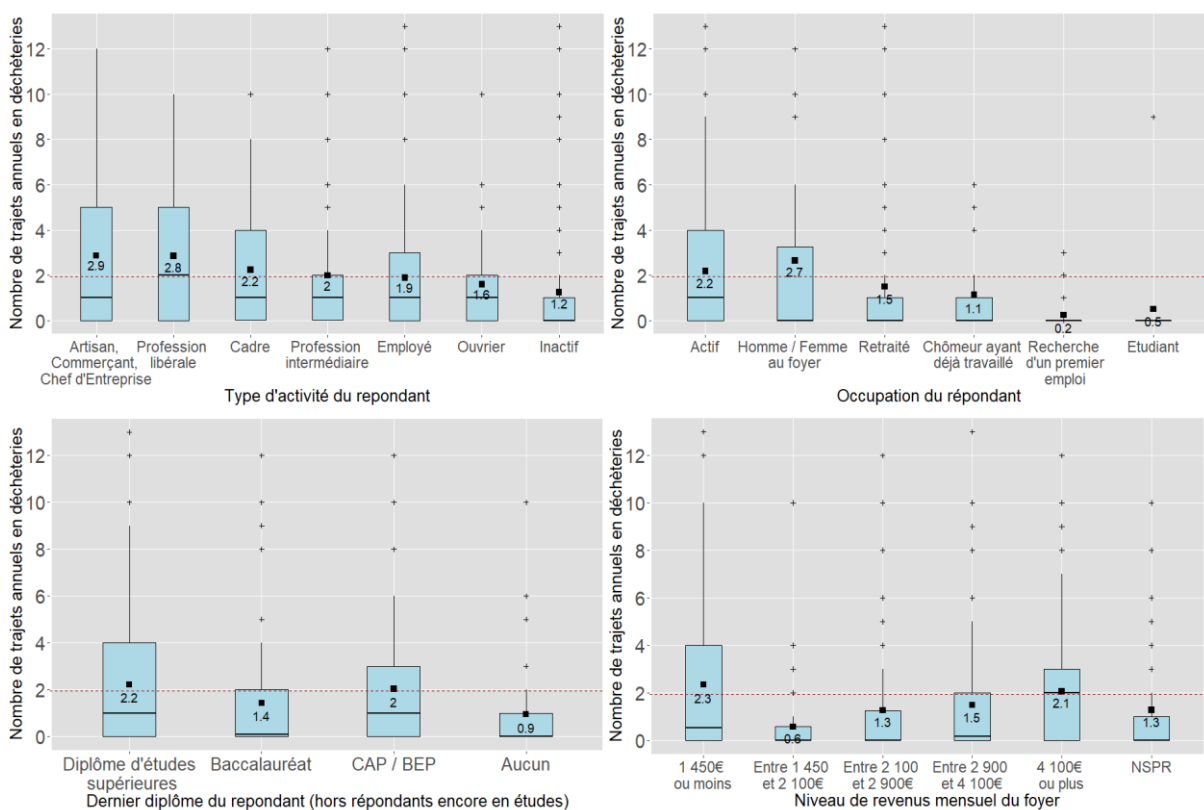


Figure 2.6 : Fréquence annuelle des trajets selon les caractéristiques démographiques individuelles du répondant (source : LAET)

Le niveau de diplôme semble aussi avoir un impact sur la fréquentation des déchèteries. Les diplômés d'études supérieures se rendent très fréquemment en déchèterie, de même que les possesseurs d'un CAP / BEP. Les répondants n'ayant aucun diplôme s'y rendent en moyenne moins d'une fois par mois, et les détenteurs d'un baccalauréat à peine plus d'une fois par

mois.¹⁰ La fréquence élevée des trajets en déchèterie pour les détenteurs d'un CAP / BEP rend difficile l'établissement d'une relation entre le niveau de diplôme et la fréquentation des déchèteries.

De la même manière, le dernier graphique montrant le lien entre les niveaux de revenus mensuels du foyer du répondant et la fréquence des trajets vient semer une certaine confusion dans l'interprétation des résultats. Le lien entre la fréquence des trajets et le niveau de revenus (les plus hauts revenus se rendant le plus souvent en déchèterie) semble fonctionner, sauf pour la catégorie des plus bas revenus (1 450€ ou moins), qui se rend en déchèterie plus fréquemment que toutes les autres classes de revenus. Des traitements approfondis, via le croisement des différentes variables sociodémographiques, semblent nécessaires.

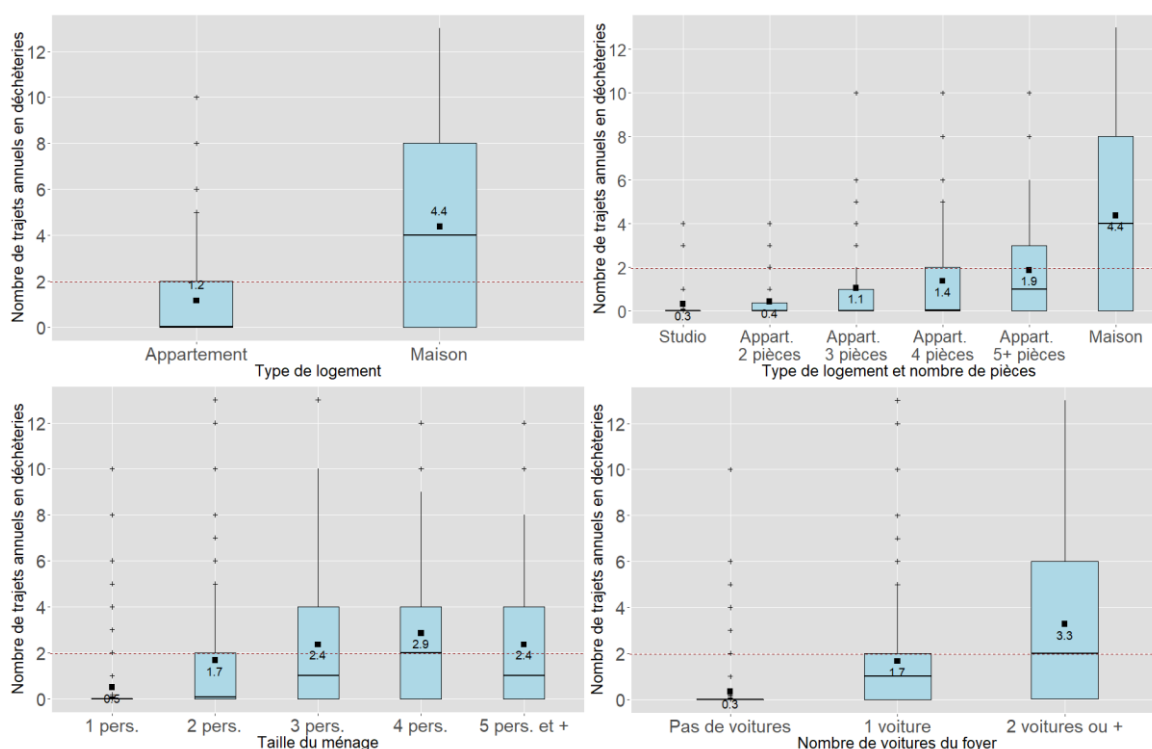


Figure 2.7 : Fréquence annuelle des trajets selon les caractéristiques démographiques individuelles du répondant (source : LAET)

Enfin, la Figure 2.7 montre les liens forts qui existent entre le cadre de vie du répondant et de son foyer, et la fréquence de ses trajets en déchèterie. Ces variables sociodémographiques, qu'on peut considérer comme étant très liées aux déterminants technico-organisationnels liés à la gestion des déchets ménagers, semblent très discriminants pour l'explication de la

¹⁰ N.B. : les répondants encore en études sont exclus du graphique faisant le lien entre la fréquence des trajets en déchèterie et le dernier diplôme du répondant.

fréquentation des trajets. Le type de logement en particulier, semble avoir un impact conséquent : les répondants résidant en habitat individuel réalisent en moyenne 3,7 fois plus de trajets annuels en déchèteries que les répondants résidant en immeuble.

Le taille du logement semble également jouer, à la marge, sur la fréquence des trajets en déchèterie. Plus l'appartement du répondant est grand (en nombre de pièces), plus les trajets sont fréquents, même s'ils restent, en moyenne, bien inférieurs aux répondants habitant une maison.

Cette variable est probablement assez liée à celle du nombre d'individus (adultes et enfants) qui composent le ménage, mais seulement jusqu'à un certain point. En effet, le nombre de trajets augmente avec la taille du ménage, mais reste relativement stable au-dessus de trois personnes. Par contre, la motorisation du ménage semble jouer un rôle presque aussi prépondérant que le type de logement. Les répondants ne possédant pas de voiture ne vont presque jamais en déchèterie. Au contraire, les répondants en possédant une y vont à un rythme moyen, tandis que les répondants des ménages possédant 2 voitures ou plus réalisent un grand nombre de trajets en déchèterie.

Cette analyse descriptive par diagramme en boîte est validée par un ensemble de test de comparaison de moyennes réalisés pour chaque variable déterminante. Les tests de Kruskal-Wallis et Wilcoxon sont privilégiés au test de Student, plus standard mais qui s'applique à des distributions normales. Or, la distribution de la fréquence annuelle des trajets en déchèteries ne suit pas une loi normale (voir Figure 2.2). Les tests de Kruskal-Wallis et de Wilcoxon ne reposent pas sur l'hypothèse sur la normalité des distributions comparées.

Dans un premier temps, le test de Kruskal-Wallis est utilisé pour des comparaisons de moyenne entre la fréquence des trajets en déchèteries et chaque variable qualitative (ce test est adapté aux variables catégorielles non-binaires). Toutes les variables catégorielles testées ont un impact significatif ($p < 0,01$). Ce test est ensuite complété par une série de tests de Wilcoxon (Figure 2.8), qui permettent de comparer les moyennes pour chaque modalité de toutes les variables catégorielles des tris à plat précédents (chaque modalité est transformée en variable binaire pour les besoins du test).

La majorité des tests révèlent des différences significatives entre les moyennes de l'échantillon enquêté et celles des sous-échantillons de chaque modalité des variables catégorielles testées. Les différences significatives sont colorées sur le graphique en vert. Par exemple, il existe une

différence significative ($p < 0,01$) entre le nombre moyen de trajets annuels réalisés par les « inactifs » et le nombre moyen pour le reste de l'échantillon. Par contre, on ne peut pas affirmer que la différence entre la moyenne de trajet réalisé par une personne de 25-34 ans et le reste de la population est significative.

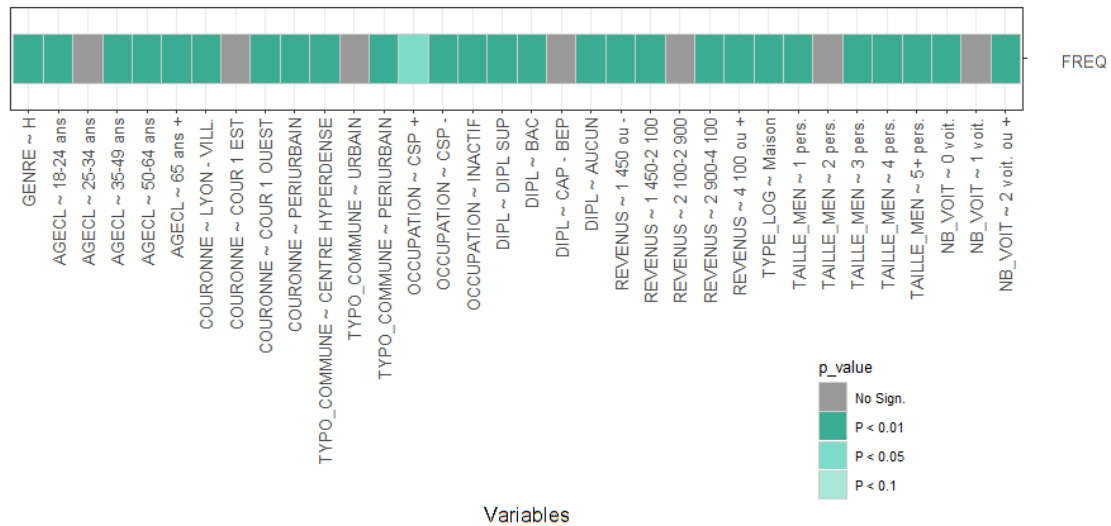


Figure 2.8 : Synthèse des tests de comparaison de moyennes (Wilcoxon) réalisés pour chaque modalité de chaque variable catégorielle (source : LAET)

Bien sûr, les variables mobilisées pour expliquer ces comportements sont très corrélées les unes avec les autres. La Figure 2.9 ci-dessous montre ces relations statistiques, par la synthèse des tests du khi-2 réalisés entre chaque paire de variables. Pour chaque paire de variable, la figure donne le résultat du test du khi-2 sous la forme de la p-value, qui permet de quantifier la significativité des relations statistiques entre les variables.

Les cases grises du graphique montrent des relations non significatives entre les variables. Par exemple, il n'existe pas de relation statistique significative entre le niveau de diplôme et le type de logement occupé. Les cases vert clair montrent des différences significatives au seuil de confiance de 5% ($p\text{-value} < 0,05$: forte présomption de la significativité de la relation statistique) : il existe une forte présomption de la significativité de la relation statistique entre le genre et le niveau de diplôme. Les cases vertes plus foncées montrent des relations significatives au seuil de confiance de 1% ($p\text{-value} < 0,01$: très forte présomption de la significativité de la relation statistique). Il existe une relation statistique très forte entre la plupart des paires de variables, par exemple entre le type de logement et la motorisation.

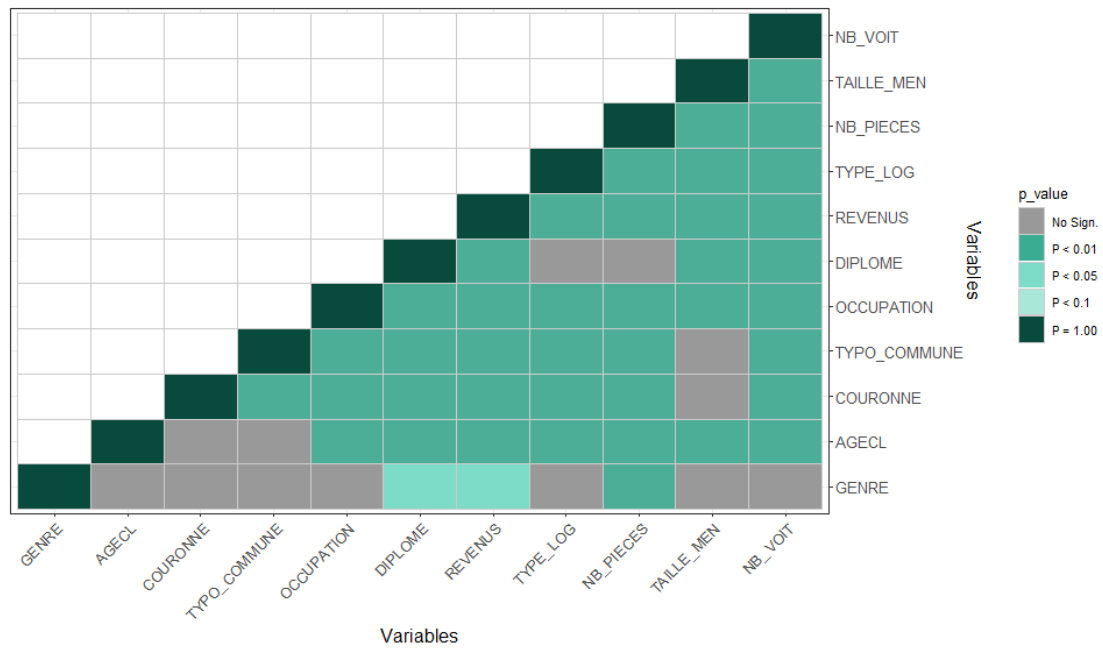


Figure 2.9 : Synthèse des tests du khi-2 réalisés entre paires de DSD (source : LAET)

Cette exploration descriptive des variables liées à la fréquentation des déchèteries révèle un certain nombre de déterminants statistiques des comportements des ménages. Les variables les plus liées à la fréquence annuelle des trajets sont celles qui relèvent du cadre de vie du répondant et en particulier le type de logement et la motorisation de son ménage. La taille du logement joue aussi un rôle significatif. Les variables démographiques (genre et âge du répondant) semblent aussi jouer un rôle important et significatif : les femmes, et les répondants plus jeunes se rendent moins souvent en déchèterie.

Les variables socioéconomiques ont, elles, un impact plus incertain. L'activité du répondant semble structurante, en particulier pour les différences entre les actifs et les inactifs (et au sein des inactifs, pour les étudiants et les retraités), et les différences entre les CSP généralement considérées comme les plus aisées (artisans, commerçants, chefs d'entreprise, cadres) et les CSP moins aisées (professions intermédiaires, ouvriers, employés).

En revanche, le rôle joué par le niveau de diplôme et le niveau de revenu est plus difficile à décrire, bien que certaines modalités de ces deux variables semblent avoir un impact significatif. Enfin, ces variables sont bien entendu très corrélées les unes aux autres. Cela n'est pas nécessairement gênant dans l'optique d'une analyse exploratoire par des tris à plat. Il sera par contre indispensable de prendre en compte la multi-colinéarité des variables potentiellement explicatives dans le cadre de modèles plus formalisés, qui feront l'objet du Livrable 2.

2. La fréquentation des déchèteries sur le territoire du Grand Lyon : exploitation des variables spécifiques de l'enquête déchèterie (Phase 1)

Au-delà des variables du tronc commun, les questionnaires SIMODEM permettent de renseigner des informations spécifiques à chaque phase d'enquête. Les enquêtes de la phase 1 donnent de nombreuses informations sur le déroulement du (ou des deux) dernier(s) trajet(s) réalisé(s) par le répondant, si celui-ci a déclaré avoir réalisé un trajet dans une déchèterie du Grand Lyon au cours des douze derniers mois. Les questions posées instruisent sur le déroulement de ces deux dernières visites : la déchèterie choisie par le répondant, la raison de ce choix, le motif du trajet en déchèterie, ainsi que le mois de l'année auquel a été réalisé le trajet. L'information sur la déchèterie choisie permet de reconstituer une distance et un temps de trajet moyens pour se rendre de l'IRIS de résidence du répondant à la déchèterie (voir section 2, sur la construction des variables externes).

Pondération spécifique à la description des deux derniers trajets décrits

Le mois de l'année permet de contrôler certains biais liés à la temporalité de l'enquête. En effet, la quasi-totalité des questionnaires de la Phase 1¹¹ ont été réalisés entre septembre et décembre 2018. Il semble donc logique qu'il y ait surreprésentation des trajets réalisés pendant cette période (puisque l'on demande aux répondants une description de leurs deux derniers trajets).

C'est ce qu'illustre la Figure 2.10 ci-dessous, en comparant les chiffres pondérés de l'enquête Phase 1 et les entrées en déchèteries enregistrées par le Grand Lyon, réparties selon la saison. Sans surprise, les trajets réalisés en automne (soit la saison correspondant aux mois de septembre à novembre, concomitante à la phase d'enquête) sont surreprésentés dans l'échantillon par rapport aux autres saisons.

Or, ce biais peut affecter les résultats. On peut supposer par exemple, que les trajets en déchèterie pour le motif « jardinage » sont plus ou moins fréquents selon la saison. En conséquence, nous pondérons les trajets réalisés en déchèterie pour le traitement de ces résultats, de façon à ce qu'ils correspondent à la répartition annuelle observée dans les déchèteries de la Métropole.

¹¹ Incluant les questionnaires SIMODEM et les questionnaires River'Tri.

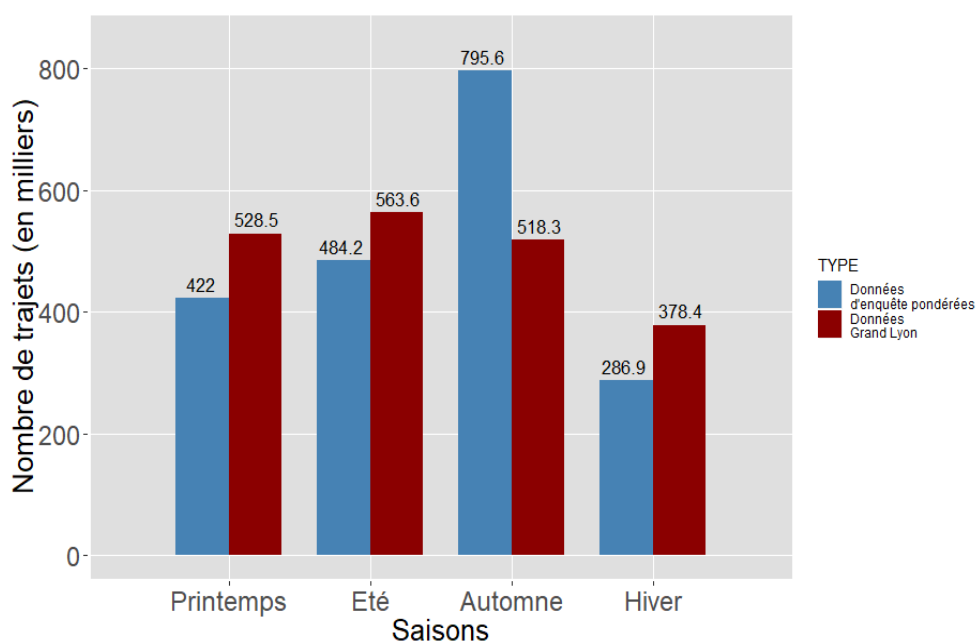


Figure 2.10 : Comparaison de l'échantillon pondéré des trajets décrits par les répondants et des entrées enregistrées par le Grand Lyon, selon la saisonnalité (sources : LAET, Grand Lyon)

Motif des trajets en déchèteries

Les modalités de la variable du motif du trajet en déchèterie sont formulées comme suit dans le questionnaire SIMODEM :

- Jardinage,
- Travaux – Bricolage – Aménagement intérieur,
- Déménagement,
- Activité professionnelle,
- Rangement du domicile (événement ponctuel),
- Accumulation progressive de déchets (expliqué au répondant comme le stockage des déchets jusqu'à atteinte d'une masse « critique » qui nécessite un trajet en déchèterie),
- Un autre événement ponctuel.¹²

Les motifs les plus fréquemment cités (Figure 2.11) sont liés au rangement du domicile, suivi du jardinage, des travaux, du stockage de déchets, de déménagements, d'évènements professionnels (qui restent présents mais qui sont très peu nombreux dans la base), et d'autres événements ponctuels.

¹² 4 réponses « autres » sont enregistrées dans la base : deux événements liés à une naissance, un à une fête, et le dernier à un nouvel achat.

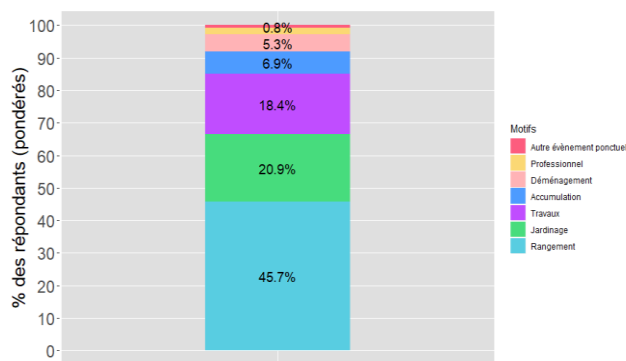


Figure 2.11 : Motif des trajets en déchèterie (source : LAET)

Une analyse de ces motifs en lien avec les DSD enquêtés permet de montrer de fortes variations selon les caractéristiques des répondants, de leur foyer et de leur cadre de vie. Ainsi, la Figure 2.12 montre que les motifs déclarés sont fortement liés à la localisation du lieu de vie du répondant : les répondants vivant dans l'hypercentre urbain déclarent en bien plus forte proportion des motifs liés au rangement ponctuel de leur domicile, alors que les répondants urbains et périurbains déclarent plus fréquemment réaliser des trajets pour évacuer une accumulation de déchets. Les répondants périurbains déclarent aussi, logiquement, une proportion très supérieure de motifs liés au jardinage (presque 50%) et aux travaux (25%). Enfin le motif déménagement est plus souvent évoqué par les répondants résidant dans l'urbain ou l'hypercentre.

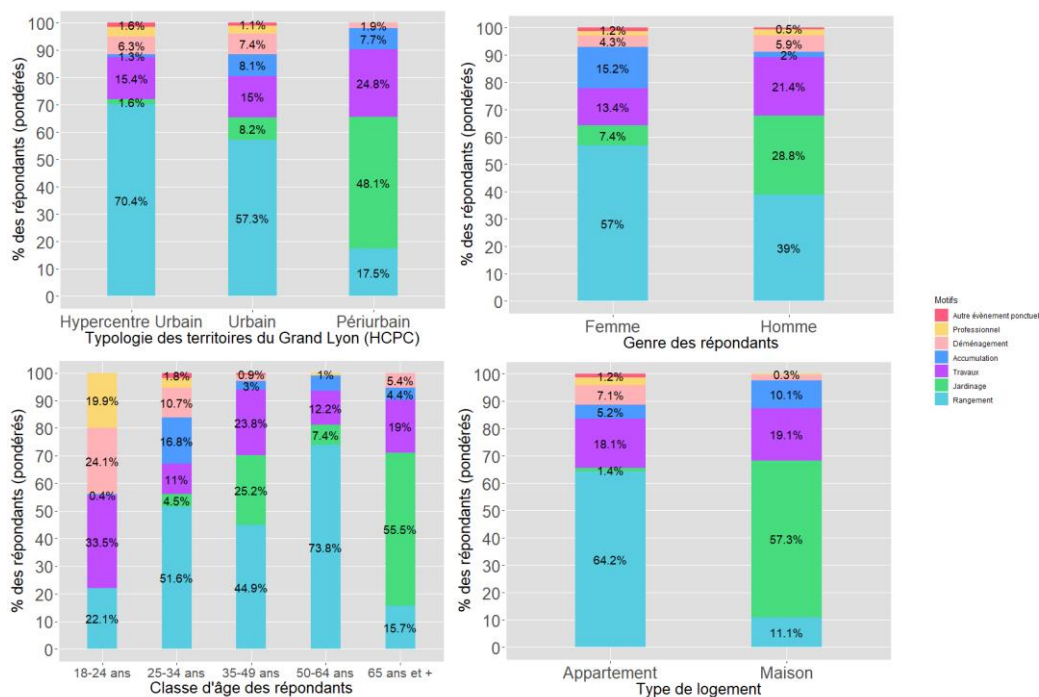


Figure 2.12 : Motif des trajets en déchèterie, selon différents DSD (source : LAET)

Ce résultat lié aux variables spatiales est conforté par l'impact du type de logement sur les motifs de trajets en déchèterie, avec les répondants résidant dans l'habitat individuel déclarant une surreprésentation de leurs trajets liés au jardinage (presque 60%) et à l'accumulation de déchets (10%), tandis que les répondants résidant en immeuble déclarent plus de 60% de leurs trajets comme relevant du rangement ponctuel de leur logement, ainsi que 7% de leurs trajets comme étant liés à des déménagements.

Le genre et la classe d'âge semblent aussi jouer sur les motifs de trajets en déchèterie. Les femmes déclarent plus souvent des trajets liés au rangement et à l'accumulation, tandis que les hommes déclarent plus souvent des trajets liés au jardinage et au bricolage. Les 65 ans et plus déclarent une proportion très importante de trajets pour motif jardinage, alors que les 50-64 ans déclarent une proportion importante de trajets pour le rangement. Enfin, les plus jeunes (18-24 ans) déclarent une forte proportion de trajets liés à des déménagements ou des raisons professionnelles.

Choix de la déchèterie

Une fois analysées les questions de l'occurrence et des motifs des trajets en déchèterie se pose le sujet du choix de la déchèterie et du motif de ce choix. En effet, les habitants de la Métropole de Lyon (plus la commune de Genas) ont à leur disposition vingt installations dans lesquelles déposer leurs déchets (voir Section 4 du présent rapport). Ces sites accueillent quasiment toutes les mêmes types de déchets (à l'exception de la déchèterie fluviale River'Tri, qui n'accepte qu'une fraction des types de déchets occasionnels autorisés ailleurs). La question du motif du choix de la déchèterie peut donc se poser. Il existe deux manières de traiter ce sujet : une approche par les préférences révélées (l'observation des choix des répondants), et une approche par les préférences déclarées (dans laquelle les répondants énoncent eux-mêmes les raisons de leur choix).

Dans une optique d'analyse des préférences révélées, nous examinons les choix de déchèteries selon la distance-temps calculée entre les IRIS de résidence des répondants et les déchèteries les plus proches. Une hypothèse gravitaire simplificatrice consisterait à considérer que, les déchèteries fournissant le même service, les plus proches déchèteries sont choisies systématiquement.

Or, la Figure 2.13 ci-dessus montre bien que les choses sont plus complexes. Seulement les 2/3 des répondants se sont rendus dans la déchèterie la plus proche de leur domicile. Un cinquième

d'entre eux se sont rendus dans la 2^{ème} ou 3^{ème} plus proche déchèterie. Enfin, un peu plus de 10% des répondants se sont rendus dans une déchèterie qui est plus lointaine que la 3^{ème} déchèterie la plus proche de leur logement. Cette analyse des préférences révélées, faute de données externes supplémentaires, ne peut pas être poursuivie. Il serait intéressant de coupler l'observation de ces choix avec des données plus précises sur le temps d'attente en déchèterie, ou avec des données sur le lieu de travail des répondants (dans l'hypothèse que certains trajets en déchèterie feraient partie d'une chaîne de déplacement et pas d'un simple trajet aller-retour).

D'abord, dans une optique d'analyse des préférences révélées, nous proposons une analyse des choix de déchèteries en fonction des distance-temps calculées entre les IRIS de résidence des répondants et les déchèteries les plus proches. Une hypothèse gravitaire simplificatrice consisterait à considérer que, les déchèteries fournissant le même service, les plus proches déchèteries sont choisies systématiquement.

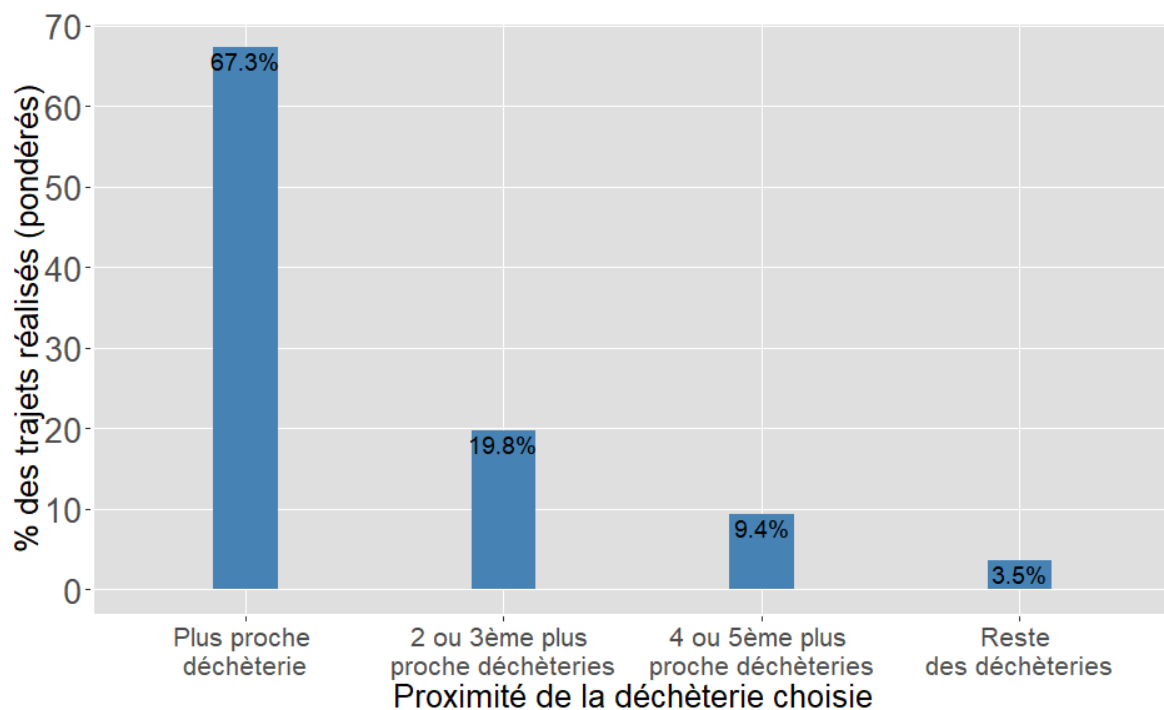


Figure 2.13 : Choix de déchèterie en fonction de la proximité de la déchèterie (source : LAET)

Or, la Figure 2.13 ci-dessus montre bien que les choses sont plus complexes. Seulement les 2/3 des répondants se sont rendus dans la déchèterie la plus proche de leur domicile. Un cinquième d'entre eux se sont rendus dans la 2^{ème} ou 3^{ème} plus proche déchèterie. Enfin, un peu plus de 10% des répondants se sont rendus dans une déchèterie qui est plus lointaine que la 3^{ème} déchèterie la plus proche de leur logement. Cette analyse des préférences révélées, faute de

données externes supplémentaires, ne peut pas être poursuivie. Il serait intéressant de coupler l'observation de ces choix avec des données plus précises sur le temps d'attente en déchèterie, ou avec des données sur le lieu de travail des répondants (dans l'hypothèse que certains trajets en déchèterie feraient partie d'une chaîne de déplacement et pas d'un simple trajet aller-retour).

L'analyse des motifs de choix de déchèteries déclarées par les répondants (Figure 2.14) montre que les choses ne sont pas si simples. En effet, les répondants déclarent de manière prépondérante des motifs liés à l'accessibilité en déchèterie, que celle-ci soit liée à une notion de proximité (« c'est la plus proche de chez moi »), de facilité d'accès (« c'est la plus facile d'accès »), ou d'accessibilité cognitive (« c'est la seule dont je connaisse la localisation »). Ces trois modalités à elles seules représentent plus des 80% des motifs déclarés.

Par ailleurs, les motifs liés à la qualité de l'accueil en déchèterie, de l'adaptation des horaires, ou de l'anticipation d'une attente à l'entrée de la déchèterie ont une importance négligeable. Par contre, le deuxième motif le plus important déclaré par les répondants concernent la notion « d'habitude ». Une partie non négligeable des répondants (15%) déclarent avoir choisi la déchèterie dans laquelle ils vont parce qu'ils ont l'habitude d'aller dans cette déchèterie. Ce résultat souligne que le choix de déchèterie n'est pas nécessairement basé sur des critères objectifs et peut relever d'éléments subjectifs d'appréciation propre à chaque individu.

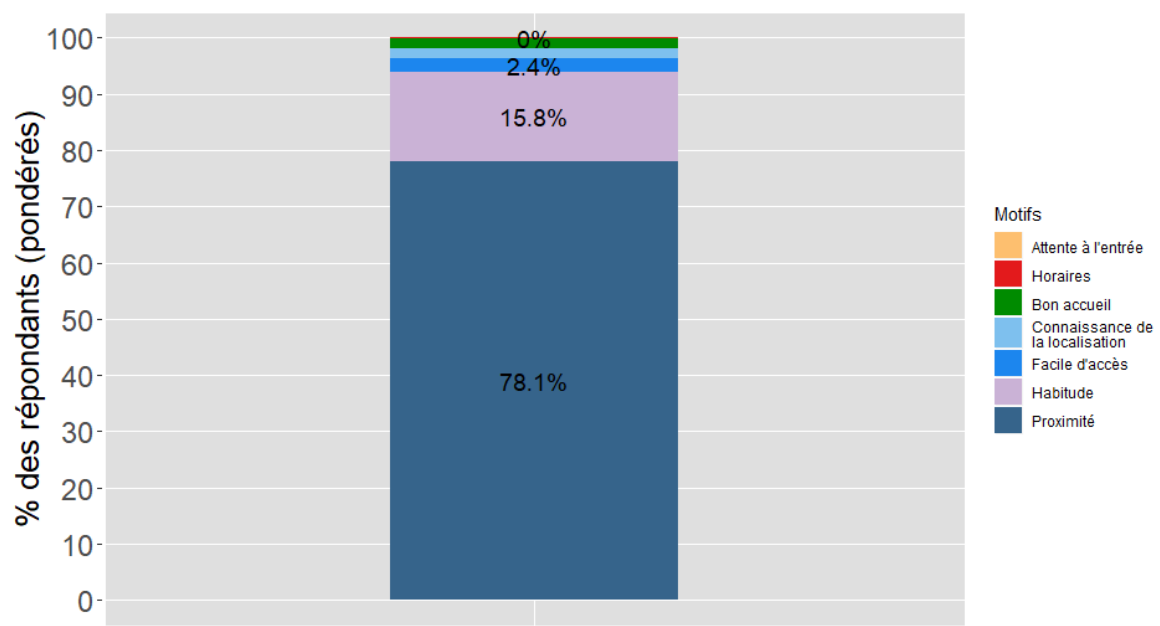


Figure 2.14 : Motif de choix de déchèterie des répondants (source : LAET)

3. Gestion des déchets occasionnels : exploitation du reste du tronc commun des enquêtes

L'exploitation du tronc commun des enquêtes SIMODEM permet de traiter deux autres variables d'intérêt se rattachant au champ de pratique des déchets occasionnels : la variable liée aux dépôts dits « sauvages », et la variable de tri des déchets produits occasionnellement mais qui ne vont pas en déchèterie (piles, médicaments périmés, ampoules, etc.).

Les dépôts « sauvages » de déchets encombrants

La variable liée aux dépôts sauvages répond à la question : « vous est-il déjà arrivé de déposer des déchets encombrants dans l'espace public ? ». Il s'agit d'une variable difficile à enquêter car la question est délicate et intrusive. Elle relève en effet de la description de comportements illégaux.¹³ Le fait de « déposer, d'abandonner, de jeter ou de déverser » des déchets « en lieu public ou privé, à l'exception des emplacements désignés par l'autorité administrative compétente » est passible d'une contravention de 5^{ème} classe (montant max. de 1 500€, 3 000€ en cas de récidive). Les enquêteurs sont chargés de rappeler, au moment où ils posent la question, que l'enquête est anonyme et réalisée uniquement à des fins académiques pour des traitements statistiques non-nominatifs.

Afin de ne pas compliquer leur tâche, la question est posée sous une forme très simple : c'est une question binaire (les modalités de réponse sont oui ou non), sans notion de fréquence. Par conséquent, son intérêt est limité dans le cadre de la construction d'un modèle comportemental. Le croisement à plat de variables permet en revanche d'obtenir des résultats intéressants. Les enquêtes montrent que 6,2% des répondants (pondérés) ont déjà déposé des déchets encombrants dans l'espace public. Il s'agit d'un comportement relativement marginal.

Des tests du khi-2 sont réalisés entre la variable binaire liée aux dépôts sauvages et les DSD enquêtés (Figure 2.15). Certains croisements montrent des liens statistiques faibles ($p < 0,1$) entre le fait d'avoir déjà déposé un déchet encombrant dans l'espace public et les variables du niveau de revenus et du genre. D'autres montrent des liens statistiques forts ($p < 0,01$) entre cette pratique et le type de logement, ou la localisation du répondant (couronne ou typologie de commune de résidence).

¹³ Article R635-8 du Code Pénal.

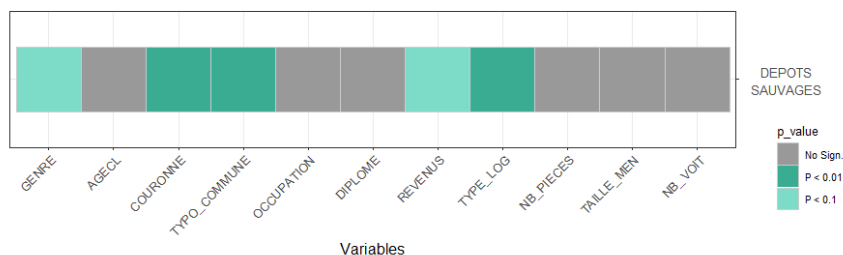


Figure 2.15 : Synthèse des tests du khi-2 réalisés entre la pratique des dépôts sauvages et les DSD enquêtés (source : LAET)

L'effet des variables dont l'impact est jugé significatif (par la synthèse des tests du khi-2) est illustré par la Figure 2.16 ci-dessous. Les variables spatiales (lieu de résidence du répondant) semblent avoir une influence importante sur la variable d'intérêt. Dans le découpage par typologie de commune, on peut décrire un gradient centre périphérie, avec les répondants résidant dans l'espaces de centre-ville et du reste de l'agglomération dense déclarant une plus forte proportion de dépôts illégaux que les répondants des zones périurbaines.

Le découpage en couronnes montre une proportion très faible de dépôts sauvages dans le périurbain et la 1^{ère} couronne Ouest (qui correspond aux banlieues plus aisées de l'agglomération lyonnaise), et une proportion forte au contraire dans la couronne centrale (Lyon – Villeurbanne) et dans la 1^{ère} couronne Est.

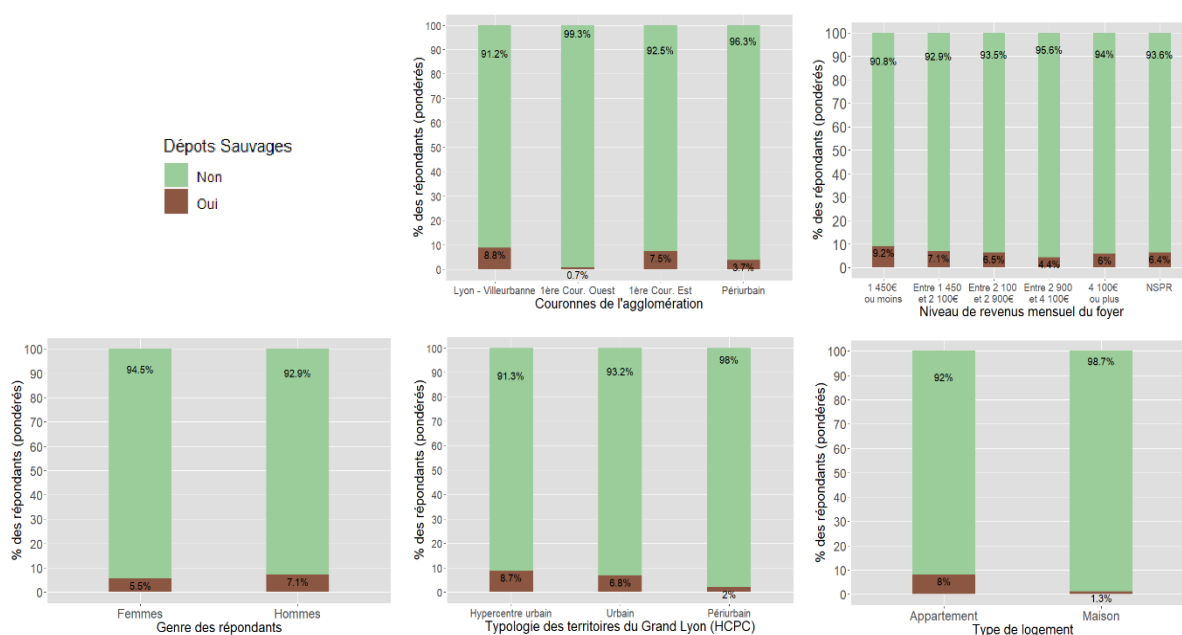


Figure 2.16 : Relations entre le dépôt de déchets encombrants dans l'espace public et les DSD enquêtés (source : LAET)

Les variables liées au type de logement et au niveau de revenus semblent influencer sur ces comportements. Les répondants habitant un appartement déclarent en plus grande proportion avoir réalisé des dépôts sauvages que les répondants habitant une maison. Par ailleurs, et bien que la tendance ne soit pas très nette, la tendance à réaliser des dépôts sauvages semble décroître avec le niveau de revenus. De manière plutôt surprenante, la variable liée à la motorisation des ménages n'a pas d'impact significatif sur la proportion de dépôts sauvages. Enfin, le genre des répondants semble avoir une influence légère, avec les hommes réalisant des dépôts sauvages en plus grande proportion que les femmes.

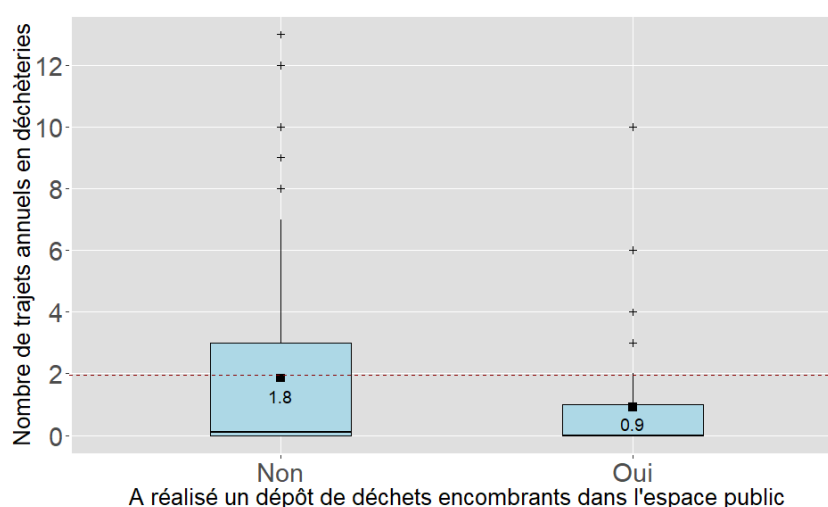


Figure 2.17 : Fréquence annuelle des trajets en déchèterie selon la déclaration d'avoir déposé des déchets encombrants dans l'espace public (source : LAET)

Un autre traitement concerne le lien entre le fait, pour un répondant, d'avoir déposé des déchets encombrants dans l'espace public et la fréquence annuelle de ses trajets en déchèterie. La Figure 2.17 montre ainsi que les personnes ayant déclaré ne pas avoir déposé d'encombrants dans l'espace public réalisent en moyenne deux fois plus de trajets en déchèterie que les autres. Ce résultat laisse supposer que des conditions d'accès déficientes aux déchèteries sont une dimension explicative non négligeable de la propension à déposer ses déchets dans l'espace public.

Le tri des petits déchets occasionnels

La variable liée au tri des petits déchets occasionnels fait partie d'une série de questions sur le tri des déchets (englobant aussi les déchets usuels comme les déchets alimentaires ou les déchets en papier / carton, par exemple). L'enquêteur demande au répondant à quelle

fréquence (jamais / rarement / souvent / toujours) celui-ci trie les déchets suivants : les piles, les ampoules, les vêtements, les médicaments périmés, les petits appareils électro-ménagers (qui correspondent à des « Petits Appareils en Mélange », ou PAM) ou les petits encombrants.

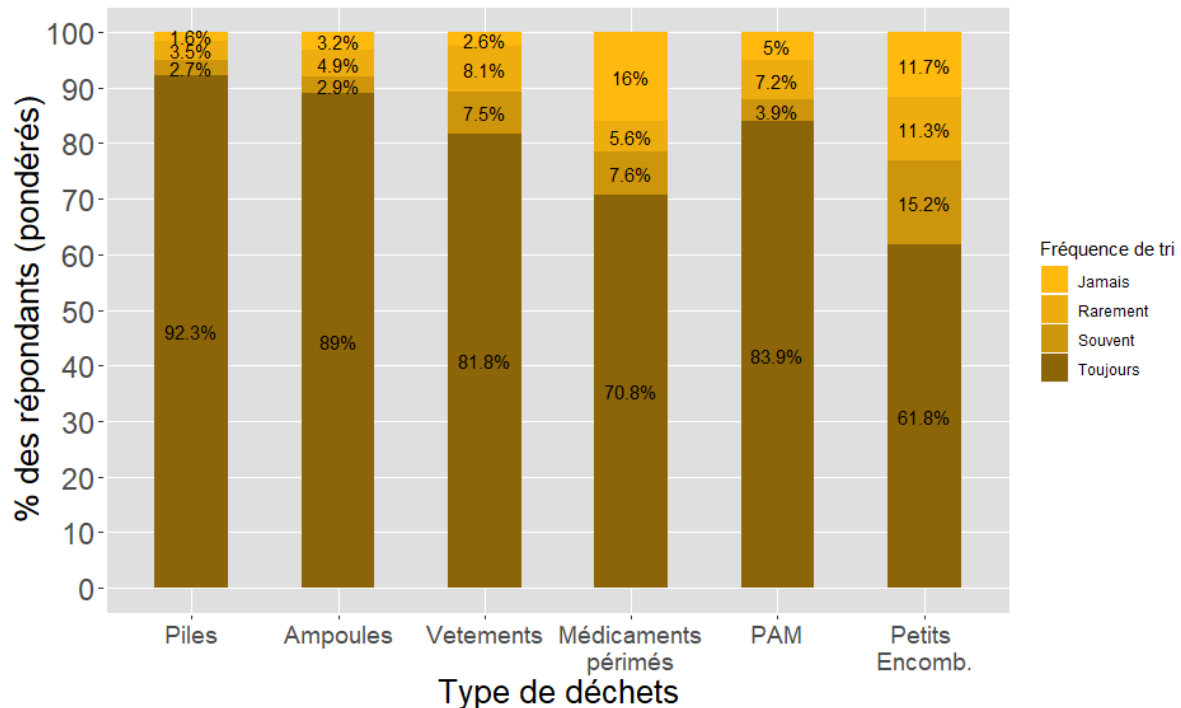


Figure 2.18 : Fréquence de tri des déchets occasionnels selon le type de déchets

Chaque déchet fait l'objet d'une sous-question spécifique au sein de la série de question. Le tri et l'évacuation de ce genre de déchets relève en effet de pratiques pouvant nécessiter une organisation particulière (évacuation des ampoules en supermarché, ou des médicaments périmés en pharmacie, par exemple). La série de question sur le tri des déchets est décrite par une échelle de Likert à 4 modalités de fréquence de tri (jamais / rarement / souvent / toujours).

La plupart des répondants déclarent trier systématiquement leurs déchets. Les déchets triés de manière la plus systématique, selon les répondants, sont les piles, les ampoules et les PAM, qui correspondent à des déchets d'équipements électriques et électroniques (ou DEEE). Les vêtements sont généralement aussi triés. En revanche, seuls 70 et 60% des répondants trient de manière systématique leurs médicaments périmés et leurs petits encombrants. 16% des répondants jettent systématiquement leurs médicaments périmés dans le tout-venant.

Une analyse des liens entre la fréquence de tri des différents types de déchets et les variables sociodémographiques enquêtées montre des liens statistiques significatifs mesurés par les tests du khi-2 réalisés entre les différentes paires de variables (Figure 2.19).

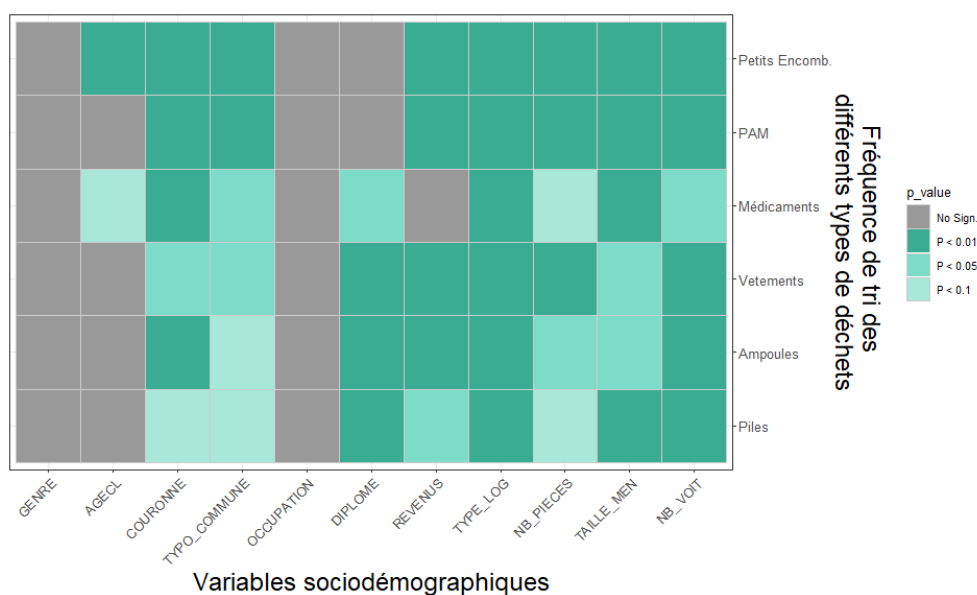


Figure 2.19 : Synthèse des tests du khi-2 réalisés entre la fréquence de tri des différents types de déchets occasionnels et les DSD enquêtés (source : LAET)

Les variables de localisation des répondants semblent ainsi avoir un impact significatif sur le tri de tous les types de déchets. Ces variables de localisation sont très liées aux variables du cadre de vie du foyer du répondant, qui semblent avoir les impacts les plus systématiques mesurés par les tests du khi-2. Le type et la taille du logement, la taille du ménage, et la motorisation des ménages sont des variables très liées au fait de trier ses déchets.

Les variables socioéconomiques jouent un rôle plus contrasté : l'occupation du répondant semble n'avoir aucun lien avec sa propension à trier. Le niveau de diplôme joue sur le tri de certains types de déchets, de même que le niveau de revenus. Enfin les impacts des variables démographiques (genre et âge) semblent n'avoir aucun lien avec la fréquence de tri, à part pour l'âge qui semble lié au tri des petits encombrants et des médicaments.

L'impact des variables dont les tests du khi-2 révèlent des effets statistiques significatifs sur la fréquence de tri est étudié de la Figure 2.20 à la Figure 2.24. Pour aider à la lisibilité des graphiques, les modalités « Rarement » et « Souvent » sont discrétisées en une seule modalité « Parfois ». Les répondants sont donc divisés en trois catégories : ceux qui déclarent trier systématiquement leurs déchets occasionnels, ceux qui déclarent ne jamais les trier, et ceux qui déclarent les trier, mais pas de manière systématique.

La Figure 2.20 ci-dessous montre les liens entre la localisation du répondant (prenant en compte le découpage territorial en couronnes de la Métropole de Lyon) et la fréquence de tri. Les répondants qui habitent Lyon déclarent ainsi trier leurs déchets occasionnels beaucoup moins systématiquement que les répondants de banlieue.

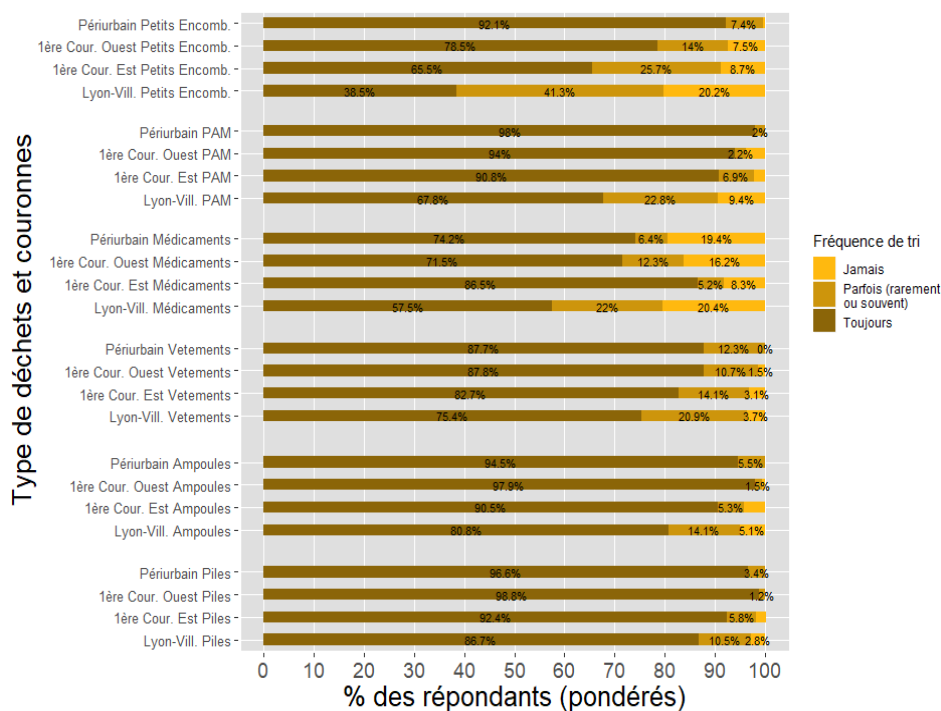


Figure 2.20 : Fréquence de tri des déchets occasionnels selon le type de déchets et la couronne de résidence du répondant (source : LAET)

Les répondants résidant en 1^{ère} couronne Est trient moins que les résidents de la 1^{ère} couronne ouest et que les habitants du périurbain. Ces deux dernières catégories semblent avoir des comportements de tri assez similaires. L'un des résultats intéressants illustré par ce graphique est que ces gradients entre les différentes zones de la Métropole sont assez systématiques, peu importe le type de déchet envisagé, alors même que la fréquence de tri globale est très différente selon les types de déchets.

L'impact du type de logement sur la fréquence de tri des déchets reflète bien ces résultats par type de territoire. Les répondants résidant dans une maison trient ainsi plus leurs déchets occasionnels que ceux répondant dans un appartement. Cette différence entre les types de logement est systématique, quel que soit le type de déchet envisagé (Figure 2.21).

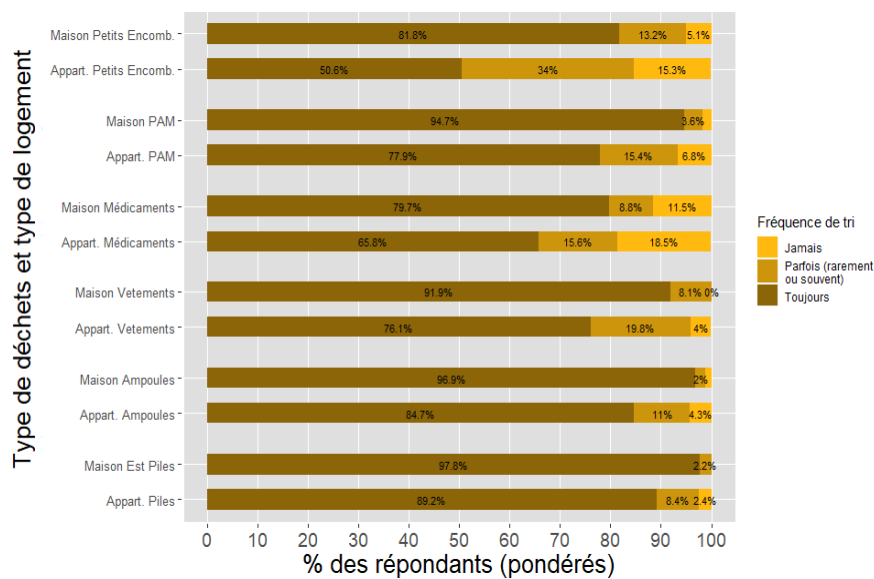


Figure 2.21 : Fréquence de tri des déchets occasionnels selon le type de déchets et le type de logement du répondant (source : LAET)

L'impact des revenus (Figure 2.22), de la taille du logement (Figure 2.23) et de la motorisation du ménage (Figure 2.24) sur la fréquence de tri des déchets est plus incertain. Il semble qu'une fréquence élevée de tri soit liée à un haut niveau de revenus et un appartement plus grand pour certains types de déchets (vêtements, petits encombrants).

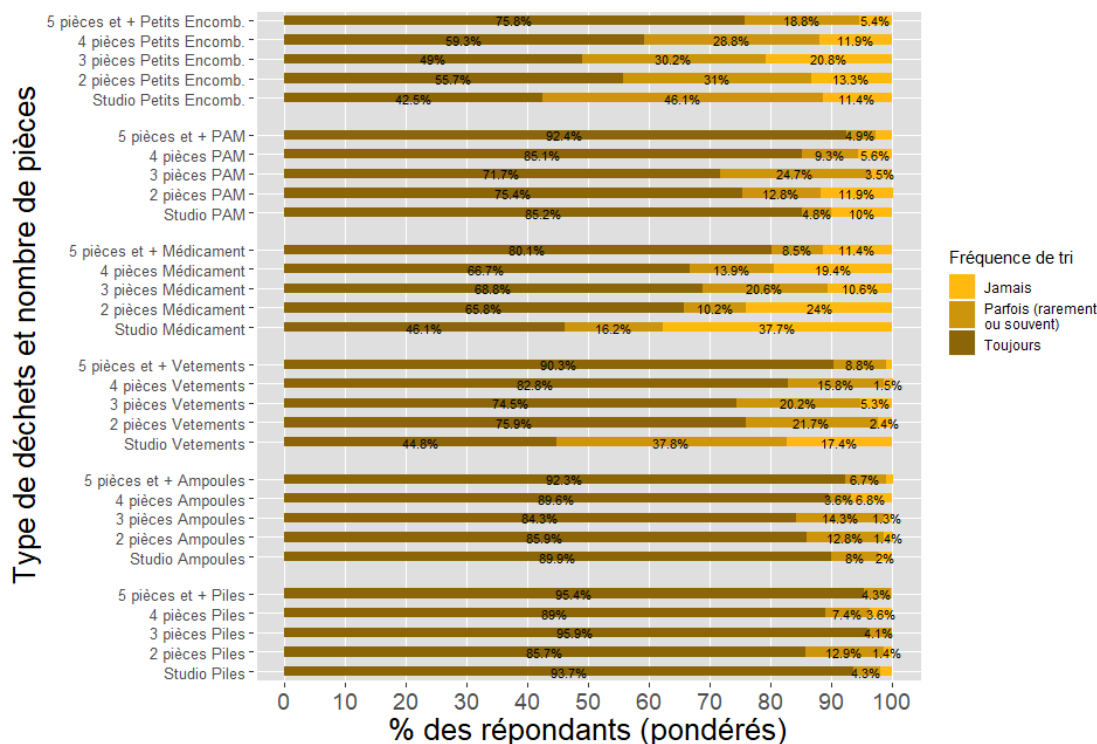


Figure 2.22 : Fréquence de tri des déchets occasionnels selon le type de déchets et la taille du logement du répondant (source : LAET)

En revanche, on remarque que les répondants avec les plus hauts niveaux de revenus (4 100€ ou plus) et vivant dans les plus grands logements ne trient pas plus fréquemment (voire trient moins) que les autres classes de revenus pour les autres types de déchets (piles, ampoules, médicaments, petits électroménagers).

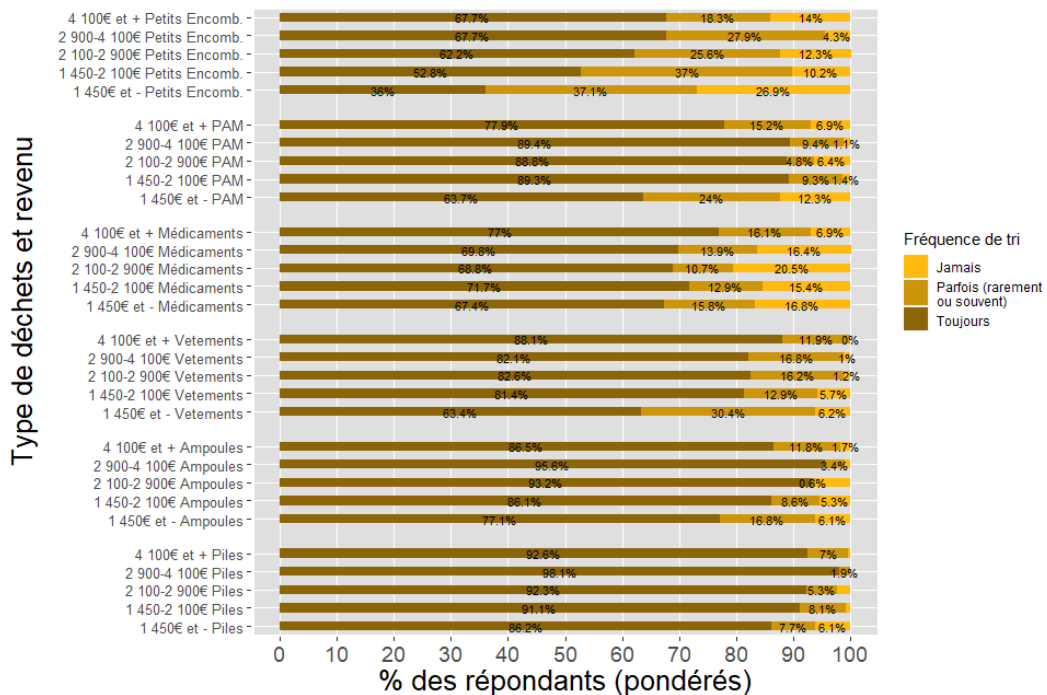


Figure 2.23 : Fréquence de tri des déchets occasionnels selon le type de déchets et le revenu du foyer du répondant (source : LAET)

Synthèse de la Phase 1 :

La phase 1 des enquêtes SIMODEM nous fournit un matériau empirique particulièrement riche. Nous avons tenté, dans le cadre de ce rapport, de proposer les principaux enseignements des données à notre disposition, qui orientent d'ores et déjà les choix de modélisation qui seront présentés dans le second livrable du projet SIMODEM. Nous proposons ici une synthèse des résultats de cette exploitation.

1°) La population de l'échantillon de SIMODEM semble assez représentative de la fréquentation des déchèteries du Grand Lyon.

2°) La fréquentation des déchèteries relève de toute évidence de pratiques très différentes selon les populations. La distribution de la fréquence annuelle des trajets en déchèterie en

atteste. 45% des habitants du Grand Lyon semblent n'aller que rarement, voire pas du tout en déchèterie, alors que 10% des habitants semblent représenter 40% des trajets réalisés.

3°) Plusieurs variables semblent jouer un rôle de déterminant statistique de cette fréquence des trajets. On note ainsi que la fréquence de ces trajets semble relever de différences spatiales ou démographiques (genre, âge). Certaines variables socioéconomique (notamment l'occupation) semblent jouer un rôle déterminant alors que l'impact d'autres variables (revenus, niveau de diplôme) semble difficile à caractériser. Enfin, les variables les plus discriminantes semblent liées au cadre de vie, les trajets en déchèterie correspondant à une « logistique domestique » du répondant fonction des caractéristiques de son foyer.

4°) Ces variables explicatives sont toutes très liées. Les effets de multicolinéarité seront à démêler dans le cadre d'analyses multivariées servant de base à la modélisation.

5°) L'analyse des motifs des trajets en déchèterie fait écho à cette diversité observée des fréquences de trajets en déchèterie. Ces motifs semblent aussi très liés à certains DSD.

6°) Le motif du choix de déchèterie semble lié à l'accessibilité à la déchèterie, comprise sous différentes formes. Les motifs déclarés soulignent aussi qu'une part non négligeable du choix de déchèterie paraît reposer sur des critères difficilement objectivables comme l'habitude. Ce résultat plaide pour la prise en compte d'une dimension non déterministe des choix des individus dans les modèles développés.

7°) Les enquêtes SIMODEM nous renseignent aussi sur des pratiques plus marginales comme le dépôt de déchets encombrants dans l'espace public (que la collectivité locale dénomme « dépôts sauvages »). Ces dépôts semblent aussi liés à certains déterminants démographiques, socioéconomiques, ou encore au cadre de vie du répondant.

8°) Les enquêtes SIMODEM donnent de nombreuses informations sur la gestion des petits déchets occasionnels. Là encore, certains DSD semblent plus discriminant que d'autres pour expliquer ces pratiques. Les variables démographiques et socioéconomiques semblent être peu voire pas explicatives. Au contraire, les variables liées au cadre de vie semblent jouer un rôle prépondérant.

9°) Ces variables décrivent des champs de pratiques différents mais pas indépendants. On peut ainsi observer des relations statistiques entre la pratique des dépôts « sauvages », ou le tri des

petits déchets occasionnels et la fréquence des trajets en déchèteries. Le tri de chaque type de déchets occasionnels semble aussi relever de champs différents, mais on peut trouver des liens entre ces différents comportements chez une proportion importante de répondants.

2. Gestion des déchets usuels

1. Tri des déchets ménagers : exploitation du tronc commun des enquêtes SIMODEM

Pratiques de tri déclarées par les ménages et taux de tri observé

La variable liée au tri des déchets usuels fait partie d'une série de questions sur le tri des déchets (englobant aussi les déchets occasionnels comme les piles, les ampoules ou les médicaments usagés, par exemple). L'enquêteur demande au répondant à quelle fréquence (jamais / rarement / souvent / toujours) celui-ci trie les déchets suivants : les déchets en papier / carton, les bouteilles et flacons en plastique¹⁴, les emballages en métal, les emballages en verre et les déchets putrescibles (déchets alimentaires, de jardin, etc.).

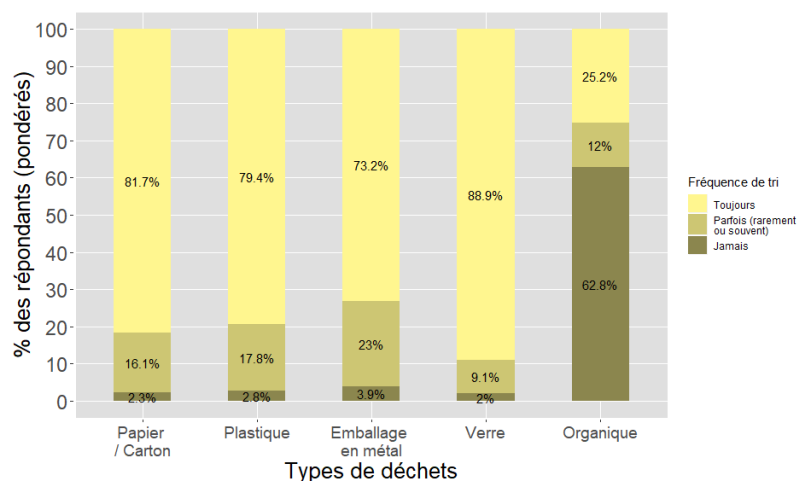


Figure 2.24 : Fréquence de tri des déchets usuels des répondants (source : LAET)

La Figure 2.24 illustre la fréquence de tri déclarée par les répondants pour différents types de déchets. A l'exception des déchets organiques, une proportion élevée des répondant déclare

¹⁴ Les enquêtes SIMODEM des phases 1 et 2 ont eu lieu avant la modification des consignes de tri des déchets sur le territoire de la Métropole, qui a eu lieu à partir du 1^{er} janvier 2020. L'extension des consignes devrait avoir comme principal impact de permettre le tri et la collecte de certains déchets en plastique (films polyoléfinés et autres emballages), mais n'a a priori pas d'incidence sur le déroulement des enquêtes présentées dans ce rapport.

trier de manière systématique ses déchets usuels. Presque 90% des répondants indiquent toujours trier leurs déchets en verre. Cette proportion est d'environ 80% pour les déchets en papiers / cartons et en plastique, et d'environ 75% pour les emballages en métal. On peut donc souligner que différents déchets ne sont pas triés à la même fréquence par les mêmes répondants.

A l'inverse, la proportion de répondant déclarant ne jamais trier leurs déchets est très faible : elle représente moins de 5% pour les papiers / cartons, les plastiques, les métaux et le verre. On peut considérer que le refus de trier est une attitude assez peu répandue dans l'échantillon de répondants de nos enquêtes. Par ailleurs, 63% des répondants déclarent ne jamais trier leurs déchets alimentaires. Ce résultat n'est pas surprenant, les déchets alimentaires ne faisant pas l'objet d'une filière dédiée de tri et de collecte et / ou d'évacuation. Il semble donc clair que le tri des déchets organiques relève de pratiques différentes. Ces gestes de tri sont réalisés dans le cadre d'initiatives individuelles ou collectives (composteurs personnels ou collectifs).

On peut souligner que la fréquence de tri déclarée par les répondants est surestimée. Les données fournies par le Grand Lyon nous permettent de comparer ces résultats d'enquête avec le taux de tri réel des différents types de déchets. Ce taux de tri est calculé en faisant le ratio entre le gisement existant (i.e. la quantité de déchets produits sur un territoire donné) et la quantité de déchets effectivement triés, pour chaque type de déchets. Le gisement de chaque type de déchet est évalué par la somme de la quantité de déchets collectés et triés en centre de tri et de la quantité estimée de déchets évacués dans les ordures ménagères résiduelles (la benne « tout-venant »).

La quantité de déchets évacuée par le tout-venant est estimée à partir des campagnes de caractérisation des OMR suivant la méthodologie MODECOM (ADEME, 2019), réalisées sur le périmètre de la Métropole de Lyon. Cette valeur est calculée par le produit entre la quantité totale de déchets ménagers collectés par les services du Grand Lyon et le pourcentage de chaque type de déchet, évalué par les campagnes de caractérisation.¹⁵

La Figure 2.25 illustre ce taux de tri pour différents types de déchets, et permet d'apprécier le décalage avec la fréquence de tri déclarée par les ménages. Ainsi, alors que presque 75% des

¹⁵ Les résultats obtenus par ces campagnes territoriales sont cohérents avec les résultats nationaux de l'ADEME, en prenant en compte les spécificités du Grand Lyon : sous-représentation de déchets de jardinage (liée à l'urbanité du territoire), et des déchets en verre (collecte sélective du verre, ce qui n'est pas le cas partout en France). Les résultats de ces campagnes sont des données confidentielles pour le Grand Lyon : ils ne sont donc pas présentés dans ce rapport.

répondants disent trier systématiquement leurs emballages en métal, seuls 13.5% de ces emballages en métal sont effectivement triés. Environ les trois-quarts des emballages en verre sont triés alors que 90% des répondants déclarent trier tout le temps leurs déchets. Le décalage se retrouve pour chaque type de déchets. Il est plus difficile d'estimer le décalage pour le tri des déchets organiques. En effet, ces déchets ne faisant pas l'objet d'une filière dédiée pour la collecte, il est difficile d'estimer le gisement sur le territoire du Grand Lyon. Ce type de déchet fera l'objet d'un traitement spécifique dans la suite du projet SIMODEM, afin d'évaluer ce gisement et d'estimer le décalage entre le taux de tri et la fréquence de tri déclarée.

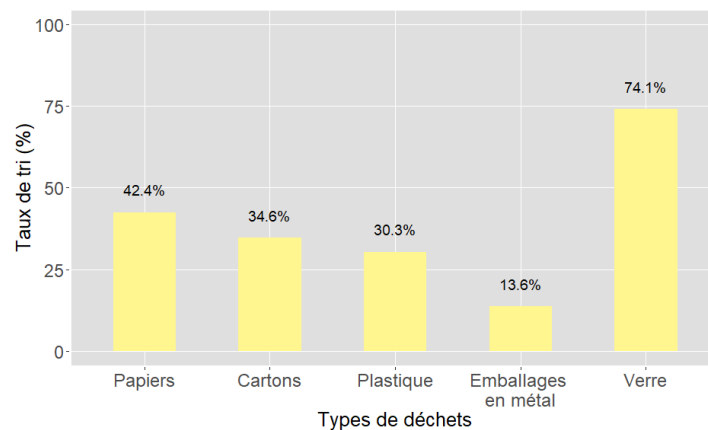


Figure 2.25 : Taux de tri des déchets usuels (source : données Grand Lyon, traitement LAET)

Ce décalage entre les deux mesures du tri des ménages peut s'expliquer par plusieurs types de biais liés à l'administration d'enquêtes par questionnaires, certains biais étant difficile à apprécier et mesurer :

- Des biais de sélection d'échantillon : il est possible que les trieurs soient surreprésentés par rapport aux non-trieurs dans nos répondants ;
- Des biais de désirabilité sociale ou de craintes de représailles : les répondants peuvent avoir tendance à se présenter sous leur meilleur jour et surestimer inconsciemment ou consciemment leurs pratiques de tri ;
- Des biais liés à la mesure : il est possible que l'échelle de Likert à 4 modalités ne soit pas assez nuancée et que certains répondants triant quasi-systématiquement leurs déchets se retrouvent dans la catégorie des répondants triant systématiquement leurs déchets ;
- Une mauvaise estimation de la fréquence de tri des déchets par les répondants (qui révélerait un décalage entre l'intention de trier et l'action du tri) ;
- Une méconnaissance des consignes de tri, qui fait dire aux répondants qu'ils trient systématiquement alors qu'ils ne trient en réalité qu'une partie de leurs déchets. Cette

méconnaissance, si elle n'a pas fait l'objet de questions dans le cadre des questionnaires SIMODEM (principalement pour des raisons de durée des enquêtes), est une constante de la littérature sur les pratiques de tri des ménages.

Si les trois premiers biais suscités ont probablement un effet sur l'ampleur du décalage, il faut souligner qu'ils ont été anticipés lors de la construction du questionnaire, et que les enquêteurs ont été formés pour limiter autant que possible leurs impacts (voir Section 1).

L'exploitation de ces données permet plusieurs constats. 1°) Il semble exister un décalage considérable entre l'effort qu'estiment fournir les ménages pour le tri de leurs déchets et le résultat réel de ces efforts. Le constat d'un décalage n'est en soi pas un résultat nouveau, mais peu d'études sont en mesure d'illustrer de manière aussi nette l'ampleur de ce décalage. 2°) Ces résultats, aussi imparfaits soient-ils, remettent en cause une partie de la littérature scientifique qui traite du tri des déchets comme relevant d'un champ de pratique unique. Les études développées sur la base de questionnaires interrogeant « la pratique du tri » en général paraissent peu pertinentes au regard de la variété des pratiques illustrées aussi bien par la Figure 2.24 que par la Figure 2.18 (fréquence de tri des déchets occasionnels).

Tri des déchets et DSD

Le tronc commun des enquêtes SIMODEM permet ensuite de croiser la variable de la fréquence du tri des différents types de déchets avec les divers DSD enquêtés, et d'illustrer les variables significatives liées à ces comportements. La Figure 2.26 ci-dessous montre les liens statistiques mesurés par les tests du khi-2 réalisés entre les différentes paires de variables.

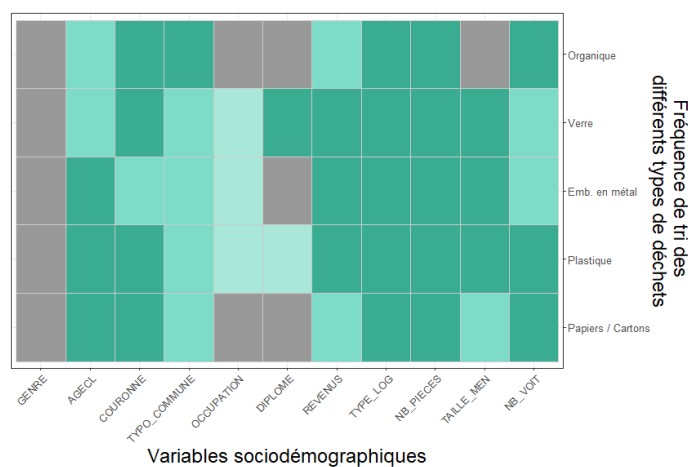


Figure 2.26 : Synthèse des tests du khi-2 réalisés entre la fréquence de tri des différents types de déchets usuels et les DSD enquêtés (source : LAET)

Tout d'abord, l'âge du répondant semble avoir un impact sur la propension à trier, quel que soit le type de déchets (Figure 2.27).

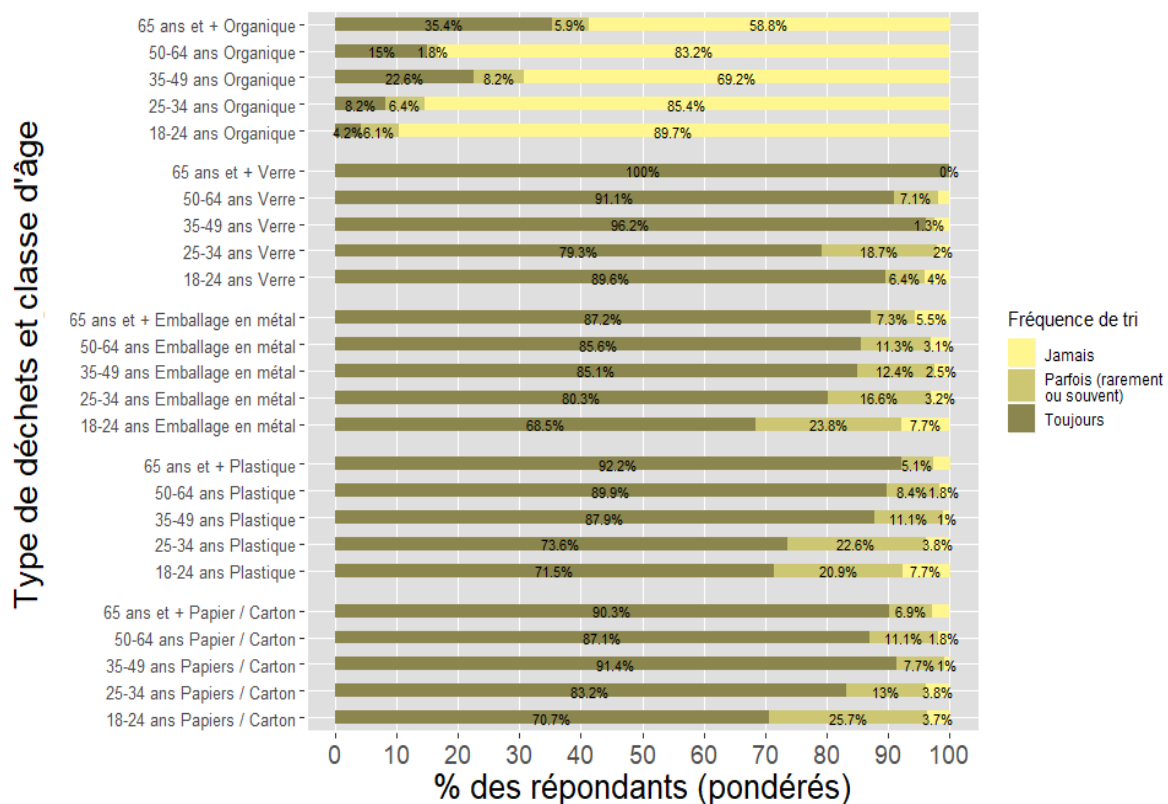


Figure 2.27 : Fréquence de tri des déchets usuels selon le type de déchets et la classe d'âge du répondant (source : LAET)

De manière presque systématique, les répondants les plus âgés (65 ans et +) déclarent des fréquences de tri plus élevées pour l'ensemble des types de déchets. Les répondants jeunes (18-24 ans) déclarent au contraire des fréquences plus basses, à l'exception du verre. Enfin, les 35-49 ans déclarent trier plus régulièrement que les autres classes d'âge (hors 65 ans et +) en ce qui concerne leurs déchets organiques, le verre et les papiers / cartons.

Les variables de localisation des répondants semblent aussi impacter le tri des différents types de déchets : les répondants périurbains trient plus systématiquement que les autres (Figure 2.28). Viennent ensuite les répondants résidant l'hypercentre urbain qui trient plus fréquemment leurs déchets que ceux résidant hors du centre de l'agglomération.

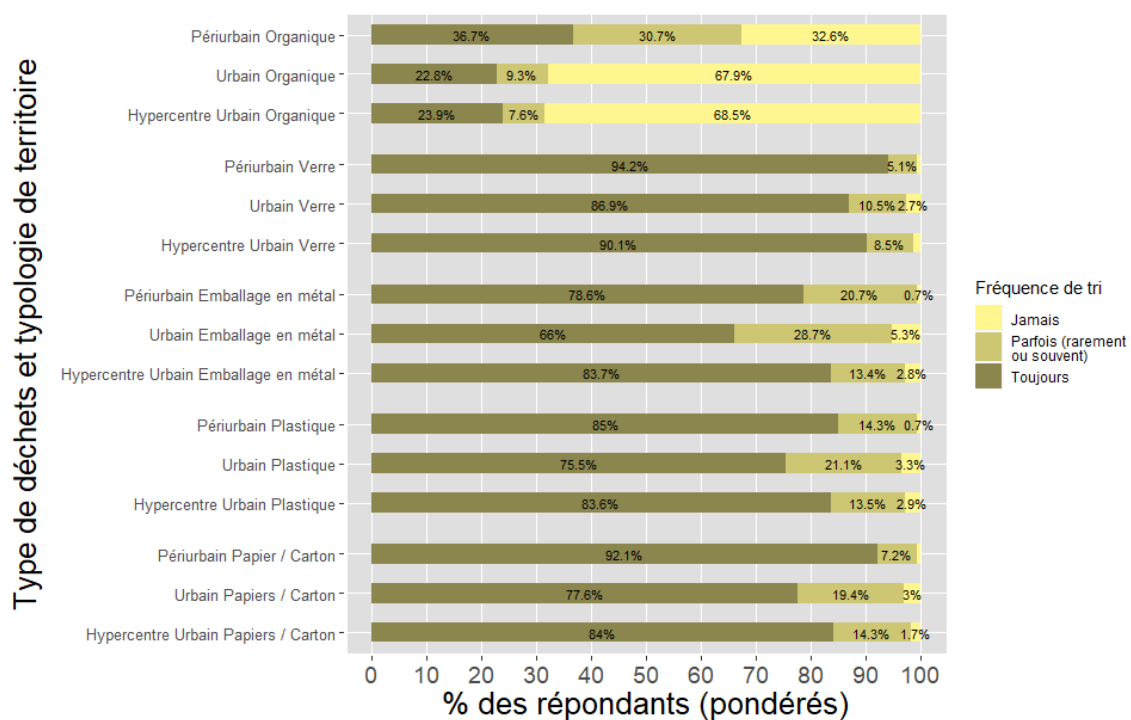


Figure 2.28 : Fréquence de tri des déchets usuels selon le type de déchets et la localisation du répondant (source : LAET)

Ces variables de localisation sont très liées aux variables du cadre de vie du foyer du répondant (en particulier le type de logement et le nombre de pièces, voir Figure 2.29), qui semblent avoir les impacts les plus systématiques mesurés par les tests du khi-2.

Les répondants habitant des maisons individuelles trient plus systématiquement que les autres, particulièrement en ce qui concerne les déchets organiques (presque les trois-quarts trient au moins une partie de leurs déchets organiques). La taille du logement ne semble pas avoir un impact « linéaire » sur la propension à trier. Les répondants habitant les plus petits logements (studios) ou au contraire les plus grands (cinq pièces ou plus) trient plus systématiquement que les autres.

La motorisation du foyer a aussi un impact statistique sur le tri des déchets, probablement dû au fait que cette variable est très corrélée aux caractéristiques du logement.

Les variables socioéconomiques jouent un rôle plus contrasté : l'occupation du répondant semble n'avoir aucun lien avec sa propension à trier. Le niveau de diplôme joue sur le tri de certains types de déchets, de même que le niveau de revenus (qui est aussi très lié aux caractéristiques du foyer du ménage). Enfin le genre du répondant semble n'avoir aucun lien avec la fréquence de tri.

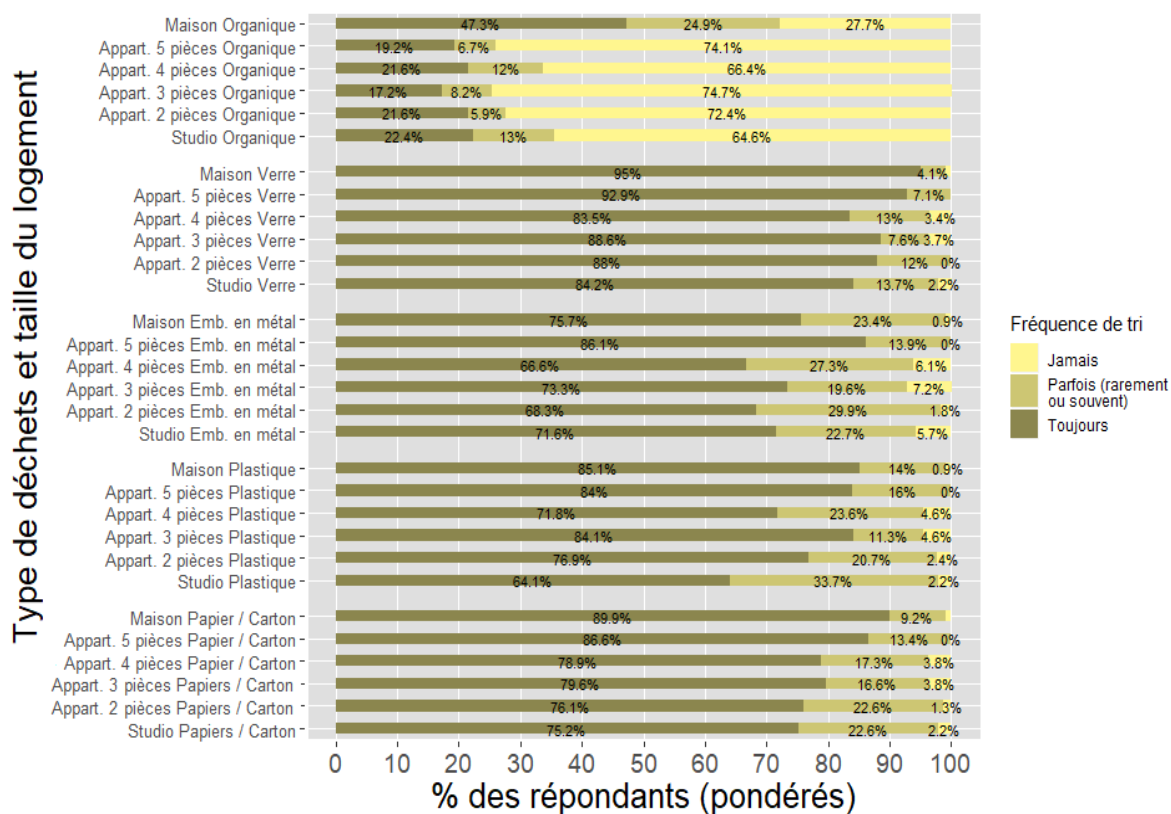


Figure 2.29 : Fréquence de tri des déchets usuels selon le type de déchets et la taille du logement du répondant (source : LAET)

Comme pour toutes les variables d'intérêt des enquêtes SIMODEM, il sera nécessaire de démêler les impacts de la multicolinéarité des différentes variables potentiellement explicatives dans le cadre d'analyse multivariées plus sophistiquées.

2. Tri des déchets ménagers : exploitation des variables spécifiques de l'enquête « gestion des déchets usuels » (Phase 2)

Proportion des déchets triés, selon la fréquence de tri

Au-delà des variables du tronc commun, l'enquête SIMODEM de la phase 2 nous donne des informations plus précises sur les pratiques de tri des déchets usuels. Les questions posées nous informent notamment sur la proportion estimée de déchets non triés pour les répondants ayant déclaré trier « souvent » ou « rarement » leurs déchets usuels. Les notions de fréquence étant subjectives, cette variable pourrait nous permettre d'estimer des distributions statistiques correspondant aux fréquences de tri déclarées.

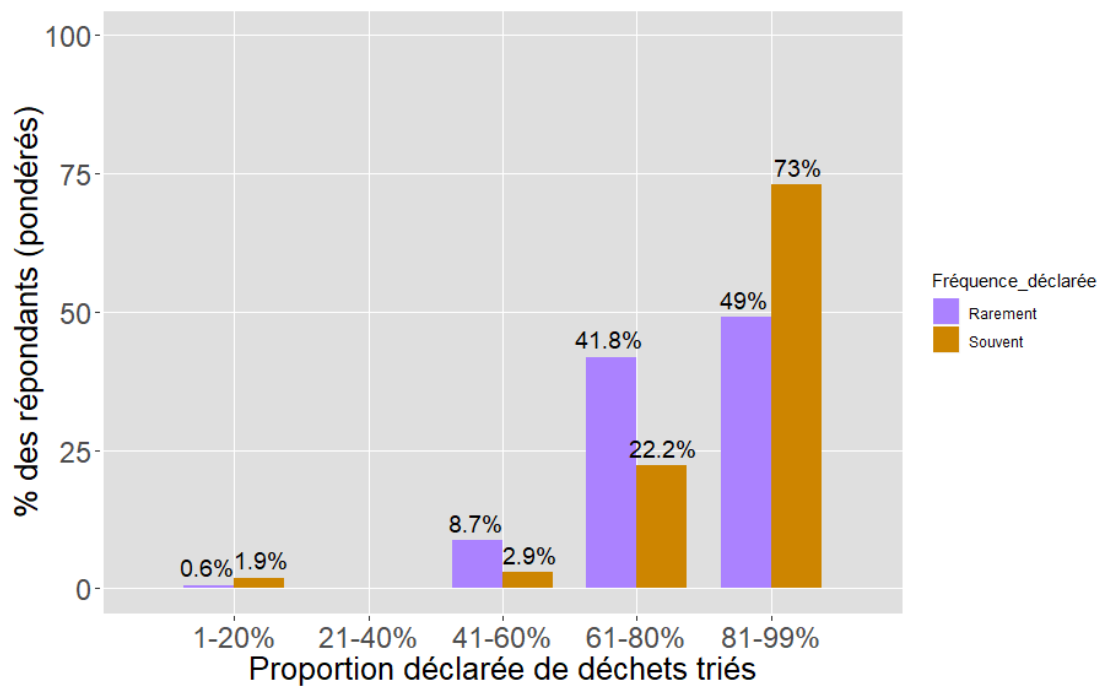


Figure 2.30 : Relation entre l'estimation de la proportion de déchets triés et la fréquence de tri déclarées par les répondants (source : LAET)

La Figure 2.30 montre que les répondants à l'enquête SIMODEM estiment généralement trier une proportion relativement importante de leurs déchets. Ceux qui déclarent trier « rarement » leurs déchets trient une proportion plus faible de leurs déchets que les répondants déclarant trier « souvent » leurs déchets. Cela dit, la quasi-totalité des répondants ont déclaré trier plus de 50% de leurs déchets. Ce résultat renforce les conclusions de la sous-section précédente, illustrées par la combinaison des Figure 2.27 et Figure 2.28, à savoir que les répondants surestiment probablement la proportion des déchets qu'ils trient correctement.

Motif de non tri par type de déchets et fréquence de tri

La phase 2 de l'enquête SIMODEM était aussi l'occasion de poser des questions sur les raisons pour lesquels certains répondants ne trient pas certains types de déchets. Au total, environ une quarantaine de motifs de « non tri » ont été donnés par les répondants (en prenant en compte les réponses en clair, la question incluant une modalité « autre »). Afin de permettre la lisibilité de l'analyse de ces motifs, ces raisons sont regroupées en catégories, illustrées dans la Figure 2.31 ci-dessous.

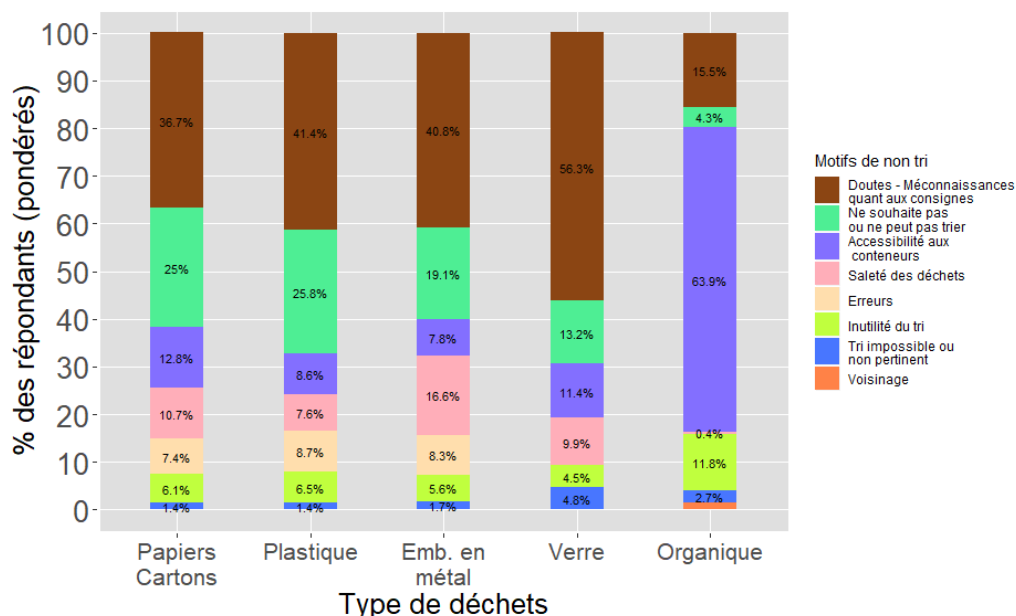


Figure 2.31 : Motif de non tri déclarés par les répondants, selon le type de déchets

Tout d'abord, les motifs de tri dépendent du type de déchets considéré. Les répondants ne trient pas leurs déchets organiques principalement pour des raisons d'accessibilité à une solution d'évacuation (presque les deux tiers des motifs déclarés). Les répondants semblent aussi considérer le tri de ce type de déchets inutile (12% des répondants). Enfin, certains ont déclaré des problèmes de voisinage rendant impossible l'installation d'un composteur collectif en habitat collectif.

Pour les autres catégories de déchets, le motif le plus fréquemment cité est la méconnaissance / le doute quant aux consignes de tri, qui pousse les répondants à ne pas trier certains déchets. Certains répondants reconnaissent aussi ne pas être sûrs de trier correctement tous leurs déchets et jeter « par erreur » certains déchets dans le tout-venant. Ce résultat conforte l'hypothèse selon laquelle les répondants surestiment probablement la fréquence du tri de leurs déchets. Une part non négligeable des répondants a exprimé ne pas pouvoir ou ne pas vouloir trier leurs déchets (souvent par manque de temps ou de motivation).

L'accessibilité aux conteneurs est aussi un motif de non tri non négligeable. Cette notion d'accessibilité regroupe à la fois des notions de distance, mais aussi de fonctionnalité de l'infrastructure (bacs de tri trop souvent pleins, ou trop sales). Certains répondants déclarent aussi ne pas trier leurs déchets car ils les trouvent trop sales et / ou qu'ils sont dégoûtés par la pratique de tri, particulièrement pour les emballages en métal. Une faible proportion de répondants a déclaré ne pas trier parce qu'ils considèrent cela comme inutile : certains pensent

que tous les déchets sont de toute façon envoyés à l'incinération, tandis que d'autres déclarent qu'ils jettent de trop petites quantités pour qu'il vaille la peine de trier. Enfin, le tri est dans certain cas impossible, trop difficile à accomplir (par exemple en cas de handicap), ou jugé non pertinent par le répondant (par exemple, un répondant a déclaré ne pas trier ses déchets en papiers lorsqu'il s'agissait de documents confidentiels).

3. Quantité de déchets produits : exploitation des variables spécifiques de l'enquête « gestion des déchets usuels » (Phase 2)

Quantité de déchets déclarées, données Grand Lyon, et distribution observée

L'enquête SIMODEM de la phase 2 fournit aussi des informations sur la fréquence d'évacuation des déchets ménagers ainsi que le volume évacué par semaine. Les répondants de l'enquête déclarent ainsi le volume de leur poubelle principale (en litres) et la fréquence à laquelle ils jettent cette poubelle. Bien sûr, cette mesure ne permet pas de reconstituer la quantité totale (le poids) de déchets évacués par les ménages sur le territoire de la Métropole de Lyon.

On estime que 310 000 tonnes d'OMR sont collectées chaque année par les services de la Métropole, ce qui correspond à environ 225 kg par an par habitants (enfants compris). En convertissant le volume (pondéré) de déchets évacués par les répondants en tonnage¹⁶, on estime cette quantité de déchets à 513 kg par an et par habitants. Bien sûr, on peut raisonnablement estimer que les contenants des répondants ne sont pas parfaitement pleins lorsqu'ils sont évacués, ce qui conduit à surestimer cette quantité de déchets.

Plutôt que de s'intéresser à la quantité de moyenne déclarée par les répondants, assez peu révélatrice, on peut tirer des enseignements intéressants – c'est notre hypothèse de travail – de la distribution statistique de cette quantité estimée de déchets. La Figure 2.32 montre que cette distribution statistique est dissymétrique, avec une proportion importante de l'échantillon qui déclare évacuer entre 0 et 150 kg par an.

¹⁶ La valeur standard généralement utilisée est de 150 kg par m³ de d'ordures ménagères. Source : <https://www.senat.fr/rap/o98-415/o98-4151.html>, consulté le 20/01/2020.

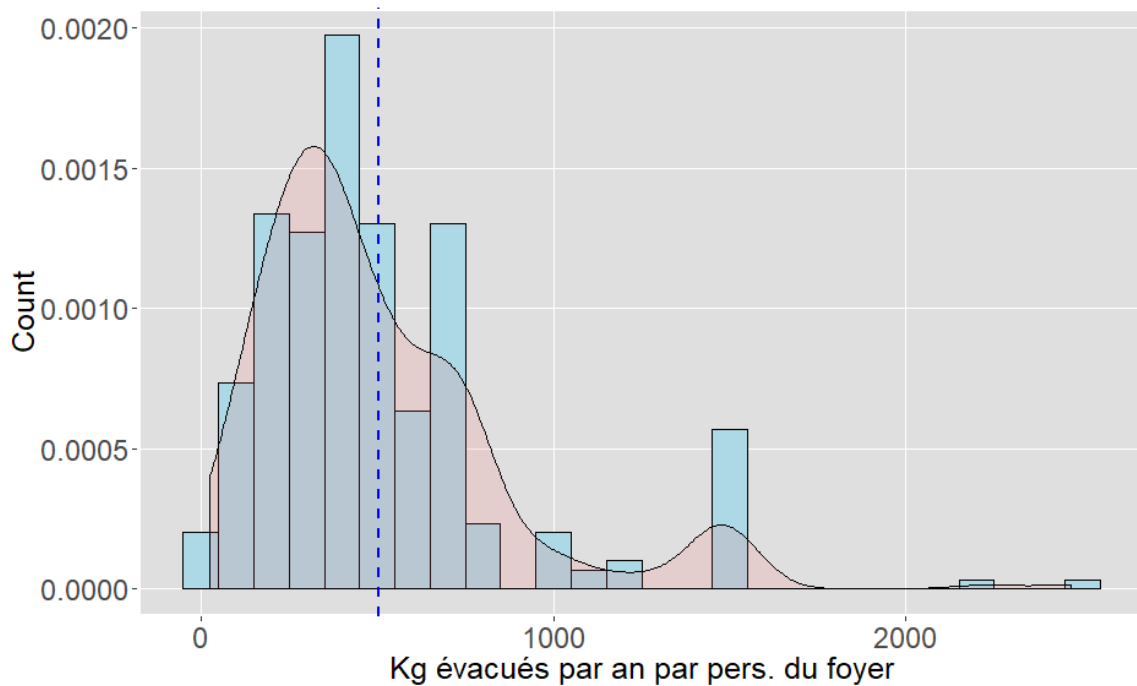


Figure 2.32 : Estimation de la quantité de déchets évacués par an par personne du foyer, déclarée par les répondants (source : LAET)

Quantité de déchets produits et DSD

Une approche croisant l'analyse de la distribution de cette quantité de déchets évacués déclarée et la DSD est également intéressante. Dans l'analyse des résultats ci-dessous, la quantité de déchets déclarée par le répondant et divisée par le nombre d'individus composant son foyer, pour prendre en compte l'impact de la taille du ménage sur la production de déchets. Les seules variables significatives liées à la quantité de déchets sont l'âge, la taille du ménage et le nombre de pièces du logement.

La variable la plus intéressante est celle de la taille du ménage. La quantité de déchets produite par personne par foyer diminue drastiquement en fonction de la taille du ménage. On peut estimer que les ménages de 4 personnes ou plus évacuent presque trois fois moins de déchets par personne que les ménages avec une personne seule.¹⁷ Ce résultat est cohérent avec l'analyse de la quantité de déchets déclarée par les répondants plus âgés (65 et +) et plus jeunes (18-24 ans), qui sont les plus susceptibles de vivre seuls. De la même manière, il est cohérent avec le nombre de pièces du logement, à l'exception des répondants résidant en

¹⁷ NB : pour rappel, la valeur de la moyenne des distributions est assez peu révélatrice, vu les biais de mesure de la quantité de déchets. L'intérêt de cette figure est plutôt d'illustrer les différences de distribution en fonction des DSD.

studio. Une analyse de cette variable croisant différents DSD et la fréquence de tri déclarée par les répondants permettra d'approfondir ces résultats.

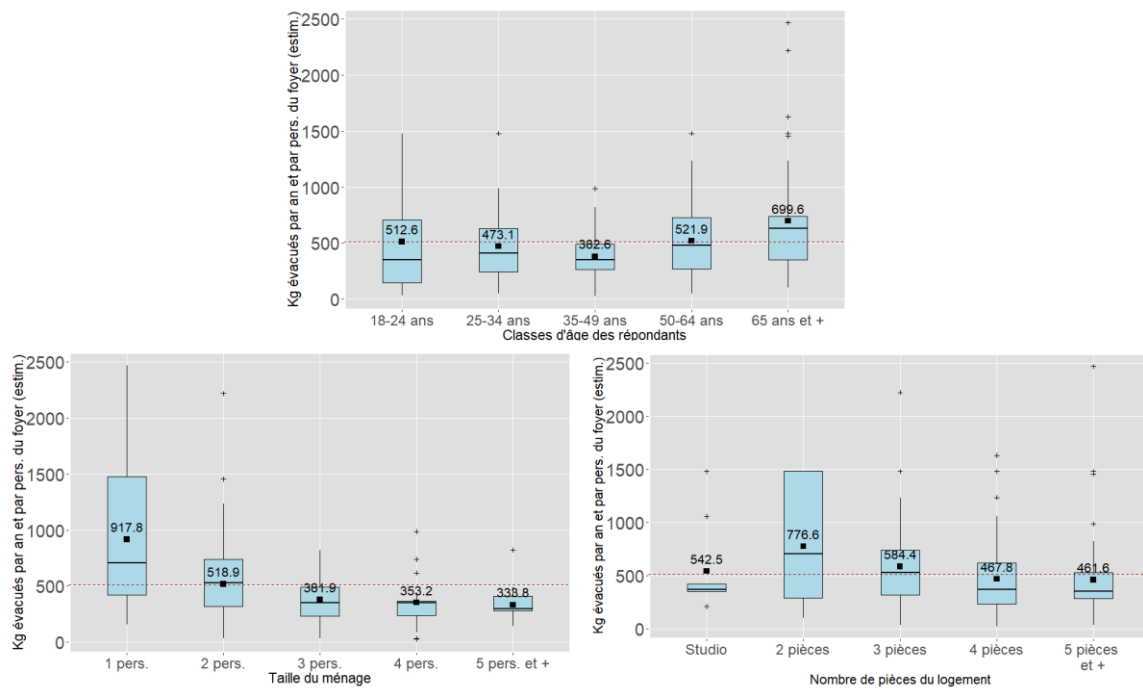


Figure 2.33 : Distributions statistiques de la quantité de déchets évacués par an par les répondants, en fonction de DSD significatifs (source : LAET)

Synthèse de la Phase 2 :

1°) Un écart important existe entre des fréquences de tri déclaré par les répondants et les taux de tri observés par les services de collecte de la Métropole de Lyon. Cela suggère l'existence d'un décalage entre l'effort qu'ont l'impression de consentir les ménages pour trier leurs déchets et le résultat de ces efforts. La déclaration des pratiques de tri révèle tout de même des résultats intéressants.

2°) Ces résultats illustrent le fait que la pratique du tri des déchets ne relève pas d'un champ de pratique unique. Un même individu triera différemment des déchets de différents types, même lorsque les conditions de tri et d'évacuation de ces déchets sont les mêmes. Les motifs de « non tri » sont aussi disparates selon les déchets envisagés.

3°) Les différences de fréquence déclarée de tri révèlent par ailleurs que les DSD liés à l'âge et aux caractéristiques du cadre de vie du répondant (type et taille du logement) semblent

significatives pour expliquer une variabilité des comportements de tri. Ces résultats feront l'objet d'une exploration plus systématique dans la suite du projet SIMODEM.

4°) La mesure de la quantité de déchets évacuée par les répondants est trop imparfaite pour reconstituer la quantité d'OMR évacuées au niveau macroscopique (sur tout le territoire de la Métropole de Lyon). Par contre, l'étude des distributions statistiques de la quantité évacuée déclarée par les répondants révèle des différences qui sont, encore une fois, très liées à l'âge, à la taille du logement et à la taille du ménage du répondant.

5°) Il paraît difficilement justifiable de baser des modèles de simulations de tri individus-centrées sur les seuls résultats des enquêtes SIMODEM. En effet, la caractérisation du comportement des répondants ne permet pas de reproduire ou même d'approximer la situation macroscopique (i.e. les taux de tri, ou la quantité de déchets produite) observée à l'échelle du territoire de la Métropole. Le lien entre les données d'enquête et les modèles comportementaux feront l'objet d'un livrable à part entière. En conséquence, nous ne développerons pas plus ces considérations dans le présent rapport.

Les enquêtes SIMODEM nous fournissent un matériau empirique extrêmement riche, le nombre de croisements possibles entre variables étant extrêmement nombreux. Un travail considérable reste à mener en ce qui concerne l'exploitation de la phase 2. Par ailleurs, une phase d'enquête entière sur la consommation des ménages et les pratiques de limitation des déchets ménagers (la phase 3) n'est pas encore finalisée et nécessitera d'actualiser les résultats de ce rapport. Les traitements complémentaires qui seront réalisés seront présentés dans le rapport de synthèse qui sera publié à l'issue du projet. Nous avons tenté, dans le cadre de ce rapport, de proposer les principaux enseignements des données à notre disposition, qui orientent d'ores et déjà les choix de modélisation qui seront présentés dans le second livrable du projet SIMODEM. Nous proposons ici une synthèse des résultats de cette exploitation.

Section 3 - Etat de l'art des enjeux environnementaux associés à la collecte et traitement des déchets en ACV

I. Introduction

Cette section présente l'avancement des travaux en cours pour les tâches 3 et 4 du projet SIMODEM, qui visent à évaluer les impacts de la mobilité et du traitement des déchets ménagers produits sur le territoire de la Métropole du Grand Lyon. Cette évaluation est faite par une Analyse de Cycle de Vie (ACV). Le choix des modèles, la formulation des hypothèses nécessite une bonne compréhension des bases théoriques de l'ACV. Une part significative de cette section est dédiée à la présentation de ces bases, qui seront nécessaires pour l'état de l'art réalisé. Certains éléments théoriques présentés dans cette section, en italique, sont directement repris de travaux antérieurs (Rodrigues, 2016).

1. Définition de l'Analyse de Cycle de Vie

L'Analyse de Cycle de Vie est une méthode normée (International Organization for Standardization, 2006) permettant de quantifier les impacts potentiels d'un bien (produit/service/activité) sur son environnement, en prenant en compte l'ensemble de son cycle de vie, i.e. de l'extraction des matières premières nécessaires à ce bien jusqu'à sa fin de vie. Cette vision globale permet d'anticiper les transferts d'impacts possibles suite à un changement de technologie.

L'ACV permettant d'identifier ces transferts d'impacts, elle est perçue comme prometteuse pour accroître la durabilité des biens (Loiseau et al., 2012). L'essentiel des méthodes d'analyse environnementale sont en effet soit focalisées sur le site d'étude, qu'il s'agisse d'un inventaire de biodiversité ou de la performance d'un procédé, ou intègrent seulement un type d'impact (flux de matière dans un territoire, d'une substance particulière, empreinte carbone).

Dans le cas de la gestion des déchets, elle offre une approche plus rigoureuse et quantitative que la Directive Cadre 2008/98/EC sur les déchets, qui propose une hiérarchie entre les différents modes de traitement des déchets (Bellon-Maurel et al., 2012). Cette hiérarchie n'est en effet valable que dans un contexte particulier, en supposant que les besoins en transport et les procédés de valorisation sont moins nuisibles pour la valorisation des déchets que pour leur élimination.

La norme ISO 14044 fixe plusieurs étapes pour la réalisation d'une ACV, résumées par la Figure 3.1. Ces étapes interagissent entre elles : selon les avancées de l'étude, certains impacts peuvent être jugés non prioritaires, certains manques de données peuvent réorienter les objectifs, si bien qu'une ACV n'est complète qu'au bout de deux à quatre itérations (EC - JRC - IES, 2010)

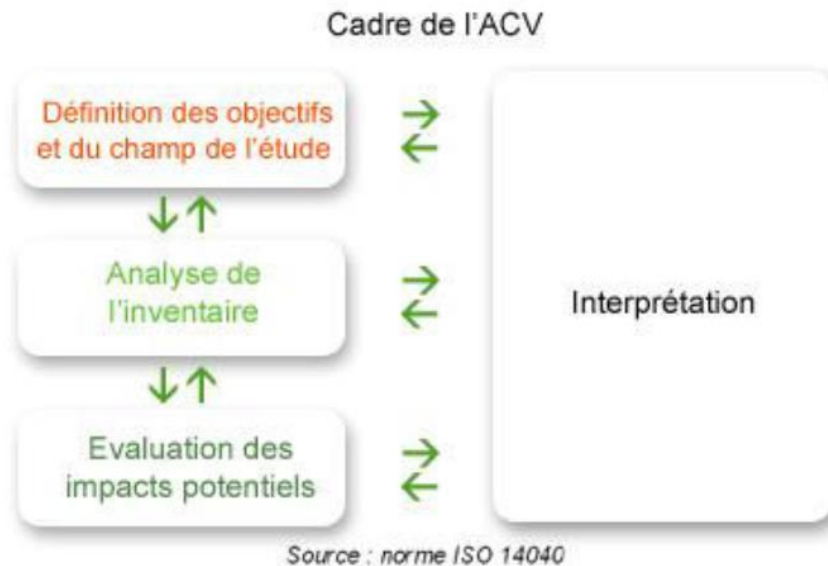


Figure 3.1 : Etapes successives d'une Analyse de Cycle de Vie

Définition des objectifs

La première étape de toute ACV consiste à définir les objectifs et le périmètre de l'étude. En particulier, elle délimite les contours du premier plan (ou foreground) et de l'arrière-plan (ou background) du système étudié :

- Le foreground du système est la partie du système étudié sur laquelle se concentre la collecte de données, car elle décrit l'objet principal d'étude. Dans le cas de SIMODEM, il s'agira a priori des consommations de ressources, consommables, biens d'équipement, des émissions de polluants et de déchets directement causées par les procédés de mobilité et traitement des déchets.
- Le background décrit les procédés inclus dans le périmètre de l'étude mais sur lesquels des bases de données seront préférées aux données terrain (ex. émissions liées à la production du carburant des camions ou aux matériaux pour construire les équipements utilisés). Le choix des bases de données utilisées repose sur des arbitrages méthodologiques, comme présenté plus bas.

En fonction des objectifs de l'étude, les procédés et étapes du cycle de vie investigués, le type de modélisation utilisé et les besoins en données peuvent varier (EC - JRC - IES, 2010). Un point important de cette étape est l'identification des fonctions remplies par le système étudié (e.g. transport de marchandises, isolation d'un bâtiment), et la quantification de ces fonctions à l'aide d'unités fonctionnelles. Ainsi, les impacts du système sont mis en relation avec le service rendu, permettant la comparaison entre différents systèmes en termes d'efficacité (e.g. fret ferroviaire ou camion pour transporter une même quantité de marchandise d'un point A à un point B).

Cette étape définit également les impacts étudiés, les procédures d'allocation d'inventaire entre les coproduits d'un système (cf. Construction du modèle théorique : spécificités des déchets).

Analyse de l'inventaire du cycle de vie (ICV)

Pour chacun des procédés étudiés, est réalisé un inventaire des intrants (ressources naturelles, consommables issus d'autres activités humaines) et des extrants (produits, coproduits, déchets, émissions vers l'environnement) (Figure 3.2). Cet inventaire porte également sur les procédés en amont/aval des procédés étudiés, qui produisent les consommables et éliminent les déchets générés par le système. Plusieurs bases de données peuvent abonder ces inventaires, pour tenir compte de l'ensemble des chaînes de valeurs, comme EcoInvent (Frischknecht et al., 2005).

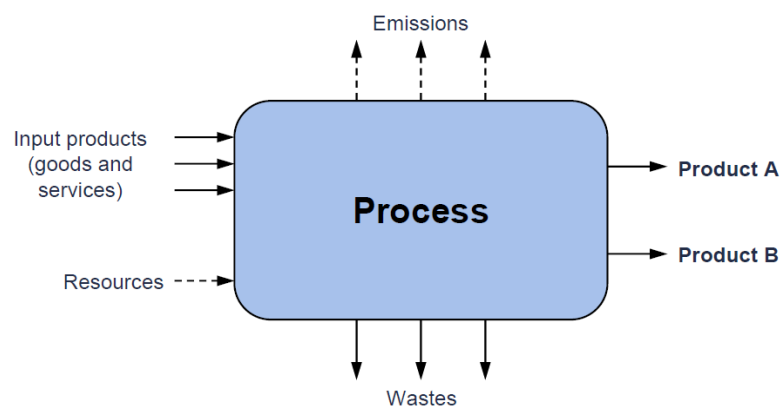


Figure 3.2: Résumé des flux inventoriés pour un procédé générant deux produits A et B (EC - JRC - IES, 2010)

Evaluation des impacts du cycle de vie (EICV)

Les consommations de ressources naturelles et les émissions de polluants quantifiées à partir de l'ICV sont converties en impacts potentiels sur l'environnement. Plusieurs catégories

d'impacts sont couramment utilisées (e.g. changement climatique, acidification des eaux, toxicité humaine, etc.).

Le calcul de ces impacts nécessite des facteurs de caractérisation, issus de modèles quantifiant l'impact d'un flux d'une substance sur l'environnement. Pour les principales catégories d'impacts utilisées en ACV, la Commission Européenne propose un guide afin de choisir les modèles les plus appropriés au contexte européen, récemment actualisé lors de différents projets européens (EC - JRC - IES, 2011; Hauschild et al., 2012; Dong et al., 2013).

Ces modèles ont des degrés de maturité variables (Tableau 3.1). Ainsi, les méthodes qui quantifient un problème potentiel pour l'environnement (midpoint) présentent une certaine fiabilité. A l'inverse, les méthodes orientées « Dommages » (endpoint), qui quantifient une destruction potentielle de valeur, présentent de fortes incertitudes et ne sont généralement pas recommandées. Cela est dû au fait que les mécanismes traduisant l'effet d'une substance (e.g. un gaz à effet de serre) sur une aire de protection (e.g. la santé humaine) restent mal connus.

Synthèse de la procédure de calcul

Le Tableau 3.2 résume la procédure générale de calcul d'impacts. Il met en évidence qu'en ACV, il est généralement supposé que les flux échangés avec (ou les impacts sur) l'environnement sont des fonctions linéaires de la quantité de service rendu. Les synergies entre impacts (e.g. entre acidification des sols et émissions de substances toxiques), les effets de seuils ne sont généralement pas considérés, sauf si l'inventaire et les méthodes de caractérisation le permettent.

Par ailleurs, selon les objectifs de l'ACV, il est possible de tenir compte des changements induits par le bien étudié sur les chaînes de production, passés certains seuils¹⁸. Par exemple, au-delà d'un volume de vente d'équipements électriques dans une région, les besoins accrus en électricité peuvent nécessiter l'installation de nouvelles centrales électriques, utilisant des technologies différentes de celles déjà en place. Ces changements sont cependant toujours ramenés aux unités fonctionnelles considérées : seul le périmètre de l'ACV change, et non la procédure de calcul.

¹⁸ On parle alors d'ACV conséquentielle (EC - JRC - IES, 2010)

Tableau 3.1: Récapitulatif des impacts considérés et de la maturité des méthodes recommandées par la Commission Européenne (EC - JRC - IES, 2011; Hauschild et al., 2012; Dong et al., 2013)

Impact	Maturité indicateur			
	Midpoint	Endpoint		
		Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Ressources
Changements climatiques	<i>I</i>	<i>Interim</i>	<i>Interim</i>	
Destruction de la couche d'ozone	<i>I</i>	<i>Interim</i>	-	
Substances toxiques cancérigènes pour l'Homme	<i>II/III</i>	<i>II/Interim</i>		
Substances toxiques non-cancérigènes pour l'Homme	<i>II/III</i>	<i>Interim</i>		
Particules fines	<i>I</i>	<i>I/II</i>		
Substances ionisantes sur l'Homme	<i>II</i>	<i>Interim</i>		
Substances ionisantes sur l'environnement	<i>Interim</i>		-	
Formation d'ozone photochimique	<i>II</i>	<i>II</i>	<i>?</i>	
Acidification des sols et eaux	<i>II</i>		<i>Interim</i>	
Eutrophisation terrestre	<i>II</i>		-	
Eutrophisation aquatique	<i>II</i>		<i>Interim</i>	
Écotoxicité (eau douce)	<i>II/III</i>		<i>?</i>	
Usage des sols	<i>III</i>		<i>Interim</i>	-
Épuisement des ressources hydriques	<i>III</i>	<i>?</i>	<i>?</i>	<i>?</i>
Épuisement des ressources minérales, fossiles, renouvelables	<i>II</i>			<i>Interim</i>

Signification des notes : I : recommandé et satisfaisant ; II : recommandé mais nécessite des améliorations ; III : recommandé mais doit être utilisé avec précautions ; Interim : Meilleure parmi les méthodes connues, mais non recommandée ; ? : statut inconnu ; - : pas de méthode recommandée

Tableau 3.2: Formulation de la méthode de calcul des impacts du cycle de vie d'un bien, de sa forme la plus simple (mono-indicateur) à la plus complexe (matricielle)

<p>Approche mono-indicateur</p> <p>UF est le niveau de service satisfait, exprimé en unité fonctionnelle ; F le flux d'une substance généré par la satisfaction de ce service, I l'impact généré par ce flux.</p> <p>Approche pluri-indicateurs</p> <p>UF, FI, FC et I sont exprimés sous forme matricielle pour traduire la diversité des biens, des flux d'inventaires et des impacts potentiels des substances étudiées</p>	$I = \frac{I}{F} * \frac{F}{UF} * UF$ $I = FC * FI * UF$ $\begin{bmatrix} \vdots \\ I_i \\ \vdots \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \vdots & & \\ \dots & FC_{i,s} & \dots \\ \vdots & & \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} \vdots & & \\ \dots & FI_{s,f} & \dots \\ \vdots & & \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} \vdots \\ UF_f \\ \vdots \end{bmatrix}$
--	---

Interprétation des résultats

Analyse de contributions

Au cours de cette étape sont analysées les contributions de chaque phase du cycle de vie aux différents impacts étudiés. Les procédés ayant les impacts les plus significatifs sur l'environnement sont ainsi identifiés, ce qui permet de cibler les efforts en matière de réduction d'impacts. Par exemple, si la fertilisation d'une parcelle agricole a un impact plus important sur le climat que le transport de sa récolte au consommateur, il peut être plus judicieux du point de vue climatique, à coût d'intervention égal, d'optimiser cette fertilisation que de réduire les émissions liées au transport.

Selon le niveau de détail choisi dans l'analyse, cette étape permet également d'identifier les impacts directement liés aux procédés contrôlés par les parties prenantes (le premier plan ou foreground du système étudié), ceux qui relèvent de la fabrication des consommables ou de l'élimination des déchets (l'arrière-plan ou background), ainsi que les substances contribuant le plus à un impact donné.

Analyse de sensibilité

Cette étape permet également d'identifier les effets de différents paramètres (e.g. rendement agricole d'une parcelle ou de récupération de chaleur d'un procédé, distance parcourue) sur les impacts environnementaux. Ainsi, la pertinence d'une hypothèse peut être contrôlée (e.g. « Les émissions de métal liées à la combustion d'une biomasse sont négligeables par rapport au reste du cycle de vie »), et il est possible d'identifier dans quelles conditions une technologie

est plus performante qu'une autre pour fournir le même service (e.g. « Il vaut mieux imprimer un article que le lire sur ordinateur au-delà de X minutes de lecture par page).

Analyse d'incertitude

Cette étape permet d'évaluer la fiabilité des résultats obtenus, au regard des incertitudes sur les données utilisées. En supposant que ces données suivent une loi de probabilité, les logiciels d'ACV utilisent généralement un algorithme de Monte Carlo¹⁹ pour estimer la loi de probabilité suivie par les résultats, et donc leur incertitude (Weidema et Wesnæs, 1996; Weidema et al., 2013). De cette manière, il est possible de savoir quelles données fiabiliser pour affiner le résultat final.

Comparaisons et pistes d'amélioration

L'ACV a souvent pour objectif, outre l'évaluation des impacts d'un bien, sa comparaison avec d'autres biens aptes à fournir le même service, ou l'efficacité de différentes stratégies d'écoconception. C'est au moment de l'interprétation des résultats que ces problématiques peuvent être traitées.

Ces comparaisons font ressortir les forces et faiblesses de chaque système étudié (e.g. impact sur le climat des énergies fossiles, consommation d'espace pour les énergies renouvelables). Des méthodes d'analyse multicritère (pondération des indicateurs, arbres de décision, etc.) permettent alors d'identifier les options les plus vertueuses pour l'environnement.

2. Application à SIMODEM

Lors du montage du projet SIMODEM, qui contribue à définir les objectifs et le champ de l'ACV, la phase de traitement des déchets a été incluse dans le périmètre de l'étude pour comparer aux impacts de leur mobilité, et déterminer si ces derniers sont significatifs. L'idée sous-jacente est, à terme, de pouvoir identifier de potentiels compromis entre (1) de meilleures stratégies de valorisation des déchets – *i.e.* avec des bénéfices sur les procédés de traitement – et (2) la complexification de la collecte que ces améliorations peuvent engendrer (e.g. augmentation des rondes, du nombre de bacs de tri).

Pour répondre à ces objectifs, un premier travail de collecte de données terrain (flux de déchets générés, exutoires, types de traitement, etc.) a été réalisé, grâce à (1) des réunions d'échanges

¹⁹ Ces programmes génèrent un grand nombre de scénarii dans lesquels les paramètres de contrôle varient de façon aléatoire – définie par leurs lois de probabilité – afin d'évaluer comment ces variations se répercutent sur les variables de sortie – dans notre cas : les impacts du système étudié.

avec les partenaires impliqués dans le projet (services de la Métropole de Lyon, Suez, qui s'occupent de la collecte des déchets, exploitants des incinérateurs), et (2) l'étude de leurs rapports d'activité. Rapidement, la création du modèle ACV a soulevé des questions méthodologiques auxquelles il a fallu répondre :

- Comment modéliser les procédés qui assurent plusieurs fonctions (e.g. incinération qui élimine des déchets et produit chaleur et électricité), et quelle incidence cela a-t-il sur le choix des bases de données utilisées pour décrire le background ?
- Face à la complexité de la filière complète de gestion (collecte, transport et traitement) des déchets, quels éléments de réponse la littérature scientifique existante apporte-t-elle aux questions formulées plus haut ?

Afin de répondre à ces questions, un état de l'art a été réalisé ; cette section en présente les résultats et les conséquences sur les objectifs et le périmètre de l'ACV prévue. Les données collectées seront décrites dans la section 4.

II. Construction du modèle théorique : spécificités des déchets et des coproduits issus de leur valorisation

Cette sous-section aborde les spécificités des déchets en ACV. En effet, la gestion des déchets fournit des services qui vont au-delà de l'élimination d'une source potentielle de pollution : elle peut fournir de l'énergie (chaleur d'incinération, biogaz), des matières premières (matériaux recyclés) ou des produits (équipements remis en état, compost). Cette multifonctionnalité pose la question de comment allouer les impacts / bénéfices environnementaux des procédés aux différentes fonctions assurées. De plus, l'ACV permet tout aussi bien de décrire une filière telle qu'elle est (ACV attributionnelle) ou ses conséquences possibles sur les filières locales (ACV conséquentielle). Selon les choix réalisés, le type de modèle employé, les données à collecter changent grandement.

Dans un premier temps, la façon dont la multifonctionnalité est prise en compte en ACV est détaillée. Les différents types d'ACV sont ensuite présentés ainsi que les conséquences sur le choix des bases de données. Une attention particulière sera accordée :

- aux bases de données ecoinvent, développées par l'association suisse du même nom. Ces dernières font autorité dans le domaine de l'ACV, notamment du fait de leur relative exhaustivité (diversité de secteurs d'activités couverts) et de leur prise en compte des spécificités locales (ex. mix énergétiques, accès aux ressources) des différents pays

d'implantation des activités – des composantes essentielles pour décrire des chaînes de valeur complexes ;

- à la compatibilité entre ces choix méthodologiques et le cadre des Limites Planétaires, qui sera présenté.

1. Gestion de la multifonctionnalité en ACV

Pour des systèmes multifonctionnels, plusieurs procédures sont théoriquement possibles pour évaluer la performance individuelle de chaque fonction/bien :

1. *Subdivision du système : identifier, pour le système étudié, quels sous-systèmes remplissent les fonctions / génèrent les coproduits ; comptabiliser uniquement les flux occasionnés par le bien étudié ;*
2. *Expansion du système (ou substitution) : faire l'inventaire complet des flux et des biens générés par le système étudié ; faire le même inventaire pour d'autres manières de générer les coproduits²⁰ ; retrancher au premier inventaire les flux d'inventaire générés par ces alternatives évitées ;*
3. *Allocation : faire l'inventaire complet des flux occasionnés ; utiliser des facteurs d'allocation, pour attribuer ces flux à chaque bien. Les facteurs d'allocation dépendent généralement de la contribution des biens à une propriété de l'ensemble des biens (masse, valeur économique, contenu énergétique ou en une substance donnée).*

Ces procédures sont hiérarchisées en fonction du degré d'objectivité qu'elles portent (Figure 3.3).

Dans le cas de la gestion des déchets, il n'est pas possible de subdiviser certains systèmes : un procédé de recyclage assure simultanément les fonctions d'élimination d'un déchet et de production d'une matière valorisable. L'expansion du système sera donc l'option privilégiée, dans la mesure du possible, pour le foreground du système. Pour le background, les options sont directement liées aux bases de données disponibles, présentées plus bas.

²⁰ On suppose ici qu'il n'est plus nécessaire de recourir à ces technologies alternatives pour générer ces coproduits, car ils ont déjà été générés par le système étudié. On parle ici d'impacts évités.

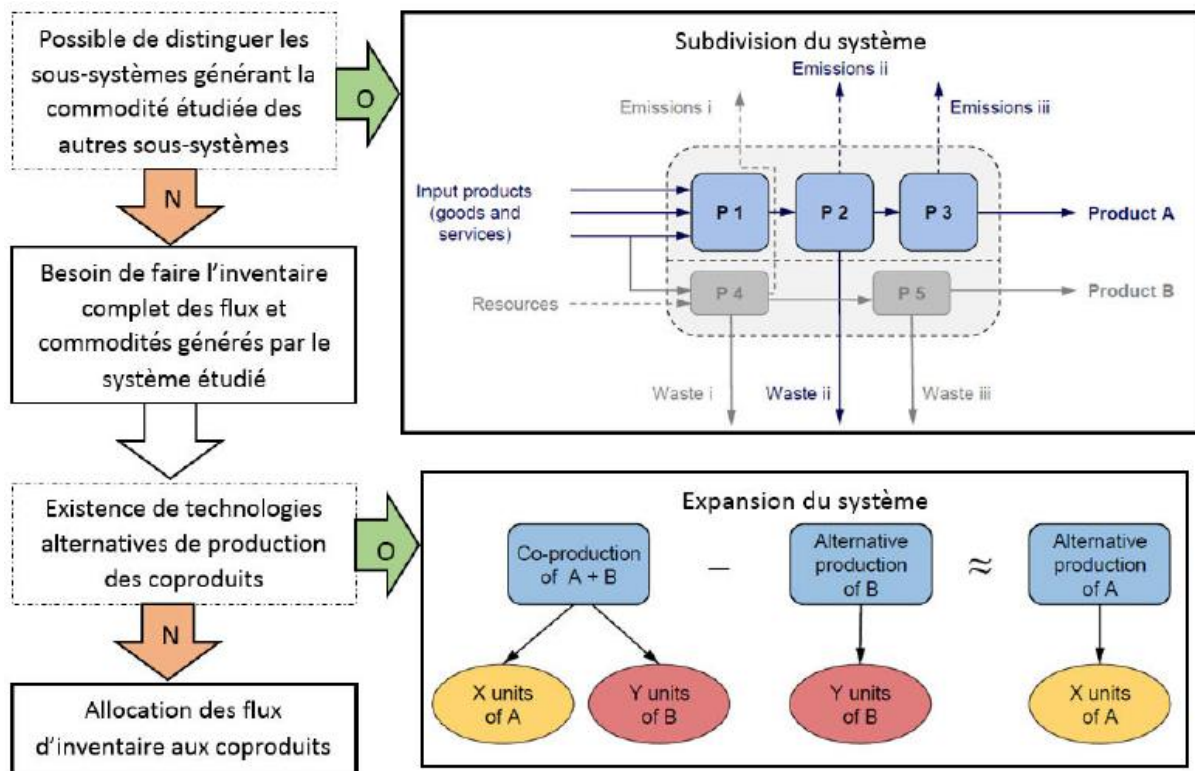


Figure 3.3 : Hiérarchie des différentes solutions pour répondre à la multifonctionnalité en ACV (Rodrigues, 2016)

2. Choix entre ACV attributionnelle ou conséquentielle

Selon les objectifs de l'étude, le type de modélisation, de prise en compte des coproduits, les données prises en compte varient grandement. La Figure 3.4 résume les configurations possibles. Les paramètres déterminants sont :

- La vocation de l'étude : purement descriptive ou orientée vers l'aide à la décision ?
- L'influence du système étudié sur d'autres : par exemple, génère-t-il des coproduits qui ont une incidence sur d'autres filières ?
- L'ampleur des changements induits : induisent-ils des changements profonds dans les filières existantes ?

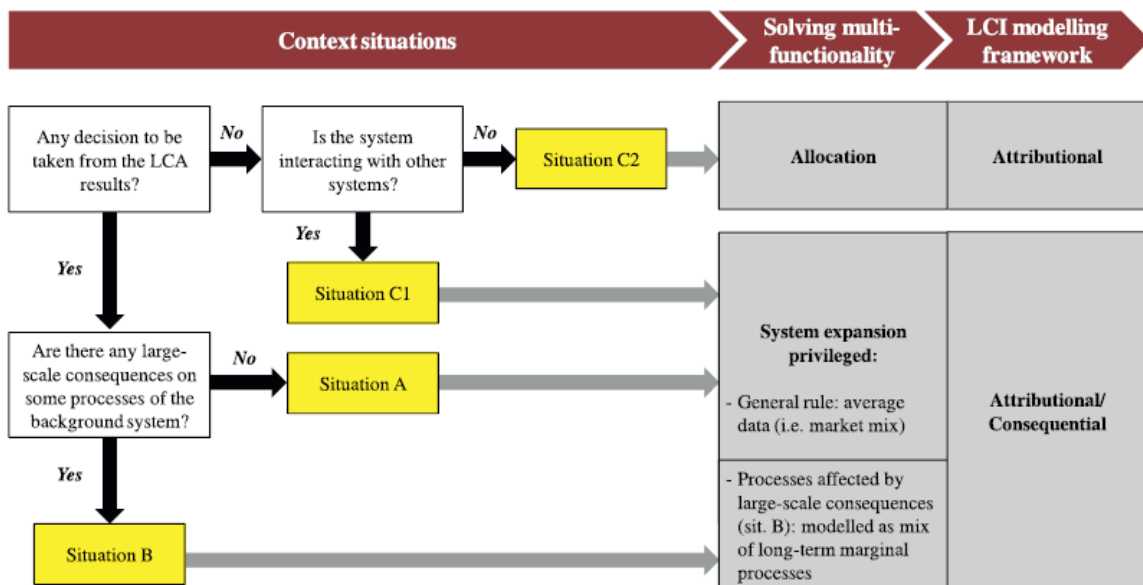


Figure 3.4 : Identification des situations types et cadre ICV correspondant (Laurent et al., 2014b)

Ces configurations ont été analysées dans le cadre du projet de recherche PCI, mené par le Bureau de Recherches Géologiques et Minières pour évaluer les impacts environnementaux de l'incinération²¹, afin de leur trouver des applications concrètes dans l'ACV de l'incinération de déchets (Beylot et al., 2017b). Le Tableau 3.3 détaille ces exemples.

²¹ Ce projet a permis le développement de l'outil WILCI (pour Waste Incineration Life Cycle Inventory), qui permet de créer des ICV détaillés pour les procédés d'incinération en fonction des déchets incinérés (Beylot et al., 2017a).

Tableau 3.3 : Synthèse des types d'études rencontrées pour l'incinération de déchets (Beylot et al., 2017b)

Contexte d'utilisation de l'outil WILCI			L'étude vient-elle en aide à la décision ?	La décision analysée a-t-elle des implications de grande échelle sur l'arrière-plan?	Situation de contexte de décisions (A, B, C1 ou C2)
Place de l'incinération dans le cycle de vie étudié	Type d'études	Exemple d'études types			
L'incinération comme une phase du cycle de vie du produit	ACV produits	ACV de chaussures, de mobiliers en bois, etc.	Oui (par exemple cas d'une déclaration environnementale, d'une ACV en soutien à l'écoconception, etc.)	Non. En général, aucune modification à grande échelle n'est observable en arrière-plan dans les cas d'ACV produits	A
		WILCI est alors utilisé pour représenter une partie de l'étape de fin de vie (incinération de déchets en fin de vie du produit étudié)	Non (par exemple cas d'une veille sur les impacts environnementaux d'un produit, sans prise de décisions associée)	-	C1
L'incinération (traitement thermique) des déchets comme la fonction étudiée. C'est-à-dire contexte d'ACV de la gestion des déchets	Evaluation environnementale d'un plan de gestion de déchets	Evaluation environnementale d'un plan régional de gestion des déchets, avec comparaison de scénarios de gestion des déchets	Oui	Potentiellement. Cela peut notamment concerner la modification du mix local de production de chaleur, en cas par exemple : - de l'installation d'un incinérateur à haute efficacité de production de chaleur ; - de l'amélioration de la récupération de chaleur sur un incinérateur existant	B / A
	Connaissance des impacts de l'incinération (monitoring) à une échelle locale	ACV de l'incinération des DMA, dans le cas d'un incinérateur donné, afin de connaître les principales sources d'impacts et les paramètres clés associés (par exemple récupération d'énergie, émissions de NOx et technologie DÈNOx associée, etc.)	Non	-	C1
	Connaissance des impacts de l'incinération (monitoring) à une échelle nationale	ACV de l'incinération des DMA, considérant l'ensemble des incinérateurs du parc français	Non	-	C1
	Comparaison des impacts de l'incinération avec ceux d'autres traitements (à une échelle locale)	ACV de l'incinération des DMA, dans le cas d'un incinérateur donné. Comparaison avec les performances environnementales d'autres traitements existants ou potentiellement mis en œuvre.	Oui (par exemple comparaison de technologies de traitement dans l'optique du choix du traitement des déchets à l'échelle d'un territoire)	Potentiellement (concernant notamment la modification du mix local de production de chaleur)	B / A
			Non	-	C1
	Comparaison des impacts de l'incinération avec ceux d'autres traitements (à une échelle nationale)	ACV de l'incinération des DMA, considérant l'ensemble des incinérateurs du parc français. Comparaison avec les performances environnementales de systèmes existants ou potentiellement mis en œuvre	Oui (par exemple comparaison de technologies de traitement dans l'optique de la modification du mix de traitement des déchets mis en œuvre à l'échelle de la France)	Potentiellement (concernant notamment la modification du mix national de production de chaleur)	B / A
			Non	-	C1
Soutien aux politiques publiques des déchets	Comparaison de scénarios de politiques déchets sur la base de leurs impacts environnementaux	Oui	Oui (par exemple lorsque les décisions prises impliquent des modifications significatives sur le mix de traitement mis en œuvre) / Non	B / A	

Il convient de noter que si le développement d'une filière induit de profonds changements dans les marchés existants, supposer que les produits consommés (ou évités) sont issus d'un mix moyen n'est plus une hypothèse crédible. A la place, il est plus probable que le produit consommé en grande quantité soit issu d'un mix marginal différent de la moyenne. Par exemple, si une nouvelle installation recyclage consomme une quantité d'électricité faible par rapport à la production nationale d'électricité, on peut considérer que cette installation utilise une électricité issue du mix électrique moyen du moment (en France, essentiellement du nucléaire et de l'hydraulique). En revanche, si cette installation consommait de fortes quantités d'électricité, l'augmentation de la demande nécessiterait probablement l'installation de centrales à gaz pour satisfaire ce besoin. La différence entre ces deux approches implique deux

grands types d'ACV (resp. attributionnelle et conséquentielle), dont le Tableau 3.4 résume les principales caractéristiques.

Tableau 3.4 :Description des approches attributionnelle et conséquentielle et scénarios ILCD correspondants sur la base des rapports WILCI et ILCD Handbook (Beylot et al., 2017b; JRC, 2011)

Approche	Attributionnelle	Conséquentielle
Objectif	Identifier la fraction de chaque activité du système qui a contribué à la production de chaque coproduit	Modélisation des conséquences environnementales à long terme de la mise en place d'un système en prenant en compte les modifications générées principalement sur les marchés économiques
Application	Eco-conception, affichage environnemental	Remplacement d'un système classique par une alternative impliquant une modification profonde d'un marché de produit
Types de scénario	Scénario A : aide à la décision, faible impact des coproduits sur le marché Scénario C1 : pas d'aide à la décision Scénario C2 : pas d'aide à la décision ni d'interaction avec d'autres filières	Scénario B : aide à la décision, fort impact des coproduits sur le marché
Coproduits gérés par	Scénario A et C1 : substitution Scénario C2 : allocation	Scénario B : substitution
Mix d'origine des intrants consommés / évités (en cas de substitution)	Mix de consommation moyen (hors coproduits pour la substitution)	Mix de production marginal, simulé par des modèles d'équilibre général
Modèle	Réalité technico-économique, procédés tels qu'ils sont	Economique d'équilibre général

L'objectif de SIMODEM est de réaliser l'ACV des filières de collecte et traitement des déchets à l'échelle locale. Dans le Tableau 3.3, cela correspond au cas de l'évaluation environnementale d'un plan de gestion de déchets, en particulier dans la mesure où différents scénarios seront comparés. Il en résulte que la multifonctionnalité devra être gérée selon un scénario de type A ou B, en fonction de l'ampleur des simulations sur le marché local des déchets. En pratique, la

multifonctionnalité devrait être gérée par expansion du système, avec une approche attributionnelle (pour les flux de faible importance) ou conséquentielle (pour les flux les plus importants).

3. Différentes procédures d'allocation sous ecoinvent

Il existe 3 grands types de bases de données sous ecoinvent : Cut-off, APOS et Consequential, avec chacun leurs caractéristiques. Les deux premiers sont utilisés pour des ACV attributionnelles, alors que le dernier se prête plutôt à des ACV conséquentielles. Parmi leurs différences, il convient de noter que :

- Cut-off est le modèle historique, utilisé dès la création des bases de données ecoinvent. Il considère que les éventuels coproduits issus de procédés de traitement de déchets (ex. métaux recyclés, chaleur d'incinération) n'ont aucune charge environnementale. Cette hypothèse, la « zero burden assumption » attribue l'intégralité des impacts environnementaux aux produits à l'origine de la production des déchets ;
- APOS (ou Allocation to the Point Of Substitution) a été développé à partir de la version 3 des bases de données. Il attribue aux coproduits issus du recyclage des déchets une partie des impacts des produits à l'origine de ces déchets ;
- Consequential, également développé à partir de la v3, considère que les coproduits issus de n'importe quel procédé (production ou traitement de déchet) remplacent des produits sur un marché marginal

La Figure 3.5 résume la comparaison entre les différents modèles, notamment en termes de calcul des inventaires de cycle de vie des produits / coproduits. Il en ressort que :

- Les modèles APOS et Cut-off sont très semblables voire équivalents si la valeur économique des coproduits issus du traitement des déchets est faible, comparée à celle des produits qui les génèrent ;
- Le modèle Consequential se distingue des autres par son recours à des marchés marginaux – et non moyens – et le traitement des coproduits par substitution et non par allocation.

Ces fortes similitudes entre APOS et Cut-off, ainsi que le caractère très spécifique de Consequential se retrouvent dans la pratique (Steubing et al., 2016) :

- pour les inputs/outputs non déchets, les modèles APOS et Cut-Off sont très proches ;

- les différences avec Consequential sont plus liées à un choix de marché différent (marginal au lieu de moyen), appliqué à tous les intrants consommés ou évités, qu'à une différence de gestion des coproduits (substitution au lieu d'allocation).

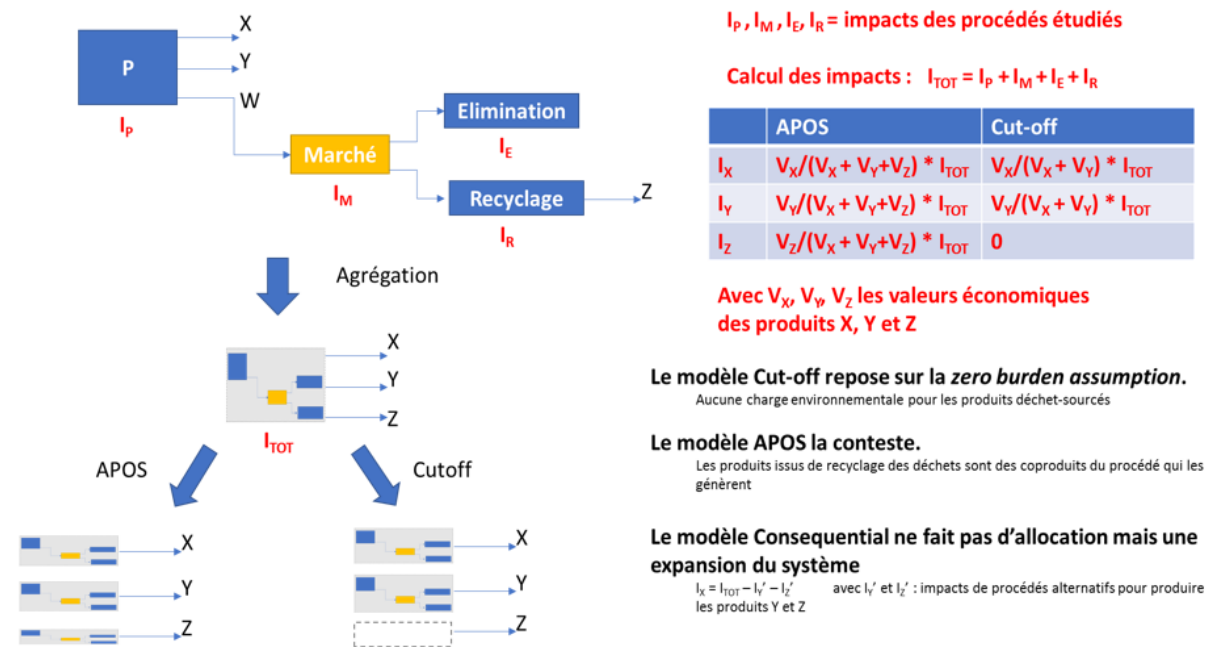


Figure 3.5 : Comparaison entre les principaux modèles d'allocation des impacts sous ecoinvent

Dans le cadre de SIMODEM, l'ACV sera réalisée avec l'approche attributionnelle (ce qui exclut donc le modèle Consequential), et les procédés de collecte, transport et traitement des déchets consomment a priori peu de ressources secondaires. Il paraît donc pertinent de privilégier le modèle Cut-off. Celui-ci présente également l'avantage d'être plus mature, et est en général préféré par les praticiens.

III. Intégration des limites planétaires

Un axe important de recherche, au-delà de l'évaluation environnementale de la mobilité (collecte et transports) et du traitement des déchets, est l'intégration de cette étude dans le cadre conceptuel des limites planétaires. Ce cadre est en effet pressenti comme prometteur pour (1) prioriser les impacts à réduire, et (2) fixer des objectifs de réduction de ces impacts, sur une base factuelle et la plus objective possible. De nombreux travaux, menés notamment par l'Ecole des Mines de Saint-Etienne, reposent dessus (Bjørn et al., 2016; Rodrigues, 2016; Wolff, 2017). Cette partie présente le concept, son application en ACV et une proposition d'application pour SIMODEM.

1. Définition

Une limite importante de l'ACV tient à son caractère relatif (évaluer les impacts d'un système par unité de service rendu). Elle permet de dire si une technologie est meilleure qu'une autre, mais pas si elle est « suffisamment bonne » en termes de durabilité forte (Bjørn et al., 2015b). C'est pour répondre à cette problématique que plusieurs publications proposent d'intégrer le concept des limites planétaires, proposé depuis 2009 par des dizaines de scientifiques issus de disciplines différentes (Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2015).

Ces scientifiques ont défini un cadre qui identifie 9 sujets de préoccupations environnementales planétaires (le changement climatique et l'érosion de la couche d'ozone, les flux bio-géochimiques, l'occupation des sols, l'érosion de la biodiversité, l'acidification des océans, l'érosion de la biodiversité, la consommation d'eau douce, l'introduction d'entités nouvelles et la pollution atmosphérique aux aérosols) pouvant être considérés comme des « limites planétaires ». Pour chacune de ces limites, les scientifiques ont identifié des variables clés dans le fonctionnement des processus de régulation des écosystèmes puis ils ont fixé des frontières à ces variables, au-delà desquelles l'écosystème planétaire connaîtrait des changements irréversibles. Si les activités humaines conduisent au dépassement de ces frontières, le système biogéoclimatique planétaire risque alors de quitter l'ère géologique de l'Holocène. Dans la mesure où toutes les civilisations humaines ont pu se développer grâce aux exceptionnelles conditions de stabilité offertes par l'Holocène, il est couramment supposé que quitter cet état (ex. pour aller vers un « Anthropocène ») pourrait mettre en péril l'Humanité (Steffen et al., 2015, 2005). Ce cadre des limites planétaires définit un espace de sûreté (ou Safe Operating Space, SOS) dans lequel les activités humaines pourraient se développer sans causer de dommages environnementaux irréversibles. Cela pourrait permettre la définition de cibles de réduction des impacts établies de façon objective.

La capacité de charge (CC) correspond à la valeur maximale d'un impact environnemental (concentration de polluants, par exemple) ou à l'altération des paramètres clés qu'un écosystème peut tolérer sans voir son intégrité fonctionnelle être altérée ou, dans le cas de l'utilisation de ressources non renouvelables, le taux auquel des substituts renouvelables peuvent être développés (Bjørn et al., 2020)

De telles cibles peuvent considérablement aider à prioriser les actions de réduction des impacts à toutes les échelles (territoire, pays, activités) et constituent donc une aide inestimable à la prise de décision en environnement (Wolff, 2017).

Dans le cadre de SIMODEM, il est donc envisagé d'explorer ce champ de recherche pour voir ce qu'il peut apporter à la gestion des déchets.

2. Applications

Le concept des limites planétaires est appliqué en ACV de différentes manières, parmi lesquelles on peut citer :

- Calcul de facteurs de normalisation des impacts (Bjørn and Hauschild, 2015)
- Calcul de coefficients de durabilité (McElroy et al., 2008), basés sur l'allocation d'un budget écologique à une activité (Rodrigues et al., 2018; Wolff, 2017)
- Définition de nouvelles méthodes d'évaluation des impacts (Ryberg et al., 2018)

Cette dernière approche repose sur la modélisation des impacts des substances émises dans l'environnement. Vu qu'elle est encore récente, son exhaustivité et sa fiabilité nécessitent d'être évaluées, par opposition aux autres approches, qui reposent sur des méthodes d'évaluation des impacts ayant fait leurs preuves et étant recommandées par la Commission Européenne (Sala et al., 2015) . Ce livrable se concentre donc sur les deux premières options.

Normalisation

La normalisation consiste à diviser les impacts étudiés par ceux générés par un système de référence. Il s'agit en général des impacts moyens d'un individu résidant dans un périmètre géographique donné. Par exemple, l'ILCD fait un bilan des impacts environnementaux des activités humaines sur le territoire de l'UE à 27 en 2010 et divise ces impacts par le nombre d'habitants (Benini et al., 2014). Ces impacts par habitant permettent ainsi d'exprimer les impacts du système étudié, non plus en différentes unités physiques, mais en équivalent-habitants.

En pratique, cette normalisation peut être faite en choisissant pour base le budget écologique attribué à un être humain : si l'on part du principe que les activités humaines consomment ce budget pour satisfaire les besoins humains et que l'on alloue ce budget de façon égalitaire entre tous les humains, le budget écologique attribué à chaque individu est égal à la capacité de charge CC_i divisée par la population humaine pop (Tableau 3.5).

Ainsi exprimés en « équivalents habitants durables », les impacts du système étudié peuvent être priorisés : leur unité commune permet de les classer du plus impactant au regard des limites des écosystèmes au moins impactant. Dans une démarche d'écoconception, il serait

alors judicieux, a priori, de concentrer les efforts d'atténuation sur les impacts les plus significatifs (Rodrigues, 2016)²².

²² En pratique, le choix des impacts à prioriser doit aussi reposer sur le dépassement – ou non – des limites planétaires pour ces catégories d'impact.

Tableau 3.5 : Pressions anthropiques et capacités de charge correspondantes pertinentes pour la conservation de la biodiversité (Wolff, 2017)

Niveau d'analyse	Pression anthropique		Capacité de charge écologique			Réf-rence
	Catégorie d'impact	Modèle de caractérisation	Seuil écologique	Pertinence du seuil retenu au regard des objectifs de conservation de la biodiversité	Budget écologique individuel de référence (ratio CC/pop, par pers.an)	
Impact – Perte de biodiversité	Endpoint – Perte d'espèces	Recipe 1.11 (2014)	Seuil planétaire, BII de 90% (90%-30%), issu de (Steffen et al. 2015)	Une diminution de la richesse spécifique locale de plus de 20% est susceptible d'affecter notablement le fonctionnement des écosystèmes (Newbold et al. 2015).	1.95x10 ⁻⁵ species.yr	[1]
Pression anthropique – changement climatique	Midpoint – Changement climatique (CC)	GWP100 ; conforme avec ILCD	Seuil planétaire, augmentation de température de 2°C, objectif issu des COP climat (UNFCCC 2010)	Une augmentation de la température de 2°C entraînerait l'extinction de 5.2% des espèces (Urban 2015). Cette pression globale affectera cependant distinctement les écosystèmes avec des effets très négatifs pour les biomes polaires.	985 kg CO2 eq	[2]
	Midpoint – Dégradation de la couche d'ozone (ODP)	ODP ; conforme avec ILCD	Seuil planétaire, diminution de 7.5% (+/- 2.5%) de la concentration moyenne en ozone, issu de (Rockström et al. 2009)	Les écosystèmes sont affectés par les rayons ultraviolets, mais les impacts écologiques de la dégradation de la couche d'ozone ne sont pas bien documentés (Robinson & Erickson 2015).	0.078 kg CFC-11 eq	[2]
Pression anthropique – pollution	Midpoint – Formation d'ozone photochimique (POF)	LOTOS-EUROS ; conforme avec ILCD	Exposition cumulée à l'ozone de 3 ppm.heure AOT40, objectif de long terme fixé par la Directive européenne sur la qualité de l'air (2008/EC/50)	Cet objectif vise à assurer la protection de la végétation, la croissance et la reproduction des plantes étant affectées par l'ozone troposphérique.	Global: 3.8 kg NMVOC eq Europe: 2.5 kg NMVOC eq	[2]

	Midpoint – Acidification terrestre (AC)	Dépassement cumulé ; conforme avec ILCD	Charge critique moyenne monde de 1,170 mole H+ eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ et de 1,100 mole H+ eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ à l'échelle européenne, dérivée de (Bouwman et al. 2002)	La charge critique est une estimation du niveau de pollution en dessous duquel on n'observe pas d'effets néfastes significatifs sur des éléments sensibles spécifiques d'un écosystème.	Global: 145 mole H+ eq Europe: 89 mole H+ eq	[3] and [4]
	Midpoint – Eutrophisation terrestre (EUTT)	Dépassement cumulé ; conforme avec ILCD	Charge critique moyenne monde de 1,340 mole N eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ et de 1,390 mole N eq.ha ⁻¹ .year ⁻¹ à l'échelle européenne, dérivée de (Bouwman et al. 2002)	Idem. L'excès d'azote est identifié comme une menace majeure pour la biodiversité (SCDB, 2010).	Global: 887 mole N eq Europe: 577 mole N eq	[3] and [4]
	Midpoint – Eutrophisation des eaux douces (EUTF)	Modèle EUTREND tel qu'il est appliqué dans Recipe ; conforme avec ILCD	Concentration des eaux de surface continentales en phosphore de 0.3 mg/L, intégrée à l'échelle mondiale et européenne, issue de (Struijs et al., 2011)	Des études empiriques menées en Hollande montrent qu'une concentration en P au-dessus de 0,3 mg/L diminue l'occurrence des genres de macro-invertébrés (Struijs et al. 2011).	Global: 0.84 kg P eq Europe: 0.46 kg P eq	[2]
	Midpoint – Eutrophisation marine (EUTM)	Modèle EUTREND tel qu'il est appliqué dans Recipe ; conforme avec ILCD	Concentration des eaux côtières en azote de 1.75 mg/L (+/-0.75 mg/L), intégrée sur le volume des eaux côtières mondiale et européenne, issue de (de Vries et al. 2013)	Ce seuil est dérivé d'études écologiques, de standards nationaux en matière de qualité des eaux de surfaces et des objectifs européens. Il n'est cependant pas spécifique aux eaux côtières.	Global: 29 kg N eq Europe: 31 kg N eq	[2]
	Midpoint – Ecotoxicité aquatique (FRWTOX)	Modèle USEtox ; conforme avec ILCD	Concentration HC5(NOEC), utilisée dans la Directive-cadre européenne sur l'eau (2000/60/EC) pour définir les standards de qualité environnementale.	HC5(NOEC) correspond à la concentration pour laquelle au maximum 5% des espèces se situent au-delà de leur concentration testée n'induisant pas d'effets	Global: 1.87 x10 ⁴ [PAF].m3.day Europe: 1.03 x10 ⁴ [PAF].m3.day	[2]

				observables (Bjørn et al. 2014).		
Pression anthropique – perte et dégradation d'habitat naturel	Midpoint – Erosion du sol (SE)	Modèle basé sur l'érosion du sol (Saad et al. 2013) ; non recommandé par ILCD	Taux d'érosion tolérable de 0.85 t.ha ⁻¹ .an ⁻¹ (+/-0.55 t.ha ⁻¹ .an ⁻¹), issu de (Verheijen et al. 2009)	Ce seuil d'érosion correspond à un équilibre avec le taux moyen de formation du sol.	Global: 1.8 tonnes eroded soil Europe: 1.2 tonnes eroded soil	[2]
	Midpoint – Utilisation des terres	Modèle basé sur la matière organique du sol ; conforme avec ILCD	Basé sur le seuil d'érosion du sol	Pas de lien explicite à la conservation de la biodiversité	Global: 1,99 x10 ⁴ kg C deficit Europe: 8,12 x10 ³ kg C deficit	[3] and [4]
	Midpoint – Occupation foncière (LO)	ICV de l'occupation foncière ; non recommandé par ILCD	Conservation de 31% des surfaces terrestres dans un état quasiment non perturbé par les humains, médiane des valeurs compilées par (Noss et al. 2012)	Ce seuil est moins strict que la valeur défendue par Noss et al. (2012) qui argumente qu'un objectif global de 50% est défendable sur le plan scientifique (respect du principe de précaution).	Global: 1.5x10 ⁴ m ² .year Europe: 9.5x10 ³ m ² .year	[2]
	Midpoint – Epuisement des ressources en eau (WD)	Ecological Scarcity Method ; conforme avec ILCD	Conservation de 87% des ressources en eau douce accessible, seuil issu de (Gerten et al. 2013)	Ce seuil correspond à l'eau douce nécessaire pour maintenir le bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques et intègre une marge de sécurité reflétant le risque de stress hydrique.	Global: 99.3 m ³ water eq Europe: 159 m ³ water eq	[3] and [4]
Pression anthropique – surexploitation des ressources biologiques	Méthodes en cours de développement (Crenna et al. n.d.)					
Pression anthropique – espèces exotiques envahissantes	Aucune catégorie opérationnelle identifiée					
<i>Références : [1](Doka, 2016), [2](Bjørn and Hauschild, 2015), [3](Sala et al., 2016) et [4] (Bjørn, communication personnelle),</i>						

Allocation d'un budget écologique

Si la normalisation permet d'identifier les catégories d'impacts pour lesquels le système étudié est le plus délétère sur son environnement, elle ne permet pas de dire :

- si ce système peut être considéré comme durable ou non ;
- de combien les impacts devraient être réduits pour que le système soit durable.

A minima, en comparant l'ampleur des impacts du système (exprimée en nombre d'équivalents habitants durables) avec le nombre b_{Σ} d'habitants dont les besoins sont satisfaits, il est possible de savoir si ce système consomme tout leur budget écologique – ou 'Share of Safe Operating Space' (SoSOS) – ou pas (Rodrigues, 2016). Par exemple, si le système de gestion des déchets de la Métropole a des impacts équivalents à ceux de 3 millions d'habitants durables, alors qu'elle n'est habitée que par 1,5 million de personnes, ces impacts dépasseraient de très loin leur SoSOS. Pire, il ne paraît pas concevable que le secteur du traitement des déchets consomme à lui seul tout le SoSOS des habitants dont il satisfait les besoins : ces derniers ont en effet d'autres besoins (nourriture, logement, loisirs, transports, etc.).

Dès lors, le budget écologique $SoSOS_{\Sigma,i}$ imputable au système Σ pour l'impact i doit être une fraction $a_{\Sigma,i}$ du budget imputé aux b_{Σ} individus dont il satisfait les besoins, soit (Wolff, 2017) :

$$SoSOS_{\Sigma,i} = a_{\Sigma,i} * b_{\Sigma} * \frac{CC_i}{pop}$$

Tout l'enjeu réside alors dans le calcul de la fraction $a_{\Sigma,i}$ en question (Tableau 3.6). Cette étape est la plus critique, car elle interroge l'importance que l'on accorde à la satisfaction du besoin étudié, relativement à la satisfaction des autres besoins. En principe, la clé de répartition devrait être unique :

- s'il est vital qu'un besoin soit satisfait, il devrait se voir attribuer un budget écologique important ;
- si ce besoin est accessoire, son budget écologique devrait être faible.

Ce principe, déjà formalisé dans la littérature (Bjørn et al., 2015a), pose la question non triviale du choix de la métrique utilisée pour estimer la valeur d'un besoin, comparativement aux autres besoins. Plusieurs méthodes sont envisageables, essentiellement basées sur des critères économiques (contribution à la valeur ajoutée, à la production totale, coût des investissements à opérer pour réduire ses impacts, etc.) (Rodrigues, 2016).

Tableau 3.6 : Description des termes intervenant dans le calcul du budget écologique d'un système

Terme du budget écologique du système étudié Σ	Signification	Facilité d'obtention
$\frac{CC_i}{pop}$	Budget écologique d'un individu	+++ Facteurs de normalisation déjà disponibles dans la littérature pour de nombreux impacts
b_Σ	Nombre d'individus dont Σ satisfait le besoin	++ Relativement facile pour les DMA du Grand Lyon : correspond au nombre d'utilisateurs bénéficiant du service ²³
$a_{\Sigma,i}$	Fraction du budget écologique individuel attribuée à Σ , en tenant compte des autres besoins à satisfaire	- Choix très arbitraire de la procédure d'allocation, collecte de données complexe pour calculer les facteurs, incidence majeure du facteur sur le résultat

²³ Pour d'autres systèmes, non directement liés à la consommation finale – et donc à la satisfaction des besoins humains – comme la réhabilitation de friches industrielles, la production de biomasse à usage industriel, il est beaucoup moins trivial d'évaluer b_Σ de manière

Une autre approche consiste à utiliser, comme clé de répartition, la contribution historique du système étudié aux impacts étudiés. Plus couramment utilisée, cette approche (principe de l'héritage ou « grandfathering approach ») a l'avantage de reposer sur des données relativement faciles d'accès (impacts totaux du secteur concerné, impacts totaux des habitants), ou du moins pour lesquels des proxys sont possibles, faute de mieux, grâce aux statistiques environnementales locales, nationales ou européennes.

Le principe de l'héritage présente cependant deux inconvénients:

- il attribue un budget écologique élevé à des secteurs « pollueurs historiques », indépendamment de leur utilité sociale réelle. A l'inverse, de nouvelles activités, même vertueuses et utiles socialement, ne se verraient attribuer qu'un faible budget (voire nul), car leur contribution historique aux impacts totaux est faible (voire nulle) ;
- la clé de répartition du budget écologique n'est pas la même pour tous les impacts. L'agriculture pourrait par exemple se voir attribuer 50% du budget écologique pour l'occupation foncière, contre 20% pour le changement climatique.

Cette indépendance vis-à-vis du concept central de la contribution aux besoins humains éloigne le principe de l'héritage de l'objectif de l'allocation des budgets. Il y a donc un enjeu fort à lui trouver une alternative crédible (ou plusieurs).

Un autre enjeu lié à l'attribution d'un budget écologique à un système tient à sa multifonctionnalité : dès lors qu'un système assure plus d'une fonction²⁴, il satisfait plusieurs besoins humains. L'approche théoriquement la plus simple consisterait à scinder le système en plusieurs sous-systèmes auxquels attribuer les impacts totaux par une procédure d'allocation. Le système principal – le traitement des déchets dans le cas de SIMODEM – se verrait alors attribuer un budget écologique tenant compte uniquement de cette fonction.

Cependant, nous avons auparavant précisé que la substitution (par expansion du système) était une procédure plus pertinente pour tenir compte de la multifonctionnalité : elle est plus en phase avec les recommandations de l'ILCD et elle dispense du choix d'une clé d'allocation (physique ? économique ?) des impacts entre les différents sous-systèmes, qui peut être aussi difficile à établir que la définition d'une fonction d'utilité commune à ces sous-systèmes. La substitution est donc conservée, mais en traitant de manière spécifique le cas des coproduits :

²⁴ Ce qui, pour rappel, est le cas du traitement des déchets, qui élimine des déchets et génère des coproduits (énergie, matières secondaires, etc.)

ceux-ci devraient également se voir attribuer un budget écologique propre, qui viendrait s'ajouter à celui de la fonction de traitement des déchets.

Calcul de coefficients de durabilité

Une fois qu'un budget écologique $SoSOS_i$ a été attribué au système étudié, ce budget peut être comparé avec les impacts I_i de ce système. Cette comparaison peut être faite par le calcul d'un coefficient de durabilité (Rodrigues, 2016; Wolff, 2017) :

$$\beta_i = \frac{I_i}{SoSOS_i}$$

En pratique, si $\beta_i > 1$, le système consomme tout son budget pour l'impact considéré et ne peut pas être considéré comme durable. La valeur de β_i est donc le facteur minimal par lequel l'impact du système doit être réduit pour qu'il soit considéré comme durable. De plus, il est possible de définir plusieurs niveaux de gravité (Tableau 3.7).

Tableau 3.7 : Résumé des niveaux de gravité exprimés par les coefficients de durabilité, inspiré de (Wolff, 2017)

Valeur de β_i	Equation équivalente	Signification
$\beta_i < 1$	$I_i < SoSOS_i$	Le système étudié respecte le budget écologique qui lui est alloué
$\beta_i > 1$	$\frac{I_i}{b * \frac{CC_i}{pop}} > a_i$	Le système étudié consomme plus que le budget écologique qui lui est alloué
$\beta_i > \frac{1}{a_i}$	$\frac{I_i}{b * \frac{CC_i}{pop}} > 1$ Soit : $\frac{I_i}{\frac{CC_i}{pop}} > b$	Le système étudié consomme tout le budget des individus dont il couvre les besoins
Avec $\beta_i = \frac{I_i}{SoSOS_i}$ et $SoSOS_i = a_i * b * \frac{CC_i}{pop}$		

Intuitivement, il paraît donc judicieux, pour le système étudié, de réduire en priorité ses impacts pour lesquels les coefficients de durabilité sont les plus forts, i.e. pour lesquels le dépassement du budget écologique est le plus fort. Cependant, le respect (ou le dépassement) des limites planétaires par le territoire dans lequel le système évolue peut changer l'ordre des priorités (Rodrigues, 2016).

Par exemple, si le système étudié a un $\beta = 3$ pour un impact – e.g. la consommation d'eau douce – pour lequel le territoire dans son ensemble respecte les limites planétaires, et un $\beta =$

2 pour un impact pour lequel les limites planétaires sont dépassées – e.g. le changement climatique – est-il réellement préférable de réduire en priorité l'impact sur les ressources en eau ? En d'autres termes, de possibles transferts d'impacts entre des impacts avec différents niveaux de priorité à l'échelle du territoire risquent de conduire à des conclusions très différentes d'un raisonnement exclusivement basé sur le système étudié.

Dès lors, il serait pertinent, dans le cadre de SIMODEM, d'explorer des solutions pragmatiques pour arbitrer de telles situations, si ces dernières se présentent.

3. Décisions pour SIMODEM

Dans un premier temps, l'approche la plus simple consistera à normaliser les impacts en équivalents habitants durables, et à comparer ces impacts avec le budget écologique attribué à l'ensemble de la population de l'agglomération lyonnaise. En cas de dépassement, la situation la plus grave décrite dans le Tableau 3.7 se présente :

$$\frac{I_i}{b * \frac{CC_i}{pop}} > 1$$

Deux axes de travail seront ensuite à mener en parallèle :

- Recherche d'une clé de répartition pertinente du budget écologique pour calculer le SoSOS de la filière de collecte / traitement des déchets ménagers, puis les coefficients de durabilité ;
- Recherche des facteurs de réduction des impacts au niveau planétaire pour intégrer le contexte mondial dans le raisonnement.

Enfin, il sera pertinent de chercher un compromis entre les enjeux prioritaires pour la gestion des déchets et ceux pour le territoire dans son ensemble.

IV. Etat de l'art de la prise en compte des déchets en ACV

Cette section présente les éléments de réponse fournis par la littérature scientifique à la question initiale du projet SIMODEM, du point de vue ACV : quelle contribution de la mobilité des déchets aux impacts totaux des filières de collecte et traitement ? Elle identifie également quelques points de vigilance dans la collecte de données

1. Bilan global de la gestion des déchets

De nombreuses ACV ont déjà été réalisées sur la gestion des déchets (Laurent et al., 2014a, 2014b; Morris et al., 2013). Elles font ressortir que les données ecoinvent, par leur caractère très

générique et spécifique à un mix de déchets donné (mix suisse), présentent des résultats qui ne sont pas toujours représentatifs des spécificités des systèmes étudiés, d'où le besoin d'une modélisation avec des outils ACV dédiés tels que EASEWASTE (Kirkeby et al., 2006) ou son successeur EASETECH (Clavreul et al., 2014), ou, plus récemment : WILCI, pour l'incinération en France (Beylot et al., 2017b).

A l'échelle d'un territoire, ces ACV relèvent en général un bénéfice environnemental associé à la gestion des déchets (Andreas Bassi et al., 2017). Ce bénéfice va bien au-delà de l'élimination d'une source de pollution, si le déchet était abandonné dans la nature – en fait, ce scénario sert même rarement de point de comparaison dans les ACV portant sur des pays développés et munis d'un plan de gestion des déchets. Dans ces pays, ce bénéfice est en effet lié aux économies de ressources (énergie, matière) induites par le recyclage et l'incinération.

Selon le pays, l'ampleur du bénéfice est extrêmement variable, car dépendant de spécificités locales. En effet, par exemple, l'électricité issue de l'incinération induira, en Grèce, une économie d'électricité très fortement carbonée (issue du charbon), alors qu'en France, elle économisera une électricité décarbonée (nucléaire et hydraulique). Le bénéfice de l'incinération pour le climat sera donc moindre en France qu'en Grèce.

La Figure 3.6 résume les contributions des différentes filières de gestion des déchets aux impacts totaux pour le cas de la France, d'après une étude aux objectifs et périmètre semblables à ceux de l'ACV conduite dans SIMODEM²⁵. La signification des codes utilisés est présentée dans le Tableau 3.8. Le calcul de ces contributions permet de savoir si l'impact net d'une étape en particulier – e.g. la collecte – présente un enjeu significatif au regard des impacts/bénéfices nets des autres phases du traitement des déchets. Ce calcul est effectué selon la formule :

$$c_{collecte} = \frac{Impact_{collecte} - Bénéfice_{collecte}}{\sum_{phase} |Impact_{phase} - Bénéfice_{phase}|}$$

²⁵ Le périmètre inclut ainsi : la collecte des déchets de leur site de production (domicile des ménages), leur transport jusqu'à leur site de valorisation finale, les procédés de traitement associés, l'amortissement des équipements / infrastructures, les économies de ressources / produits permises par la valorisation de matières secondaires ou d'énergie, l'élimination des déchets ultimes.

Il en ressort que les filières de recyclage – directement issues de la collecte sélective (Recycling) ou des métaux extraits des mâchefers d’incinération (WTE_recycling) présentent des bénéfices environnementaux nets qui compensent très largement les impacts nets des autres filières pour l’essentiel des catégories d’impact étudiées (eutrophisation des eaux douces, particules fines, toxicité, acidification, épuisement des ressources). Les catégories d’impact pour lesquelles la gestion des déchets présente le bilan le plus défavorable sont celles pour lesquelles :

- l’incinération présente un impact significatif net, que la récupération d’énergie ne permet pas de compenser quand l’énergie locale est peu carbonée et produit peu de NOx (climat, eutrophisation marine et terrestre) ;
- le recyclage des métaux issus de mâchefers et le compostage / épandage induisent de fortes émissions de polluants (toxicité humaine hors cancer)

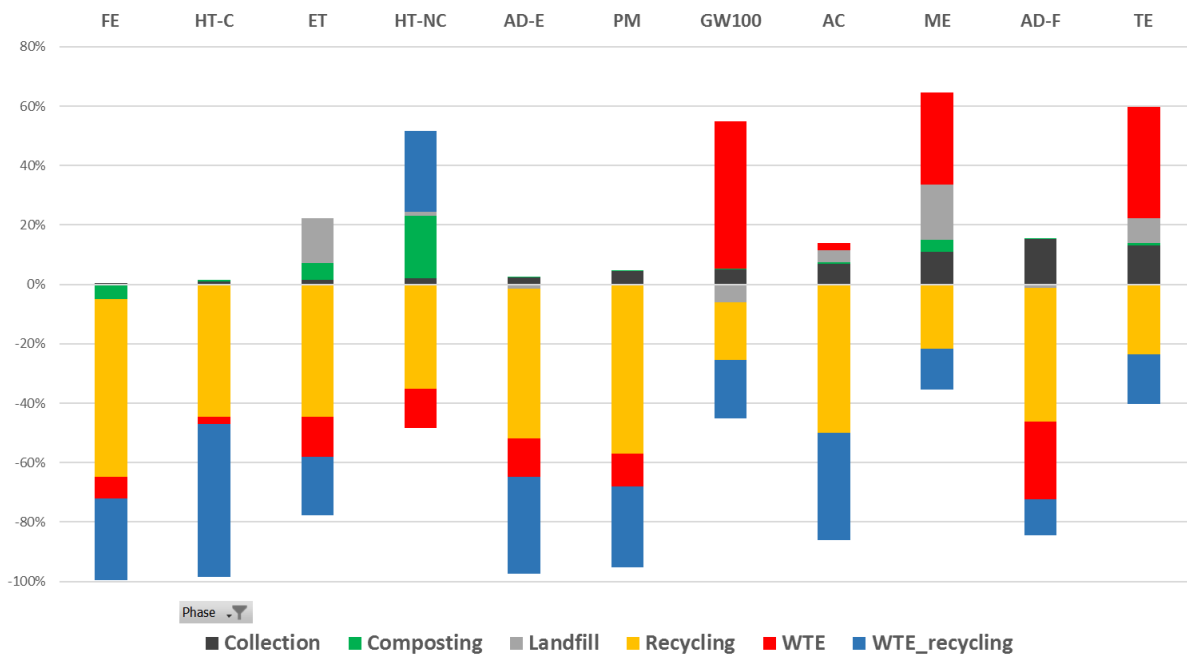


Figure 3.6 : Contribution des filières de collecte / traitement des déchets aux impacts globaux du plan de gestion des déchets en France, adapté de (Andreasi Bassi et al., 2017)

Il convient de noter que la contribution de la collecte des déchets est un contributeur mineur, voire négligeable, aux impacts globaux (<15%, voire <5% dans la plupart des cas). De plus, comme le bénéfice environnemental associé à la collecte des déchets est nul et que la valeur absolue de l’impact net d’une phase du cycle de vie est inférieur ou égal à ses deux composantes, les contributions ainsi calculées majorent l’importance de la collecte dans le cycle de vie des déchets :

$$c_{collecte} = \frac{Impact_{collecte}}{\sum_{phase} |Impact_{phase} - Bénéfice_{phase}|} \geq \frac{Impact_{collecte}}{\sum_{phase} \max(Impact_{phase}; Bénéfice_{phase})}$$

Cette surestimation est d'autant plus importante que les systèmes de traitement de déchets présentent des bénéfices environnementaux nets pour la majorité de leurs filières de traitement de déchets.

Cette tendance se confirme à l'échelle de différents pays européens, comme illustré par la Figure 3.7 : mis à part les cas de l'eutrophisation marine et terrestre (liées aux émissions de NOx) et de l'épuisement des ressources fossiles, la collecte des déchets représente rarement plus de 3% des impacts totaux.

Cependant, il n'apparaît pas clairement dans cette étude quelle est la place du transport aval des déchets, c'est-à-dire entre les plateformes de regroupement (au sein de la collectivité où les déchets sont collectés et les usines de traitement finaux (recyclage, par exemple) des déchets.

Tableau 3.8 : Signification des codes des figures issues de (Andreasi Bassi et al., 2017)

Catégorie d'impact		Contributeur	
Code	Signification	Code	Signification
FE	Eutrophisation eau douce	WTE_recycling	Recyclage de matériaux issus de l'incinération
HT-C	Toxicité humaine (cancers)	WTE	Incinération
ET	Ecotoxicité	Recycling	Recyclage de matériaux issus de la collecte sélective
HT-NC	Toxicité humaine (hors cancers)	MBT_recycling	Recyclage de matériaux issus du MBT
AD-E	Epuisement des ressources minérales	MBT	Traitement mécanobiologique
PM	Particules fines	Landfill	Enfouissement
GW100	Réchauffement climatique à 100 ans	Composting	Compostage
AC	Acidification des océans	Collection	Collecte des déchets
ME	Eutrophisation marine	AD	Digestion anaérobie (méthanisation)
AD-F	Epuisement des ressources fossiles		
TE	Eutrophisation terrestre		

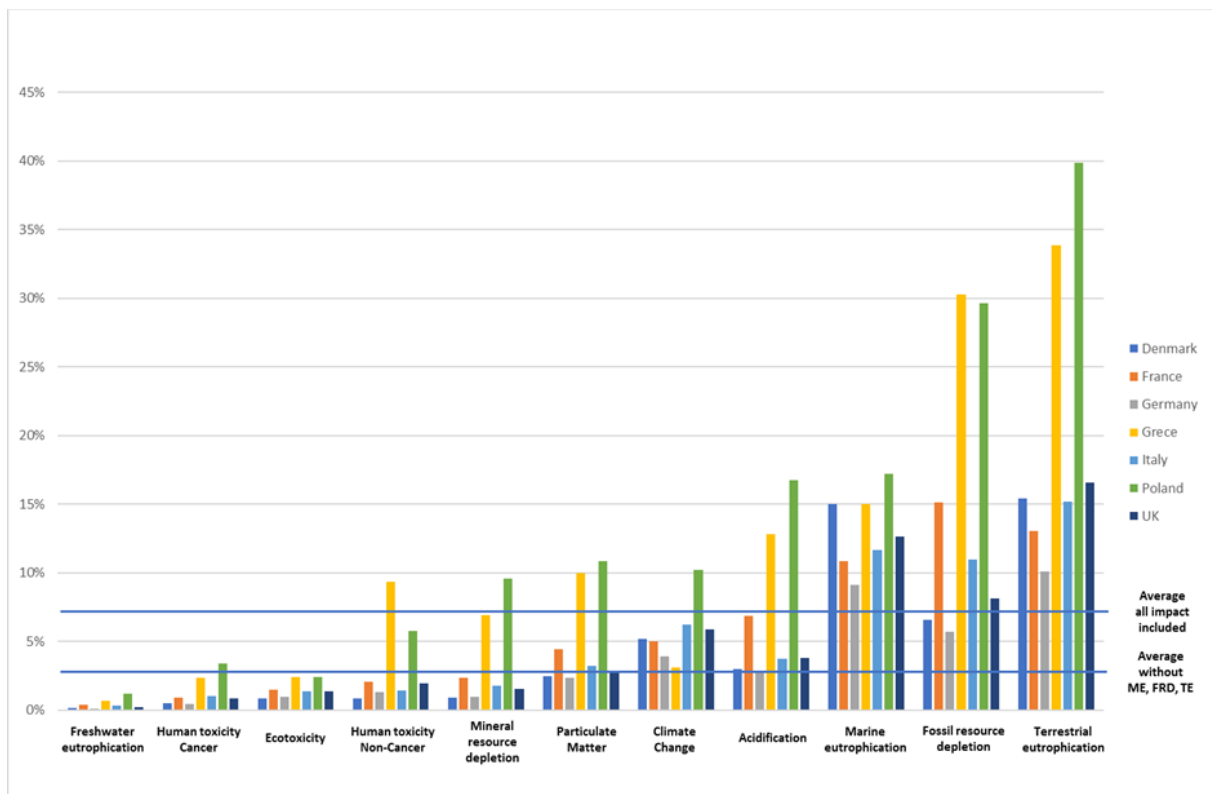


Figure 3.7 : Contribution de la collecte des déchets au bilan total des impacts / bénéfices nets de la fin de vie des déchets pour 7 pays de l'UE, adapté de (Andreasi Bassi et al., 2017)

Cependant, il convient de noter que les filières de traitement listées dans ces travaux agrègent les procédés de traitement, les bénéfices environnementaux liés aux économies de ressource ET le transport des déchets. Il n'est donc pas exclu que, en désagrégant les impacts de chaque filière pour isoler les impacts bruts et bénéfices bruts, la contribution de la collecte et du transport soit plus significative.

De plus, les impacts de la mobilité des déchets sont essentiellement locaux (pollution de l'air) et peuvent mettre en évidence un compromis entre des bénéfices nets globaux (économie de ressources, moindres impacts ailleurs) et des impacts accrus localement (qualité de l'air dégradée par la mobilité des déchets). Un tel transfert d'impact pourrait s'avérer inacceptable pour les personnes concernées par cette dégradation accrue de leur environnement. Il convient donc d'y prêter attention.

2. Focus sur la collecte

Consommations énergétiques

Pour un même mix de déchets, la collecte présente des impacts extrêmement variables selon les cas (Larsen et al., 2009) : la consommation d'énergie – en phase d'utilisation des camions benne – oscille ainsi entre 1,4 et 10,1 L de diesel par tonne de déchet transportée, avec une

forte variabilité (30%) pour un même territoire. Cette variabilité est expliquée (1) par la distance moyenne parcourue par les camions, qui est influencée par la densité de l'habitat, le type de déchet et les fréquences de collecte et taux de remplissage des poubelles associés, mais aussi (2) par le style de conduite, la topographie, la densité du trafic (Tableau 3.9). En particulier, il ressort que, pour une même configuration géographique, la consommation de carburant pour collecter une tonne de papier est toujours supérieure à celle d'une tonne d'OMR (Figure 3.8). De même, la collecte des encombrants à la demande consomme autant que la collecte d'OMR en milieu rural. D'une manière générale, plus le niveau d'urbanisation est élevé, plus la consommation de carburant par tonne collectée est faible. Une exception notable semble être les immeubles d'habitation hors centre-ville, pour lesquels la collecte de déchets consomme moins de carburant que dans le centre-ville. Dans l'étude réalisée, il s'agit peut-être de quartiers résidentiels à forte densité de population.

Tableau 3.9 : Consommation de diesel (L/t déchet) selon le type de déchet collecté et le type de quartier (Larsen et al., 2009)

		Diesel consumption (L tonne ⁻¹)	Standard deviation	Number of measurements	Collection frequency (times month ⁻¹)	Municipality	Year	
Residual household waste	City centre	3,1	1,1	9	>4	Aarhus	2006–2007	
		3	1,6	38	>4	Aarhus	2002–2003	
	Apartment buildings outside city centre		1,6	0,5	6	>4	Aarhus	2006–2007
			1,7	0,5	15	>4	Aarhus	2002–2003
	Single-family houses in urban areas		3,3	1,5	21	2	Aarhus	2006–2007
			3,6	1,3	28	2	Aarhus	2002–2003
	Single-family houses and apartment buildings in urban areas		1,4	0,4	4	2	Herning	2006
	Small towns		2,4	0,3	4	2	Herning	2006
			5,7	0,8	6	2	Aarhus	2002–2003
Rural areas		10,1	2,6	4	2	Herning	2006	
		6,3	1,3	11	2	Aarhus	2006–2007	
		6,3	1,2	19	2	Aarhus	2002–2003	
		3,5	1,7	8	2	Aarhus	2006–2007	
Paper	Apartment buildings outside city centre		2,2	1	17	2	Aarhus	2002–2003
			6,6	2,5	8	1	Aarhus	2006–2007
	Single-family houses in urban areas		4,1	0,8	4	1	Aarhus	2002–2003
			3,4	0,3	4	1	Herning	2006
	Single-family houses and apartment buildings in urban areas							
			3,7	0,8	12	–	Aarhus	2007
Drop-off containers All areas		4,9	1,9	15	–	Aarhus	2002–2003	
		4,9	1,4	6	–	Aarhus	2002–2003	
Glass	Drop-off containers All areas	4,9	1,4	6	–	Aarhus	2002–2003	
Bulky waste	City centre, regular service	2,6	0,7	6	1	Aarhus	2006–2007	
	Outside city centre, collection by request	9,1	3,3	9	–	Aarhus	2006–2007	

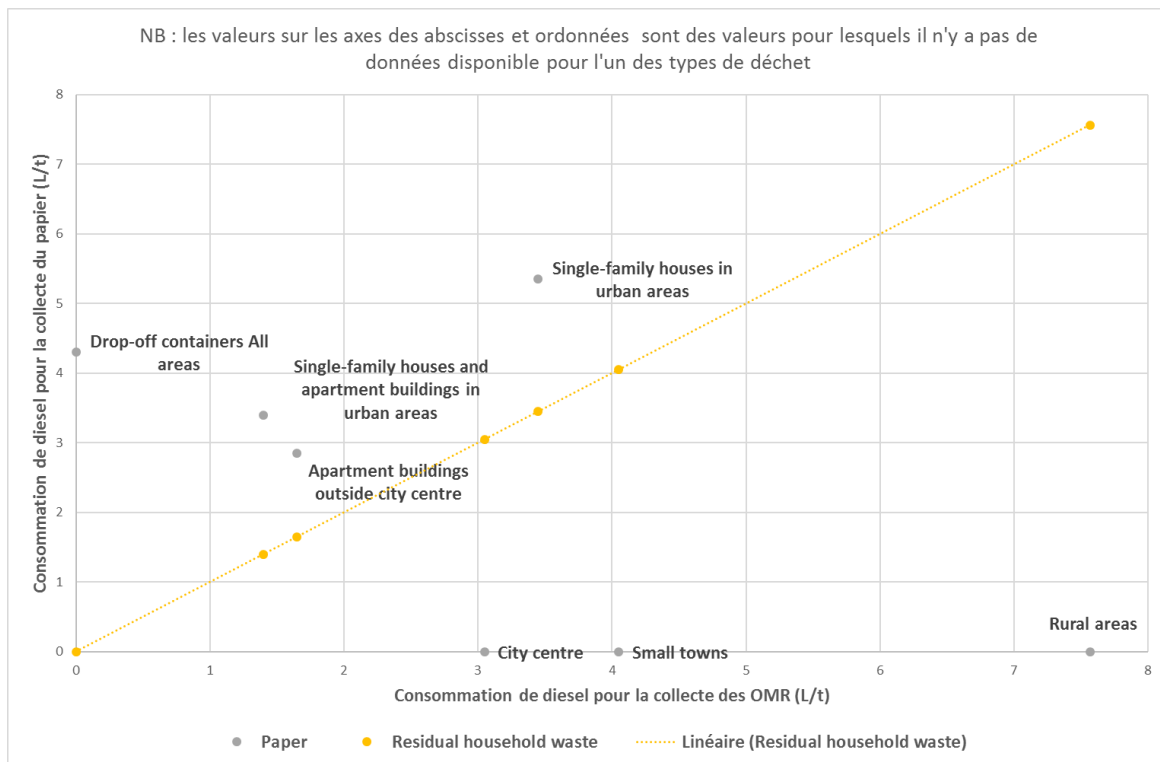


Figure 3.8 : Comparaison des consommations de diesel par tonne de déchet collecté en L/t entre les OMR et le papier, adapté des valeurs moyennes (toutes années et toutes villes) issues de (Larsen et al., 2009)

Efficacité de la collecte en fonction de son type

Une autre étude présente également des estimations des efficacités de collecte du verre et du papier en fonction du mode de collecte (Larsen et al., 2010) : plus les déchets sont collectés à proximité du domicile, meilleure est la qualité du tri sélectif (Tableau 3.10, Figure 3.9). La collecte en porte à porte (kerbside, k) présente en effet de meilleurs taux de collecte que les points d'apport volontaire (bring scheme, b), eux-mêmes meilleurs que l'apport en déchèterie (recycling centers, r). La logique sous-jacente est que moins le tri est contraignant, en termes de transport à effectuer, plus les usagers sont enclins à le faire correctement. Ces estimations quantitatives méritent d'être confirmées avec les enquêtes de terrain, quand leur analyse sera complète.

Il convient de relativiser l'apparent compromis collecte au plus près du producteur et qualité de tri, d'après (Larsen et al., 2009) : si le dépôt des déchets à des points d'apport volontaire ou en déchèterie peut induire une économie de carburant pour les services municipaux, il risque néanmoins d'être compensé par un recours accru à la voiture par les usagers. Le bénéfice environnemental associé à une collecte plus centralisée est dès lors plus qu'incertain :

- la municipalité a peu de contrôle sur la flotte de véhicules individuels et son niveau d'émission ;
- elle ne peut pas imposer que les apports de déchets soient faits « dans la foulée » d'autres déplacements, de façon à minimiser le surcroît de trafic.

Tableau 3.10 : Estimations d'efficacité de tri pour chaque plan de collecte et configuration urbaine (Larsen et al., 2010)

Collection schemes	Suburban single family houses	Suburban apartment blocks	City centre, apartment blocks
Baseline scenario			
Paper# (k + b, u)	75%	70%	70%
Glass (b, u)	52%	52%	52%
New schemes in scenarios			
Paper# (k)	90%	85%	–
Glass (k)	80%	70%	–
Packaging waste (k, m)	55%	45%	5%
Paper# (b)	70%	60%	–
Glass (b)	60%	60%	–
Packaging waste (b)	30%	30%	–
Paper (r)	25%	20%	–
Glass (r)	20%	15%	–
Packaging waste (r)	15%	10%	5%

k: kerbside collection, b: bring scheme with drop-off containers, r: recycling centres, u: underground containers in city centre, m: monthly kerbside collection in city centre, # Collection of paper at recycling centres constitute 9%.

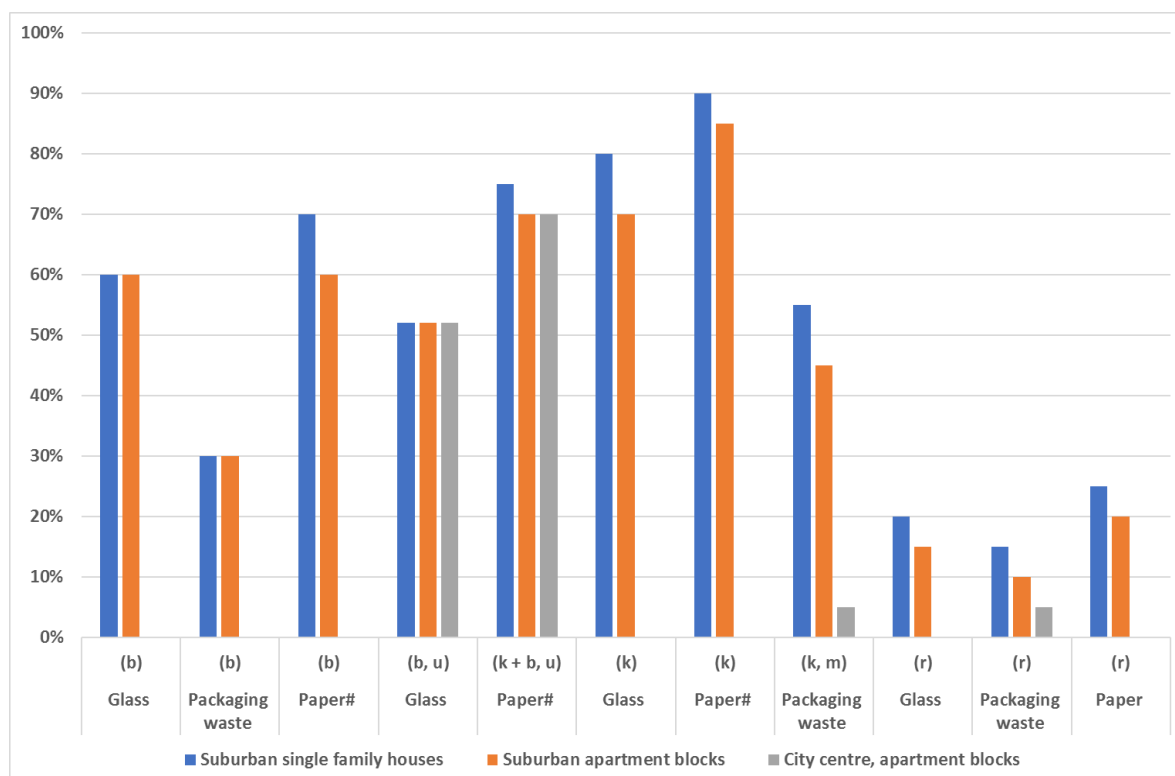


Figure 3.9 : Estimations d'efficacité de tri pour chaque plan de collecte et configuration urbaine (Larsen et al., 2010)

Périmètre complet de la phase de collecte

Les études ci-dessus ne présentent pas **les impacts associés aux embouteillages** induits par la collecte des déchets. Ceux-ci pourraient être accrus en cas d'augmentation de la fréquence ou des points de collecte. Il serait pertinent de les intégrer dans le périmètre d'étude, mais compte tenu de la très grande variabilité des cas (longueur de l'embouteillage, véhicules impliqués, style de conduite, quantification de l'effet induit par les camions benne, etc.), **cette option n'est pas retenue dans le projet SIMODEM.**

En revanche, le rôle des infrastructures et des équipements associés à la mobilité des déchets (déchèteries, poubelles, camions, routes, etc.) a été quantifié (Brogaard and Christensen, 2016, 2012) et il n'est pas négligeable. En effet, en considérant un transport sur 25 km avec un camion benne de 18 tonnes, pour une consommation moyenne de 8,7 L de diesel par tonne de déchet collectée, ainsi que les équipements décrits par le Tableau 3.11, la contribution des équipements de collecte/transport aux impacts de la mobilité est :

- supérieure à 85% pour la toxicité (humaine et environnementale), l'épuisement des ressources et l'eutrophisation des eaux ;
- supérieure à 15% pour les autres catégories d'impacts étudiées (changements climatique, acidification des océans, formation d'ozone)

Dans le cadre de SIMODEM, il conviendra donc d'inclure l'amortissement des équipements et infrastructures dans le périmètre de l'étude.

Tableau 3.11 : Description des équipements pour la collecte et le transport des déchets (Brogaard and Christensen, 2012)

Type	Volume	Actual capacity	Lifetime	Waste per lifetime
	m3	Tonnes/year	Years	Tonnes
2-wheeler container	0.24	1.8-2.2	20	36-45
4-wheeler container	1.10	8-10	20	165-206
Cube	1.5	33-125	10	330-1250
Steel container	19	44-74	15	G&Y waste:2223-4446 C&D waste: 22230-29640
Collection truck	16	1460-1750	12-15	17540-26300

G&Y waste : garden & yard waste
C&D waste : construction & demolition waste

3. Compromis entre collecte et valorisation

Un des objectifs de SIMODEM est de comparer les impacts de différents scénarios de changements de pratiques et de modalités de collecte des déchets. Ces derniers ont une

incidence sur les quantités de déchets à traiter et les filières de traitement en jeu. Ils peuvent mettre en évidence des compromis entre (1) de potentiels gains environnementaux, associés à des valorisations plus élevées (ex. recyclage vs. incinération ou enfouissement), et (2) des besoins accrus en collecte et transport pour rediriger les déchets vers ces filières.

Dans une étude comparant recyclage et incinération (Merrild et al., 2012), il a été démontré que le transport ne présentait pas un enjeu significatif pour de nombreux matériaux. En effet, pour que le bénéfice environnemental associé au recyclage, par rapport à l'incinération, soit compensé par un surcroît de transport, il faut souvent que ce dernier dépasse les distances généralement considérées comme économiquement réalistes pour les moyens de transport considérés (Tableau 3.12). Cette conclusion est d'autant plus marquée qu'elle a été établie dans un contexte très favorable à l'incinération, avec des taux de récupération d'énergie très élevés (74 à 95%) en remplacement du charbon pour la chaleur comme pour l'électricité. Ainsi, d'après (Merrild et al., 2012) :

- Pour le papier, le verre, l'acier et l'aluminium, le recyclage est toujours préférable à l'incinération ;
- Pour le carton et les plastiques, les résultats dépendent du taux de récupération d'énergie pour l'incinération.

Ce dernier résultat, plus mitigé peut s'expliquer par le fort PCI du carton et du plastique (beaucoup d'énergie libérée par leur combustion), leur faible densité (besoins en transports plus élevés par tonne) et un plus faible gain environnemental associé au recyclage par rapport à des matières brutes.

Si les bénéfices par tonne de déchet collectés sont les plus forts pour les métaux, ramené au mix de déchets généralement incinérés, c'est le papier qui semble présenter le plus d'opportunités, du fait de sa prépondérance dans les déchets produits, et des très faibles proportions de métaux (<1%) dans les poubelles danoises (Merrild et al., 2012). En France, cependant, la situation est sûrement plus nuancée (Figure 3.10) :

- la proportion des métaux est plus élevée (3%) ;
- des déchets dangereux mal triés (3%) mériteraient d'être collectés à part pour être mieux valorisés (DEEE, piles, batteries) ou éviter le relargage de métaux lourds (Bigum et al., 2017).

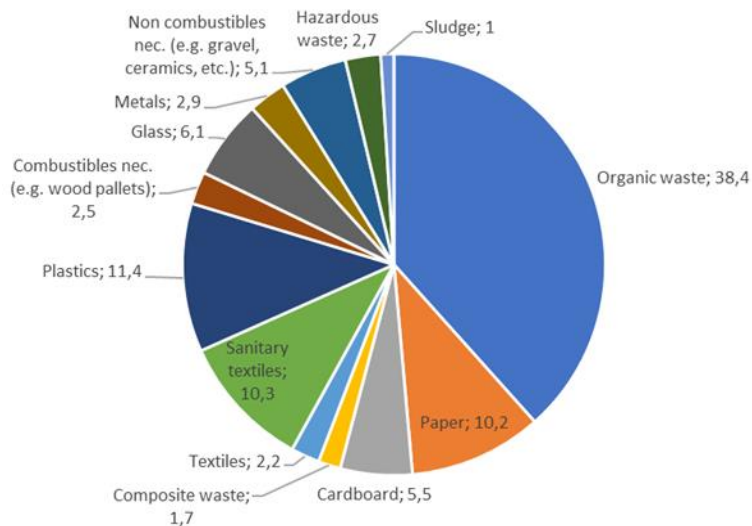


Figure 3.10 : Composition moyenne d'une poubelle française incinérée (Beylot et al., 2018)

Les publications présentées dans cette section laissent penser que le transport et la collecte des déchets ne présentent pas d'enjeu particulier pour les déchets. Il convient de rappeler plusieurs limites :

- elles s'inscrivent dans un contexte où les principales options, en gestion des déchets, étaient l'enfouissement, l'incinération et le recyclage, qui présentent des impacts / bénéfices environnementaux très contrastés ;
- elles ne tiennent pas compte des filières émergentes, mieux classées dans la hiérarchie des modes de gestion (prévention, réutilisation / réemploi), pour lesquelles la logistique devient plus critique (flux de produits dont l'état doit être préservé, marchés plus restreints, logistique inverse, etc.)
- La vision d'analyse de cycle de vie présente une vision globale sur l'ensemble de la filière d'élimination du déchet, alors que les impacts associés à la mobilité des déchets sont principalement localisés à proximité du lieu où ils ont été générés, donc dans la Métropole qui a en charge sa gestion (contrairement aux impacts associés aux traitements des déchets qui peuvent être réalisés à l'extérieur de la Métropole).

Dans le cadre de SIMODEM, il serait donc pertinent d'explorer ces filières émergentes plus en détail : elles sont appelées à se développer suite aux évolutions réglementaires (Directive Cadre sur l'Economie Circulaire, nouvelles consignes de tri, collecte séparée des biodéchets) et offrent des opportunités de recherche en logistique compatibles avec SIMODEM. Quelques filières sont détaillées ci-après.

Tableau 3.12 : Distances de transport au-delà desquelles le recyclage a des impacts supérieurs à l'incinération, pour différents transports, types de déchets et catégories d'impact (Merrild et al., 2012)

Material		Paper I		Paper II		Cardboard I		Cardboard II		Glass	Plastic		Steel I	Steel II	Aluminium I	Aluminium II
Energy recovery rate		High	Low	High	Low	High	Low	High	Low	High/low	High	Low	High/low	High/low	High/low	High/low
Truck	AC	3400	4000	>4800	>4800	>4800	>4800	>4800	>4800	4700	>4800	>4800	>4800	3900	>4800	>4800
	GW	>4800	>4800	>4800	>4800	NA	600	>4800	>4800	3400	NA	600	>4800	>4800	>4800	>4800
	NE	2300	2800	4500	>4800	1800	2300	>4800	>4800	3900	3400	4400	4000	3300	>4800	>4800
	POF	900	1000	3000	3100	1700	1700	>4800	>4800	1100	NA	NA	>4800	1900	>4800	>4800
Train	AC	4100	4800	>4800	>4800	>4800	>4800	>4800	>4800	>4800	>4800	>4800	>4800	4600	>4800	>4800
	GW	>4800	>4800	>4800	>4800	NA	1400	>4800	>4800	>4800	NA	1500	>4800	>4800	>4800	>4800
	NE	2500	3100	>4800	>4800	2000	2600	>4800	>4800	4300	4300	>4800	4500	3700	>4800	>4800
	POF	2100	2300	>4800	>4800	3900	4100	>4800	>4800	2700	NA	NA	>4800	4600	>4800	>4800
Small bulk carrier	AC	6000	7000	>9600	>9600	>9600	>9600	>9600	>9600	8200	>9600	>9600	>9600	6800	>9600	>9600
	GW	>9600	>9600	>9600	>9600	NA	3500	>9600	>9600	>9600	NA	3900	>9600	>9600	>9600	>9600
	NE	3700	4500	7400	8200	2900	3700	>9600	>9600	6300	5500	7100	6500	5400	>9600	>9600
	POF	4700	5100	>9600	>9600	8900	9400	>9600	>9600	6100	NA	NA	>9600	>9600	>9600	>9600
Large bulk carrier	AC	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200
	GW	>19200	>19200	>19200	>19200	NA	>19200	>19200	>19200	>19200	NA	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200
	NE	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200
	POF	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	>19200	NA	NA	>19200	>19200	>19200	>19200
Container ship	AC	–	–	6200	6700	6200	6700	127	131	–	177	>19200	5700	–	>19200	>19200
	GW	>19200	>19200	>19200	>19200	NA	–	>19200	>19200	>19200	NA	–	>19200	>19200	>19200	>19200
	NE	–	–	6200	6900	–	–	8300	9000	5300	–	6000	5500	–	>19200	>19200
	POF	–	–	134	138	7500	7900	>19200	>19200	5100	NA	NA	>19200	8700	>19200	>19200

Catégories d'impact : AC : acidification ; GW : changement climatique ; NE : eutrophisation ; POF : formation d'ozone photochimique

Récupération d'énergie, remplaçant du charbon : High : électricité 21%, chaleur 74%, pertes 5% ; Low : électricité 21%, chaleur 55%, pertes 24%

Scénarios pour les déchets

- Paper / Carboard : le bois économisé par le recyclage n'est pas valorisé (I) ou est valorisé (II) en bioénergie et économise des énergies fossiles
- Steel / Aluminium : absence (I) ou présence (II) de récupération des métaux des mâchefers, à resp. 80% pour l'acier et 20% pour l'aluminium

4. Filières spécifiques

Parmi les filières qu'il serait intéressant d'étudier, on peut citer :

- la collecte séparée de biodéchets pour compostage ou méthanisation ;
- la consigne pour réemploi du verre ;
- la collecte d'équipements (notamment électroniques et électroménagers) en bon état de fonctionnement pour réutilisation.

Par ailleurs, l'incinération mérite de faire l'objet de scénarios dédiés, même si ses problématiques sont moins liées à la logistique :

- sa prépondérance actuelle dans la gestion des déchets suppose que ses évolutions auront une influence sur les impacts globaux du plan de gestion ;
- des optimisations de ses procédés pourraient engendrer des bénéfices majeurs pour l'environnement, mais risquent de ne pouvoir se faire que si un flux suffisant de déchets est incinéré, ce qui pose la question du compromis à trouver avec d'autres filières.

Dans le cadre de SIMODEM, des projets de recherche étudiants ont été proposés aux étudiants de l'Ecole des Mines de Saint-Etienne, pour apporter mieux décrire les perspectives de ces filières, dans une optique ACV. Deux projets ont été retenus par trois étudiants, qui travailleront ensemble de février à fin mars 2020 sur l'incinération et la valorisation des biodéchets. Les sujets sont détaillés plus bas.

Incinération

Le projet de recherche associé est le suivant :

Quelle place l'incinération des déchets peut-elle garder dans un contexte de transition énergétique et d'économie circulaire ?

En dépit des efforts réalisés en matière d'économie circulaire, l'incinération reste le principal débouché pour les ordures ménagères de la Métropole du Grand Lyon. La littérature scientifique lui crédite souvent un bénéfice environnemental, notamment associé à la valorisation de la chaleur de combustion des déchets (industrie, chauffage urbain, électricité). Cette chaleur dite « fatale » permettrait ainsi de faire des économies d'énergie fossile sur le réseau de chaleur auquel est raccordé l'incinérateur. Ce bénéfice pourrait être

fortement augmenté par des améliorations du procédé²⁶, mais qui nécessitent d'importants investissements. Cependant, dans un contexte de transition écologique, les réseaux de chaleur sont destinés à être alimentés avec des énergies renouvelables, les besoins énergétiques destinés à diminuer, de même que la quantité de déchets incinérés (biodéchets, emballages). Ces tendances peuvent remettre en question la pertinence environnementale et économique de l'incinération.

Le projet étudiant proposé vise à déterminer le rôle que peut encore jouer l'incinération dans la production de chaleur urbaine, avec l'exemple de la Métropole de Lyon. Dans un premier temps, sur la base des documents de la Métropole (Plan Climat, etc.), il conviendra de quantifier les besoins en chaleur qui ne peuvent pas être satisfaits par des ressources renouvelables, et pour lesquels l'incinération resterait une option pertinente. Dans un second temps, la capacité de l'incinération à couvrir ces besoins sera évaluée, en prenant en compte plusieurs scénarios d'optimisation ou de flux de déchets incinérés. Ces travaux offriront une vision plus claire des bénéfices environnementaux de l'incinération, qui pourront être comparés à d'autres stratégies (valorisation matière, prévention) étudiées dans le cadre du projet SIMODEM (Simuler la Mobilité des Déchets Ménagers), qui étudie les impacts associés à la logistique et au traitement des déchets.

L'enjeu de ce projet sera :

- pour l'étudiant sélectionné : d'identifier les optimisations les plus pertinentes, pour améliorer la performance environnementale de l'incinération ;
- pour le projet SIMODEM : de comparer ce scénario très favorable à l'incinération avec d'autres filières (notamment pour les biodéchets).

Biodéchets

Le projet de recherche associé est le suivant :

Comment valoriser au mieux les biodéchets ?

La future réglementation sur les déchets impose une collecte séparée des biodéchets (alimentation, déchets verts) pour éviter de les incinérer, comme c'est le cas actuellement. Les principaux débouchés envisagés sont le compostage et la méthanisation. Cependant, selon les gisements disponibles et leur dispersion

²⁶ On peut notamment citer : (1) la récupération de chaleur des fumées, qui représentent 50% de la chaleur produite ; (2) le remplacement du gaz consommé (unité de traitement des fumées) par une partie de la chaleur produite ; (3) la production d'électricité, couplée à des pompes à chaleur, pour augmenter le rendement énergétique global.

géographique, le dimensionnement des installations de traitement peut varier considérablement (composteurs individuels, de quartier, plateformes de compostage ; micro-méthanisation, méthaniseur industriel). Il résulte probablement d'un compromis entre économies d'échelle et coût d'approvisionnement. Le projet SIMODEM (Simuler la Mobilité des Déchets Ménagers) s'intéresse à la mobilité et au traitement des déchets ménagers sur la Métropole de Lyon – dont les biodéchets – de leur production à leur valorisation. Un aspect important de ce projet est la création de scénarios réalistes d'implantation des points de collecte / traitement des biodéchets.

Le projet étudiant proposé contribue à cet objectif. Dans un premier temps, un état de l'art et des entretiens permettront d'identifier dans quelles conditions (estimation du gisement sur la Métropole du Grand Lyon, coût d'approvisionnement) telle ou telle technique est viable économiquement, en raisonnant en coût global. Dans un second temps, une synthèse des impacts environnementaux des différentes techniques sera établie, sur la base de la littérature existante. Cette deuxième étape contribuera à clarifier dans quelles conditions des procédés de petite taille sont plus pertinents que des procédés centralisés, la méthanisation plus pertinente que le compostage.

Verre

Le réemploi de contenants en verre consignés se traduirait par des réductions d'impacts allant jusqu'à 85% par rapport au recyclage du verre (ADEME et al., 2018). Une étude démontre même que les contenants réutilisés seraient plus durables que les contenants en PET recyclés (Zero Waste France, 2019). Cette étude souligne l'importance de bien distinguer :

- la consigne pour recyclage, dont l'impact proche du système de collecte actuel, et qui risque de concurrencer le réemploi
- de la consigne pour réemploi, qui permettrait de concurrencer d'autres matériaux d'emballage (plastique, aluminium)

La consigne pour réemploi pose néanmoins un certain nombre de contraintes comme (CESE, 2019) :

- la mise en place de collecteurs, dispositifs de consignation dans les commerces, avec les contraintes logistiques (place occupée) et économiques (qui rembourse la consigne et comment ?) associées ;
- la mise en place d'installations de lavage conformes à des normes sanitaires drastiques ;
- la gestion des stocks d'emballages ;

- la standardisation des emballages pour assurer une masse critique d'emballages pouvant être utilisés pour des contenus différents.

Dans le cadre de SIMODEM, s'il est possible d'avoir accès rapidement à des données ACV sur les équipements de consignation et de lavage des emballages en verre, il serait pertinent de modéliser les impacts de la consigne pour réemploi.

Equipements

En prolongeant la durée de vie de certains équipements, en particulier électroniques et électroménagers, il est possible de réduire considérablement les impacts environnementaux associés à leur usage. Cet enjeu a notamment été identifié pour :

- les équipements comportant une fraction importante de métaux et d'alliages techniques (Torres de Miranda Pinto, 2019), pour lesquels une logistique inverse renvoyant les équipements hors d'usage à leurs fabricants dégagerait d'importants bénéfices (réemploi de pièces détachées) ;
- les équipements électroniques à forte valeur ajoutée, contenant des métaux lourds, pour lesquels l'enfouissement ou l'incinération, par des carences dans la collecte, présente des risques significatifs en termes de pollution (Bigum et al., 2017)

Cette prolongation de la durée de vie peut passer par une étape de réparation (repair cafés, fablabs, etc.) ou directement par une remise à disposition à d'autres usagers (marché d'occasion, déchèterie inversée (Actu-environnement, 2019)). Peu d'études portent sur le bilan environnemental de ces filières (Laurent et al., 2014a). Les gains environnementaux associés aux économies de matière première pourraient ne pas suffire pour compenser le surcroît d'infrastructures nécessaires pour accueillir ces équipements, surtout une fois établi que ces infrastructures ont des impacts potentiellement significatifs (Brogaard and Christensen, 2016).

Dans le cadre de SIMODEM, il serait pertinent de quantifier les impacts associés à ces nouvelles installations de collecte / réparation / remise à disposition d'équipements, et de les comparer aux bénéfices environnementaux associés aux flux de produits qui transitent par elles. Il est probable que les données disponibles ne permettent pas de faire une ACV complète de ces filières ; à la place, il est possible d'estimer, pour une installation donnée, le nombre minimum d'équipements d'un certain type dont elle devrait prolonger la durée de vie, afin d'être « rentabilisée » sur le plan environnemental. Si le scénario de réemploi/réutilisation d'équipements est retenu, cette option serait privilégiée a minima.

V. Synthèse : Définition des objectifs et du périmètre de l'étude

A l'issue de cet état de l'art, il est possible de définir plus précisément les objectifs et le périmètre de l'ACV réalisée dans le cadre de SIMODEM : elle vise à quantifier les impacts associés à la collecte, au transport et au traitement des déchets, de leurs producteurs (ménages), jusqu'à leur valorisation finale (en tant que produit secondaire ou énergie) ou élimination. Ces valorisations potentielles font de la gestion des déchets un système multifonctionnel ; les produits évités sont donc inclus dans le périmètre d'étude par expansion du système. La mobilité (collecte et transport) et le traitement des déchets présentent des enjeux spécifiques :

- la mobilité, d'après la littérature étudiée, sera probablement un contributeur mineur aux impacts de la filière complète. Néanmoins, ses impacts très locaux (e.g. dégradation de la qualité de l'air induite par le trafic des véhicules) sont visibles et peuvent localement soulever des oppositions de la part des riverains, en particulier si elle tend à se complexifier pour répondre aux besoins de filières émergentes. Les émissions directes de polluants seront modélisées via COPERT, tandis que les émissions indirectes et les consommations de ressources seront quantifiées avec la base de donnéesecoinvent ;
- le traitement des déchets, par son inclusion dans le projet SIMODEM, pose la question des bénéfices attendus de la filière. Les évolutions attendues dans les pratiques de tri (notamment pour les plastiques et les biodéchets) vont avoir une incidence majeure sur la logistique associée. Ces évolutions sont motivées par la volonté de maximiser le bénéfice environnemental associé à la valorisation des déchets. Or ce bénéfice, exprimé en économie de ressources primaires, dépend intrinsèquement d'une demande préexistante de telles ressources. Il est donc fortement contexte-dépendant et mérite de faire l'objet d'études de sensibilité poussées.

En réponse à ces observations, l'ACV conduite dans le cadre de SIMODEM attachera une importance particulière à la désagrégation des résultats, lors de l'évaluation des impacts, pour (1) tenir compte de l'emplacement géographique des émissions de polluants, et (2) distinguer les impacts et bénéfices bruts associés à chaque étape, à chaque scénario.

Des études de sensibilité permettront de changer le sourcing de certains produits, en particulier ceux évités par le recyclage et l'incinération. Cette approche permettra de simuler simplement les impacts / bénéfices associés à :

- des changements du procédé d'incinération (rendement global accru, autonomie énergétique de l'incinérateur, couplage à de nouveaux réseaux, etc.) ;
- un passage au réemploi de produits en bon état, qui économiserait non plus un produit fini, mais un procédé de recyclage.

Pour interpréter les résultats dans une perspective de durabilité absolue, les impacts environnementaux, choisis selon les recommandations de la Commission Européenne (EC - JRC - IES, 2011), seront normalisés en équivalents habitants durables grâce aux facteurs de conversion utilisés par (Wolff, 2017). En comparant ces impacts normalisés au nombre d'habitants de la Métropole, il sera possible d'identifier les catégories d'impact sur lesquelles agir en priorité. L'attribution d'un budget écologique au traitement des déchets – ainsi qu'à ses coproduits – pour nécessaire qu'elle est pour définir des cibles de réduction des impacts, nécessitera sûrement une approche simplifiée, sur la base d'indicateurs économiques.

Les prochaines étapes du projet, pour les tâches 3 et 4 en lien avec l'évaluation environnementale, consisteront donc à :

- finaliser la collecte des données nécessaires à la construction du modèle ACV pour l'année étudiée ;
- modéliser la filière complète sous OpenLCA, logiciel spécialisé en ACV, en utilisant les données d'ecoinvent dans la mesure du possible, en gardant un niveau de détail suffisant pour isoler les contributions d'intérêt ;
- tester différents scénarios sur la logistique, le type de coproduits générés par la gestion des déchets ;
- chercher une clé d'allocation du budget écologique pour le traitement des déchets, a minima.

Section 4 - Collecte des données pour l'évaluation environnementale en cycle de vie

En 2017, environ 536 000 tonnes de déchets ont été ramassés par les principaux systèmes de collecte des services de la Métropole de Lyon, puis transportées dans leurs filières de traitement respectives. La gestion des déchets étant une compétence métropolitaine, le Grand Lyon possède des données relativement exhaustives sur le fonctionnement de ces filières. La plupart de ces données sont compilées dans des rapports disponibles pour le grand public (Métropole de Lyon, 2017). D'autres sont issues d'entretien avec des services spécialisés de la Métropole (collecte, filières de valorisation, incinération).

Dans l'optique d'une évaluation environnementale du système de gestion des déchets, l'un des objectifs majeurs du projet SIMODEM est de modéliser le fonctionnement logistique précis des filières constituant ce système. Ceci nécessite d'avoir connaissance, par filière, du tonnage collecté puis transporté, et des sites de stockage, tri, et / ou consolidation. Les sites de traitement « exutoires » des déchets sont considérés comme les limites aval de notre modèle. Nous ne prenons pas en compte la réintégration éventuelle des déchets dans le système de consommation : nous ne modélisons donc pas le transport vers les sites qui consomment des matières recyclées ou les objets issus des filières de réemploi. En revanche, pour tenir compte de la multifonctionnalité de la gestion des déchets évoquée dans la section 3, les matières ou objets neufs économisés sont inclus dans le périmètre d'étude.

Nous procédons à la modélisation de ces filières de traitement à l'aide de données réelles dès que cela est possible. Dans les cas où les données réelles manquent, des données nationales ou des estimations les remplacent. Ce rapport intermédiaire présente l'état de cette collecte de données début février 2020. La présentation des données pour les différents déchets suit une logique de filière partant de la collecte : on distingue donc les OMR, les déchets du tri sélectif, les déchets collectés dans les silos à verre, et les déchets collectés en déchèterie. Les déchets collectés par les services de nettoyage de la Métropole (dépôts sauvages), ainsi que les déchets des filières alternatives (collecte de piles en supermarché, ou par des composteurs collectifs, par exemple) ne sont pas décrits dans le rapport, la collecte des données n'étant pas assez avancée.

Dans cette section, pour chaque type de déchets, nous présentons :

- le tonnage des déchets collectés par les services de la Métropole ;

- les sites par lesquels transitent les déchets ;
- les données environnementale (ecoinvent) connues à ce jour.

Les distances entre les sites et la fréquence de transport des déchets n'est pas décrite et fera l'objet d'un traitement spécifique dans le prochain livrable décrivant plus en détail le modèle de gestion des déchets. Le statut de la collecte de données est précisé. La provenance des données utilisées pour le modèle – données publiques du Grand Lyon, données obtenues en entretien, données nationales, ou données reconstituées – est également décrite. Le détail de la logistique du transport n'est pas décrit systématiquement dans le rapport en raison de la confidentialité du fonctionnement de certaines filières.

1. Les déchets de la collecte des OMR

1. La collecte des OMR

Données Métropole

En 2017, 310 504 tonnes d'OMR ont été ramassées par les services de collecte de la Métropole ou par des entreprises fonctionnant dans le cadre de Délégations de Services Publics. Cette collecte est encadrée par l'allotissement de marchés publics de collecte. Les OMR de Lyon 3, Lyon 6, Bron, Villeurbanne et Vaulx-en-Velin sont collectées par Pizzorno, celles de Lyon 1, Lyon 2, Lyon 4 et Lyon 7 sont collectées par SITA, celles de Lyon 5, Lyon 9 et Tassin-la-Demi-Lune sont collectées par Nicollin, et celles du reste de la Métropole sont collectées en régie par les services du Grand Lyon.

Les circuits de collecte partent du ou des dépôts de chaque entité pour collecter des secteurs spécifiques. Ces circuits de collecte sont généralement réguliers, hors événements exceptionnels qui nécessitent des réorganisations ponctuelles pour des besoins spécifiques. Les déchets sont ensuite quasiment tous acheminés vers les deux Unités de Traitement et de Valorisation Energétiques (UTVE) situés sur le territoire de la Métropole à Gerland et à Rillieux-la-Pape, en fonction du secteur dans lequel ils ont été collectés. Les déchets sont acheminés directement depuis les circuits de collecte, sans passage par un quai de transfert. Quelques exceptions (généralement dues à des périodes de délestage des UTVE) : 2,7% du tonnage de déchets est mis en décharge en Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND), 0,5% du tonnage est acheminé vers des UTVE situées en dehors du territoire de la Métropole, 2,7% du tonnage de déchets transite par un quai de transfert avant d'être acheminé à l'UTVE.

Les circuits de collecte sont publics et accessibles via la plateforme Open Data du Grand Lyon, sous la forme de fichiers vectoriels décrivant leur tracé. A des fins de simulation, des données sur la caractérisation des OMR (typologie de déchets) suivant la méthodologie MODECOM (ADEME, 2019) ont également été collectées. Elles permettent notamment d'estimer le gisement de déchets valorisables actuellement jetés dans le tout-venant par les ménages du Grand Lyon. Le Tableau 4.1 ci-dessous décrit le détail des données concernant la collecte des OMR, utilisées dans le cadre du projet SIMODEM. Les lignes colorées en bleu signifient que la collecte de données est terminée, tandis que les lignes colorées en jaune signifient que la collecte de données reste à finaliser.

Tableau 4.1 : Statut de la collecte de données sur la collecte des OMR (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)

Données	Description	Provenance
Site	Identification des dépôts de véhicules par secteurs de collecte	Grand Lyon Entretien
	Identification de l'UTVE Gerland	Grand Lyon public
	Identification de l'UTVE Rillieux	Grand Lyon public
	Identification des UTVE hors Métropole	Grand Lyon public
	Identification de l'ISDND	Grand Lyon public
Circuits	Circuits de collecte	Grand Lyon public
	Fréquence des circuits	Grand Lyon public
	Répartition secteurs de collecte - UTVE	Grand Lyon Entretien
	Types de véhicules (motorisation, gabarit, norme euro)	Grand Lyon Entretien
	Durée moyenne des circuits	Grand Lyon Entretien
	% de la durée des circuits en circulation	Grand Lyon Entretien
	Tonnage moyen collecté par circuit	Grand Lyon Entretien
Caractérisation	Caractérisation des OMR spécifique au Grand Lyon (MODECOM)	Grand Lyon Entretien

Données ecoinvent

Le Tableau 4.2 résume les principaux datasets utilisables. Pour la modélisation du transport par camion, un plus grand nombre de datasets est disponible, caractérisant le transport par norme de camion, par PTAC, etc. Cependant, le projet SIMODEM est structuré autour d'une modélisation plus fine des émissions directes de polluants, via des outils comme COPERT. De ces datasets ne seront retenus que des éléments que COPERT ne permet pas de modéliser :

- l'amortissement des routes, usées par le trafic des camions ;
- l'amortissement, la maintenance et la fin de vie des véhicules ;
- les consommations de carburant et les filières d'approvisionnement.

Les équipements de collecte (poubelles, bacs de tri, etc.) ne sont pas pris en compte dans ecoinvent. Pour palier ce manque de données, les données utilisées par (Brogaard and Christensen, 2016, 2012) seront utilisées.

L'incinération des déchets est déclinée avec un grand nombre de datasets :

- pour beaucoup de pays, de façon à tenir compte des spécificités locales, notamment de mix énergétiques (électriques) ;
- pour différents types de déchets (déchets municipaux, déchets en verre, fractions métalliques, plastiques, boues d'épuration, bois, etc.).

Cependant, les datasets détaillés par type de déchets sont plutôt dédiés à l'ACV de la fin de vie des produits initiaux, en supposant qu'ils sont des composants mineurs d'un mix de déchets moyens. Ils n'ont a priori pas vocation à être utilisés pour simuler un mix de déchets pour faire l'ACV de l'incinération sur un territoire, comme SIMODEM ambitionne de le faire. De plus, il n'est pas certain que la déclinaison en plusieurs produits tienne compte de la réelle composition des déchets, ce qui expliquerait que leur utilisation soit recommandée pour de faibles fractions uniquement²⁷.

C'est pourquoi il est préférable d'utiliser un outil comme WILCI (Beylot et al., 2017a) pour faire varier le mix de déchets. Ce dernier s'appuie sur des données expérimentales pour évaluer les émissions de l'incinération des déchets et la production d'énergie, en tenant compte de leurs propriétés (teneurs en métaux, PCI, etc.).

Tableau 4.2 : Données ecoinvent pour la collecte et le traitement directs des OMR

Flux ou service étudié	Dataset ecoinvent correspondant
Transport par camion benne	municipal waste collection service by 21 metric ton lorry
Transport par camion	market for transport, freight, lorry, unspecified
Equipements de collecte (poubelles, bennes, containers, etc.)	//
Incinération	treatment of municipal solid waste, incineration
Enfouissement ISDND	treatment of municipal solid waste, sanitary landfill

²⁷ En effet, il est probable que les datasets traitant différents types de déchets ne soient que des copies d'un dataset générique, dont le seul changement est le type de déchet incinéré. Une analyse comparative des différents datasets permettrait de clarifier cet aspect, mais ce n'est pas prioritaire pour le projet SIMODEM.

L'enfouissement des déchets non dangereux est également décrit par un grand nombre de datasets, pour les mêmes raisons que pour l'incinération. Les déchets enfouis n'auront probablement pas des différences d'impacts aussi marquées que pour l'incinération. Si le mix de déchets enfouis est appelé à varier significativement dans les scénarios étudiés, une analyse comparative rapide des datasets, par type de déchet, permettra de juger s'il est opportun d'étudier les impacts de chaque fraction de déchet enfoui, ou si au contraire un dataset moyen est plus judicieux. L'approche proposée ici est plus simple que pour l'incinération dans la mesure où l'enfouissement est une filière de bien moindre poids : le gain en précision sur l'étude globale sera donc plus faible que pour l'incinération, pour laquelle des modèles fiables sont disponibles.

2. Les déchets issus des UTVE

Données Métropole

Les OMR collectées par les entreprises et la Métropole sont presque intégralement acheminées en UTVE, où elles sont incinérées pour valorisation énergétique. Le procédé d'incinération utilisé pour la valorisation produit un certain nombre de résidus :

- 7 184 tonnes de Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération d'Ordures Ménagères (REFIOM), des déchets toxiques qui doivent être traités de manière spécifique, dont :
 - o 592 tonnes de gâteaux (cendres volantes et boues pressées),
 - o 6 592 tonnes de suies,
- 69 118 tonnes de mâchefers, le résidu solide de la combustion des déchets ménagers, souvent réutilisé comme remblai dans les travaux publics,
- 4 149 tonnes de métaux ferreux.

Les REFIOM sont ensuite traités différemment selon leur toxicité. Environ la moitié des suies est expédiée vers des sites de remblais, tandis que l'autre moitié est envoyée pour stockage dans trois Installations de Stockage de Déchets Dangereux (ISDD). Les gâteaux sont intégralement envoyés en ISDD. Les mâchefers sont envoyés en plateforme de maturation. A l'issue de la maturation, 91,5% du tonnage est réutilisé comme remblais, 5% sont déclarés non conformes et envoyés en ISDD, 2,3% est valorisable en tant que métaux ferreux, et 1,2% en tant que métaux non-ferreux.

Les métaux ferreux issus de l'incinération et des plateformes de mâchefers, ainsi que les métaux non-ferreux issus des plateformes de mâchefers, sont expédiés vers diverses usines de

recyclage en France et en Europe (une dizaine de sites au total). Si le tonnage des exutoires est souvent connu, la répartition entre les sites d'origine des déchets et les exutoires ne l'est pas systématiquement. Par exemple, on connaît la quantité de REFIOM reçue par chaque ISDD. Cette répartition des flux est souvent estimée à la marge, en fonction des tonnages connus réceptionnés par les UTVE et par les sites exutoires. Le Tableau 4.3 ci-dessous décrit le détail des données concernant le transport de résidus d'UTVE vers les filières de valorisation, utilisées dans le cadre du projet SIMODEM.

Tableau 4.3 : Statut de la collecte de données sur le transport des déchets issus des UTVE (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)

Données	Description	Provenance
Sites	Identification des ISDD pour REFIOM	Grand Lyon public
	Identification des plateformes de maturation pour mâchefers	Grand Lyon public
	Identification de l'ISDD pour mâchefers non conformes	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage pour les métaux ferreux	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage pour les métaux non-ferreux	Grand Lyon public
Tonnage	Tonnage de REFIOM réceptionné par ISDD	Grand Lyon public
	Tonnage de mâchefers par plateforme	Grand Lyon public
	Tonnage de mâchefers non conforme	Grand Lyon public
	Tonnage de métaux ferreux par site de recyclage	Grand Lyon public
	Tonnage de métaux ferreux par site de recyclage	Grand Lyon public
O - D des flux	Répartition UTVE - ISDD	Estim. par répartition
	Répartition UTVE - plateformes de mâchefers	Estim. par répartition
	Répartition des métaux ferreux UTVE / plateformes - Sites de recyclage	Estim. par répartition
	Répartition des métaux non-ferreux UTVE / plateformes - Sites de recyclage	Estim. par répartition

Données ecoinvent

Les déchets issus de l'incinération sont modélisés, sous ecoinvent, avec les datasets présentés dans le Tableau 4.4. Dans ecoinvent, le traitement et l'enfouissement des résidus d'incinération sont supposés être réalisés sur le site de l'incinérateur : les procédés sont directement appelés par le dataset d'incinération, et aucun transport n'est pris en compte. C'est probablement pour cette raison qu'aucun équivalent n'a été trouvé pour la plateforme de maturation des résidus. Davantage de données sont probablement disponibles via la référence proposée par ecoinvent pour la gestion des mâchefers (Ørnebjerg et al., 2006).

Pour la réutilisation des mâchefers en remblais, nous supposons que ces derniers remplacent des granulats. Dans ecoinvent, ces matériaux sont supposés être intégralement enfouis. Les métaux issus de la valorisation des mâchefers sont considérés comme des produits à part

entière et ne se voient attribuer, sous ecoinvent (modèle Cutoff), aucune charge écologique, en cohérence avec la *zero burden assumption* présentée dans la section 3. Dans le cadre de SIMODEM, en raisonnant par extension du périmètre, nous prendrons en compte le transport de ces métaux vers leurs sites de recyclage respectifs, les procédés de traitement associés et les économies de ressources primaires associées.

Tableau 4.4 : Données ecoinvent pour les déchets issus de l'incinération

Flux ou service étudié	Datasets ecoinvent correspondants
Enfouissement en ISDD (gâteaux, suies)	residual material landfill process-specific burdens, residual material landfill
Enfouissement en ISDND (suies)	slag landfill* process-specific burdens, slag landfill
Plateforme de maturation	//
Remblais	gravel, round gravel, crushed
Métaux	copper scrap, sorted, pressed aluminium scrap, post-consumer, prepared for melting iron scrap, sorted, pressed

2. Les déchets du tri sélectif et en verre

1. Collecte des déchets issus du tri sélectif

Données Métropole

Au total, 64 066 tonnes de déchets issus du tri sélectif ont été ramassées en 2017 par les services de collecte de la Métropole ou par des entreprises fonctionnant dans le cadre de Délégations de Services Publics. Les déchets du tri sélectifs (papiers – cartons, bouteilles et flacons en plastique, emballages en métal) sont collectés en commun dans les bacs de tri verts à couvercle jaunes.

N.B. : pour rappel, l'évaluation de SIMODEM concerne une période antérieure à l'extension des consignes de tri du 1^{er} janvier 2020, qui aura comme principal impact de permettre le tri et la collecte de certains emballages plastiques et de déchets composites, qui vont contribuer à augmenter le tonnage de déchets issus du tri sélectif.

Le fonctionnement des circuits de collecte est identique à celui des OMR au niveau de l'allotissement des secteurs de collectes. La fréquence de collecte des déchets du tri est moins

élevée et généralement réalisée à des jours différents que pour les OMR. Les déchets sont par ailleurs expédiés en centre de tri, et non en UTVE. En 2017, 44 009 tonnes ont été expédiées au centre de tri de Rillieux-la-Pape, et 20 057 tonnes au centre de tri de Saint-Fons. Le Tableau 4.5 ci-dessous décrit le détail des données concernant la collecte des déchets du tri sélectif, utilisées dans le cadre du projet SIMODEM.

Tableau 4.5 : Statut de la collecte de données sur collecte des déchets du tri sélectif (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)

Données	Description	Provenance
Sites	Identification des dépôts de véhicules par secteurs de collecte	Grand Lyon Entretien
	Identification du centre de tri de Rillieux	Grand Lyon public
	Identification du centre de tri de Saint-Fons	Grand Lyon public
Circuits	Circuits de collecte	Grand Lyon public
	Fréquence des circuits	Grand Lyon public
	Répartition secteurs de collecte – centre de tri	Grand Lyon Entretien
	Types de véhicules (motorisation, gabarit, norme euro)	Grand Lyon Entretien
	Durée moyenne des circuits	Grand Lyon Entretien
	% de la durée des circuits en circulation	Grand Lyon Entretien
	Tonnage moyen collecté par circuit	Grand Lyon Entretien

Données ecoinvent

Les données utilisées pour la collecte sélective sont les mêmes que pour la collecte des OMR, à la différence près de la collecte du verre. Comme pour les OMR, les équipements ne sont pas modélisés sous ecoinvent. Des données bibliographiques seront utilisées à la place (Brogaard and Christensen, 2016, 2012).

2. Refus de tri et filières de valorisation

Données Métropole

Sur les 64 066 tonnes de déchets collectées, environ 34% subissent des refus de tri, c'est-à-dire qu'ils sont refusés en raison d'erreurs de tri et d'une présence trop importante de déchets non valorisables. Plus des trois-quarts du tonnage sont envoyés sur les UTVE de la Métropole (dont 37% pour Gerland, 63% pour Rillieux), tandis que le reste est envoyé en ISDND en période de délestage des UTVE, après être passé par un quai de transfert. Le Tableau 4.6 ci-dessous décrit

le détail des données concernant le transport des filières de refus de tri, utilisées dans le cadre du projet SIMODEM.

Tableau 4.6 : Statut de la collecte de données sur le transport pour refus de tri (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)

Données	Description	Provenance
Sites	Identification des quais de transfert pour les refus de tri	Grand Lyon public
	Identification des ISDND pour les refus de tri	Grand Lyon public
Tonnage	Tonnage de refus de tri traité par chaque UTVE	Grand Lyon public
O - D des flux	Identification de l'origine des refus de tri	Estim. par répartition
	Répartition des tonnages par quais de transfert	Estim. par répartition
	Répartition des tonnages par ISDND	Estim. par répartition

Le reste des 64 066 tonnes de déchets, soit 66% des déchets, sont triés dans les centres de Rillieux et de Saint-Fons, puis transportés dans leurs filières respectives :

- 89,9% des tonnes de déchets sont des papiers / cartons, dont :
 - o 58,1% de papiers,
 - o 30,8% de cartons d'emballage,
 - o 1% de briques alimentaires,
- 7,5% sont des bouteilles et flacons en plastique,
- 2,6% sont des emballages en métal dont :
 - o 2,3% en métal ferreux,
 - o 0,3% en métal non-ferreux.

Tableau 4.7 : Statut de la collecte de données sur le transport des déchets du tri sélectif (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)

Données	Description	Provenance
Sites	Identification des sites de négociant pour les papiers	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de négociant pour les cartons	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de recyclage pour les papiers	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de recyclage pour les cartons	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de recyclage des briques alimentaires	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage pour les emb. en plastique	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de recyclage pour les emb. en métal ferreux	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage pour les emb. en métal non-ferreux	Grand Lyon public
O - D des flux	Répartition papiers centres de tri - sites de négociants	Grand Lyon Entretien
	Répartition papiers sites de négociants - sites de recyclage	Grand Lyon Entretien
	Répartition cartons centres de tri - sites de négociants	Grand Lyon Entretien
	Répartition cartons sites de négociants - sites de recyclage	Grand Lyon Entretien
	Répartition plastique sites de négociants - sites de recyclage	Grand Lyon Entretien

Le Tableau 4.7 ci-dessus décrit le détail des données concernant le transport des filières de refus de tri, utilisées dans le cadre du projet SIMODEM. Les déchets en papiers / cartons sont d'abord expédiés vers des négociants, qui les envoient ensuite vers divers sites de recyclage en France et en Europe. Les entreprises qui jouent le rôle de négociant dans la filière sont connues, mais les sites de transfert des négociants et les sites de recyclage des déchets ne sont pas encore identifiés. Pour des raisons de confidentialité, le format des données fournies par le Grand Lyon sera probablement des distances (en classes de distance) plutôt que des localisations exactes de sites. La situation des déchets en plastique est similaire, à l'exception du fait que les déchets ne transitent pas par des sites de négociants. Les filières de traitement des emballages métalliques sont en revanche connues, de même que pour les briques alimentaires.

Données ecoinvent

Les données relatives à l'enfouissement et à l'incinération ont déjà été décrites plus haut. Les données relatives aux déchets recyclés (papier, carton, briques alimentaires, plastique, métaux ferreux et non-ferreux) sont caractérisées par les datasets listés dans le Tableau 4.8.

Ces déchets sont considérés comme des produits par ecoinvent, exempts de charge environnementale. Une analyse plus détaillée de la base de données doit permettre d'identifier les datasets les plus adéquats. En particulier pour le verre, le calcin (i.e. les débris de verre) font partie intégrante du procédé de production de verre primaire. Il conviendra de trouver comment allouer les impacts de la fabrication du verre au calcin.

Pour l'instant, aucune donnée n'a été trouvée pour le recyclage du plastique : les seuls datasets trouvés concernent l'incinération et son enfouissement, avec les entrées « waste plastic » et « recycled ». Des recherches complémentaires sont nécessaires.

Tableau 4.8 : Données ecoinvent pour les déchets envoyés au recyclage

Flux ou service étudié	Datasets ecoinvent correspondants
Papier	Waste paper, unsorted Waste paper, sorted graphic paper, 100% recycled waste newspaper waste packaging paper

	paper production, woodfree, uncoated, 100% recycled content, at non-integrated mill graphic paper production, 100% recycled paper production, newsprint, recycled treatment of waste paper, unsorted, sorting market for waste paper, unsorted
Carton	waste paperboard waste paperboard, sorted
Plastique	//
Verre	glass cullet, sorted (considéré comme un produit, issu du tri de waste packaging glass) waste glass (envoyé à l'incinération ou enfoui) waste packaging glass, unsorted (considéré comme un produit exempt d'impact, avec modèle Cutoff uniquement) packaging glass production, green packaging glass production, brown packaging glass production, white

3. Collecte des silos à verre et transport vers le recyclage

En 2017, 30 681 tonnes de déchets en verre ont été ramassées par les services de collecte de la Métropole ou par des entreprises fonctionnant dans le cadre de Délégations de Services Publics. L'allotissement des secteurs de collectes est le même que pour les OMR et les déchets du tri sélectif, mais les différents acteurs sous-traitent tous l'activité de la collecte du verre à l'entreprise Guérin. Au total, le territoire de la Métropole est couvert par 2 566 silos à verre, soit 1 silos pour environ 500 habitants. Les déchets en verre sont collectés et transitent par la plateforme de stockage de Guérin situé à Saint-Fons. Les déchets sont ensuite expédiés vers des sites de recyclage de l'entreprise O-I Manufacturing.

Contrairement à la collecte des OMR et du tri sélectif, les circuits de collectes de verre ne sont pas disponibles sur la plateforme Open Data du Grand Lyon. En revanche, la localisation des presque 2 600 silos à verre y est recensée sous la forme de fichiers vectoriels ponctuels. L'ensemble des données nécessaires pour simuler les circuits de collecte, ainsi que pour modéliser les opérations de transport vers les filières de valorisation sont résumées dans le Tableau 4.9 ci-dessous.

Tableau 4.9 : Statut de la collecte de données sur la collecte et le transport du verre (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)

Données	Description	Provenance
Sites	Identification de la plateforme de stockage pour la collecte	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage des déchets en verre	Grand Lyon public
Silos	Liste et localisation des silos à verre	Grand Lyon public
	Tonnage par silo	Grand Lyon Entretien
	Fréquence d'enlèvement des silos	Grand Lyon Entretien
	Taux de remplissage moyen des silos	Grand Lyon Entretien
Circuits	Nombre de silos enlevés par circuit	Grand Lyon Entretien
	Kilométrage / conso de carburant annuel pour la collecte	Grand Lyon Entretien
O-D des flux	Répartition plateforme de stockage / sites de recyclage	Grand Lyon Entretien

3. Les déchets collectés en déchèteries

Au total, 132 540 tonnes de déchets ont été collectés par apports volontaires des ménages dans les déchèteries du Grand Lyon. La Métropole de Lyon est équipée d'un total de 19 déchèteries fixes (en comptant la déchèterie de Genas, qui n'est pas située sur le territoire de la Métropole), et de déchèteries mobiles, dont la déchèterie fluviale River'Tri, ouverte une fois par semaine, et des déchèteries de quartier installées de manière ponctuelle ou saisonnière (par exemple pour la collecte des sapins après Noël). Seules les données concernant les déchèteries fixes et la déchèterie fluviale sont recensées dans ce rapport, car la collecte des données concernant les micro-déchèteries mobiles et les points d'apports volontaires n'est pas assez avancée.

Par le biais des données du Grand Lyon, nous sommes en mesure de caractériser chacune des déchèteries du territoire par certaines variables comme le tonnage traité, le nombre d'entrées, ou encore la saisonnalité de la fréquentation des déchèteries. Il est également possible de reconstituer les diverses filières permettant le traitement des déchets collectés. Les apports volontaires des ménages en déchèterie sont en effet l'un des principaux vecteurs de séparation des flux de déchets ménagers.

On compte en effet un total de 14 filières logistiques principales de traitement (contre 6 filières de recyclage pour les déchets collectés en bacs de tri sélectif), qui se subdivisent pour certaines d'entre elles en sous-filières après le tri de certains déchets. Un même type de déchet peut par ailleurs être pris en charge par différentes entreprises et s'inscrire dans des schémas logistiques

différents, en fonction des marchés passés entre le Grand Lyon et les entreprises ou les éco-organismes chargées du transport et de la valorisation des déchets.

1°) Un total de 15 975 tonnes de déchets en bois sont collectés dans les vingt déchèteries de la Métropole. En fonction de la déchèterie d'origine, les déchets sont expédiés :

- soit directement en site de recyclage (Meyzieu),
- soit en site de recyclage (Rambervilliers, 88) après un passage par un site de prétraitement (Vénissieux).

2°) 1 544 tonnes de déchets diffus spécifiques (DDS) sont collectées dans les vingt déchèteries de la Métropole. Les DDS sont une catégorie recouvrant un ensemble de déchets dangereux :

- Pâteux et solides inflammables (vaseline, colles, peintures, vernis, enduits, etc.),
- Aérosols,
- Phytosanitaires et biocides (insecticides, désinfection des piscines, etc.),
- Filtres à huile,
- Combustibles (chlorate de soude, anti-taupes, durcisseurs de résine, etc.),
- Acides (chlorhydrique, nitrique, etc.),
- Bases (déboucheurs, décapants, ammoniac),
- Autres DDS liquides (allume-feux, alcools, white-spirits, dégivrage, etc.),
- DDS vidés.

L'intégralité des DDS est d'abord envoyée vers une première plateforme (La Talaudière, 42).

- Une partie des déchets est ensuite prise en charge par Eco-DDS, un éco-organisme²⁸, et expédiée vers divers sites de traitement en fonction de leur nature.
- L'autre partie des déchets est gérée par un prestataire de la Métropole qui s'occupe des déchets qui ne sont pas couverts par la Responsabilité Élargie des Producteurs (REP) : ces déchets sont d'abord envoyés sur un second site de regroupement (Salaise-sur-Sanne, 38), avant d'être expédiés sur divers sites de recyclage, en fonction de leur nature.

3°) Un total de 5 824 tonnes de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) sont collectés dans les vingt déchèteries de la Métropole. Les DEEE sont une catégorie recouvrant plusieurs types d'équipements :

²⁸ Les éco-organismes sont des sociétés de droit privé détenues par les metteurs sur le marché (distributeurs et producteurs) d'un type de biens. Elles sont chargées de prendre en charge la fin de vie de ces biens, notamment en organisant leur collecte, leur transport et leur traitement.

- Les Gros Electro-Ménagers (GEM),
- Les Gros Electro-Ménagers Froid (GEM F),
- Les Petits Appareils en Mélange (PAM),
- Les écrans.

Tous les DEEE sont pris en charge par l'éco-organisme Eco-Systèmes et transportés dans un premier temps vers un site de transfert (Feyzin). Ils sont ensuite envoyés vers divers sites de recyclage (et, pour une fraction du tonnage, vers du réemploi de pièces détachées), en fonction de leur nature.

4°) Au total, 18 274 tonnes d'encombrants divers sont collectés dans les vingt déchèteries de la Métropole. En fonction de la déchèterie d'origine, les déchets sont expédiés vers un site de transfert (Lyon 7, Vaulx-en-Velin, ou Quincieux). Les encombrants sont ensuite envoyés en ISDND pour mise en décharge. Une fraction des déchets transférés par le quai de Quincieux sont triés, puis sont réorientés vers la filière de recyclage bois (Rambervilliers, 88, via Vénissieux).

5°) 8 060 tonnes papiers / cartons sont collectés dans les vingt déchèteries de la Métropole. Les déchets sont ensuite envoyés sur un site de tri (Vénissieux).

- Les déchets en papiers sont envoyés en site de recyclage (L'Horme, 42),
- Les déchets en carton sont envoyés dans divers sites de recyclage en France et en Europe.

6°) Au total, 30 637 tonnes de gravats sont collectées dans dix-neuf déchèteries de la Métropole (toutes sauf River'Tri). En fonction des déchèteries d'origine, les gravats sont envoyés vers un quai de tri (Lyon 7, Vaulx-en-Velin, Saint-Genis-en-Laval, ou Chuzelles, 38). En fonction de la qualité des gravats, ils sont ensuite transférés vers des sites :

- Pour valorisation matière,
- Sur des sites de remblais,
- En Installation de Stockage de Déchets Inertes (ISDI).

7°) Un total de 270 tonnes d'huile sont collectées dans dix-neuf déchèteries de la Métropole (toutes sauf River'Tri). Les déchets sont envoyés sur un site de consolidation (Irigny), avant expédition vers les sites de recyclage.

8°) 22 tonnes d'ampoules sont collectées dans dix-neuf déchèteries de la Métropole (toutes sauf River'Tri). Les déchets sont pris en charge par Recylum, l'éco-organisme en charge de leur

traitement. Ils sont d'abord envoyés sur un site de consolidation (Chassieu), avant expédition vers les sites de recyclage.

9°) Au total, 6 466 tonnes de métaux sont collectées dans vingt déchèteries de la Métropole. En fonction de la déchèterie d'origine, les déchets sont expédiés vers un quai de transfert (Oullins, Vaulx-en-Velin, Lyon 7, Villefranche-sur-Saône), avant d'être envoyés sur un site de recyclage à Saint-Pierre-de-Chandieu. Certains déchets sont par ailleurs directement expédiés depuis les déchèteries à Saint-Pierre-de-Chandieu pour recyclage.

10°) Au total, 12 663 tonnes de meubles sont collectées dans seize déchèteries de la Métropole (toutes sauf Neuville, Rillieux, Saint-Genis, et Villeurbanne Nord). Les déchets sont pris en charge par Eco-Mobilier, l'éco-organisme en charge de leur traitement. Ils sont d'abord envoyés sur un site de consolidation (Quincieux). Ils sont ensuite envoyés vers des sites de tri, où ils vont être démantelés, puis orientés vers des filières de recyclage en fonction des matières qui les composent. Une partie est également réemployée.

11°) 33 tonnes de piles sont collectées dans dix-neuf déchèteries de la Métropole (toutes sauf River'Tri). Les déchets sont pris en charge par COREPIL, l'éco-organisme en charge de leur traitement. Les piles et accumulateurs recouvrent plusieurs types de déchets :

- Alcalines Salines spéciales et +7 cm,
- Nickel – Métal Hydrure,
- Nickel-Cadmium,
- Lithium-Ion,
- Lithium,
- Plomb,
- Piles Bouton.

Les piles collectées sont d'abord envoyées sur un site de consolidation (Chassieu). Elles sont ensuite envoyées vers un centre de tri (Saint-Quentin-Fallavier, 38). Elles sont ensuite expédiées dans divers sites de recyclage en fonction de leur nature.

12°) Au total, 3 763 tonnes de plâtre sont collectées dans dix-neuf déchèteries de la Métropole (toutes sauf River'Tri). Les déchets en plâtre sont expédiés vers un quai de transfert (Lyon 7). Ils sont ensuite envoyés dans un site de prétraitement (Francin, 73), puis vers un site de recyclage (Chambéry, 73).

13°) Un total de 28 621 tonnes de végétaux sont collectées dans dix-neuf déchèteries de la Métropole (toutes sauf River'Tri). En fonction de la déchèterie d'origine, les déchets sont expédiés vers un site de compostage (Décines-Charpieu, Ternay, Anton, 38, ou La Côte-Saint-André, 38).

14°) Au total, 609 tonnes de déchets textiles ont été collectées dans seize déchèteries de la Métropole (toutes sauf Genas, Vaulx, Vénissieux, et Villeurbanne Nord). En fonction de la déchèterie d'origine, les déchets sont collectés par l'association Le Relais (Villeurbanne), ou par l'association Notre-Dame-des-Sans-Abris. Les déchets sont ensuite triés et orientés vers diverses filières en fonction de l'état des vêtements : réemploi, recyclage, ou valorisation énergétique.

Le Tableau 4.10 ci-dessous décrit le détail des données concernant les déchèteries et les filières de traitement des déchets collectés en déchèteries utilisées par le projet SIMODEM.

Tableau 4.10 : Statut de la collecte de données sur les déchets de déchèteries (bleu = collecte finalisée, jaune = collecte en cours)

Données	Description	Provenance
Sites	Identification des déchèteries de la Métropole	Grand Lyon public
	Identification des sites de la filière Bois	Grand Lyon public
	Identification de la plateforme de tri DDS	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage DDS	Grand Lyon Entretien
	Identification du site de transfert DEEE	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage DEEE	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de transfert Encombrants	Grand Lyon public
	Identification des ISDND Encombrants	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de tri Papiers / Cartons	Grand Lyon public
	Identification du site de recyclage Papiers	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de recyclage Cartons	Grand Lyon Entretien
	Identification des quais de tri Gravats	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage Gravats	Grand Lyon Entretien
	Identification des ISDI Gravats	Grand Lyon Entretien
	Identification du site de consolidation Huile	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage Huile	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de tri Ampoules	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage Ampoules	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de tri Métal	Grand Lyon public
	Identification des sites de recyclage Métal	Grand Lyon public
	Identification des sites de consolidation Meuble	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de tri matière Meuble	Estim. Plus proche voisin
	Identification des sites recyclage matière Meuble	Estim. Plus proche voisin
	Identification des sites de réemploi Meuble	Estim. Plus proche voisin
	Identification des sites de consolidation Piles	Grand Lyon public
	Identification des sites de tri Piles	Estim. Plus proche voisin
	Identification des sites de recyclage Piles	Estim. Plus proche voisin
Identification des sites de la filière Plâtre	Grand Lyon public	

	Identification des sites de la filière Végétaux	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de tri Textiles	Grand Lyon Entretien
	Identification des sites de traitement de la filière textile	Grand Lyon Entretien
O - D des flux	Répartition Bois déchèteries / filières de recyclage	Grand Lyon public
	Répartition DDS déchèteries / filières de recyclage	Grand Lyon Entretien
	Répartition DEEE déchèteries / filières de recyclage	Grand Lyon Entretien
	Répartition Encombrants déchèteries / sites de transfert	Grand Lyon public
	Répartition Encombrants Sites de transfert / ISDND	Grand Lyon Entretien
	Répartition Papiers / Cartons site de tri / filières de recyclage	Grand Lyon Entretien
	Répartition Gravats quais de tri / filières de traitement	Grand Lyon Entretien
	Répartition Ampoules quais de tri / filières de traitement	Grand Lyon Entretien
	Répartition Métal déchèteries / filières de recyclage	Grand Lyon Entretien
	Répartition Meubles site de consolidation / filière de traitement	Données Nationales
	Répartition Piles site de tri / sites de recyclage	Données Nationales
	Répartition Végétaux déchèteries / sites de compostage	Grand Lyon Entretien
	Répartition Textiles centre de tri / filières de traitement	Données Nationales
Caractérisation	Caractérisation des DDS	Données Nationales
	Caractérisation des DEEE	Données Nationales
	Caractérisation des Encombrants	Grand Lyon Entretien
	Caractérisation des Papiers / Cartons	Grand Lyon Entretien
	Caractérisation des Gravats	Grand Lyon public
	Composition des déchets d'ameublement	Données Nationales
	Composition des Piles	Données Nationales
	Composition des déchets textiles	Grand Lyon Entretien

Bibliographie

- Actu-environnement, 2019. Une déchèterie qui montre l'exemple en termes de réutilisation des objets [WWW Document]. URL <https://www.actu-environnement.com/ae/news/decheterie-exemple-reemploi-34117.php4> (accessed 10.7.19).
- ADEME, 2019. MODECOM 2017 - Campagne nationale de caractérisation des déchets ménagers et assimilés. Paris.
- ADEME, DELOITTE Développement Durable, INDDIGO, 2018. Analyse de 10 dispositifs de réemploi-réutilisation d'emballages ménagers en verre.
- Ajzen, I., 2011. The theory of planned behaviour: Reactions and reflections. *Psychol. Health* 26, 1113–1127. <https://doi.org/10.1080/08870446.2011.613995>
- Ajzen, I., 1985. From Intentions to Actions: A Theory of Planned Behavior, in: Kuhl, J., Beckmann, J. (Eds.), *Action Control: From Cognition to Behavior*, SSSP Springer Series in Social Psychology. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 11–39. https://doi.org/10.1007/978-3-642-69746-3_2
- Andreas Bassi, S., Christensen, T.H., Damgaard, A., 2017. Environmental performance of household waste management in Europe - An example of 7 countries. *Waste Manag.* 69, 545–557. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.042>
- Barr, S., 2007. Factors Influencing Environmental Attitudes and Behaviors: A U.K. Case Study of Household Waste Management. *Environ. Behav.* 39, 435–473. <https://doi.org/10.1177/0013916505283421>
- Barr, S., Gilg, A.W., Ford, N.J., 2001. A Conceptual Framework for Understanding and Analysing Attitudes towards Household-Waste Management. *Environ. Plan. Econ. Space* 33, 2025–2048. <https://doi.org/10.1068/a33225>
- Bellon-Maurel, V., Aissani, L., Bessou, C., Lardon, L., Loiseau, E., Risch, E., Roux, P., Junqua, G., 2012. What Scientific Issues in Life Cycle Assessment Applied to Waste and Biomass Valorization? Editorial. *Waste Biomass Valorization* 4, 377–383. <https://doi.org/10.1007/s12649-012-9189-4>
- Belton, V., Crowe, D.V., Matthews, R., Scott, S., 1994. A Survey Of Public Attitudes To Recycling In Glasgow (U.K.). *Waste Manag. Res.* 12, 351–367. <https://doi.org/10.1006/wmre.1994.1024>
- Benini, L., Mancini, L., Sala, S., Manfredi, S., Schau, E.M., Pant, R., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2014. Normalisation method and data for environmental footprints. Publications Office, Luxembourg.
- Berger, I.E., 1997. The Demographics of Recycling and the Structure of Environmental Behavior. *Environ. Behav.* 29, 515–531. <https://doi.org/10.1177/001391659702900404>
- Berglund, C., 2006. The assessment of households' recycling costs: The role of personal motives. *Ecol. Econ.* 56, 560–569. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.03.005>
- Beylot, A., Muller, S., Descat, M., Ménard, Y., Michel, P., Villeneuve, J., 2017a. WILCI: a LCA tool dedicated to MSW incineration in France. Presented at the 16th Waste Management and Landfill Symposium, p. 12.
- Beylot, A., Muller, S., Descat, M., Ménard, Y., Villeneuve, J., 2018. Life cycle assessment of the French municipal solid waste incineration sector. *Waste Manag.* 80, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.037>

- Beylot, A., Muller, S., Ménard, Y., Michel, P., Descat, M., 2017b. L'outil WILCI pour l'Analyse du Cycle de Vie de l'incinération des Déchets Ménagers et Assimilés en France. Rapport final du projet de recherche PCI 78.
- Bigum, M., Damgaard, A., Scheutz, C., Christensen, T.H., 2017. Environmental impacts and resource losses of incinerating misplaced household special wastes (WEEE, batteries, ink cartridges and cables). *Resour. Conserv. Recycl.* 122, 251–260. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.02.013>
- Bjørn, A., Chandrakumar, C., Boulay, A.-M., Doka, G., Fang, K., Gondran, N., Hauschild, M.Z., Kerkhof, A.-M., King, H., Margni, M., Mclaeren, S., Mueller, C., Owsianiak, M., Peters, G., Roos, S., Sala, S., Sandin, G., Sim, S., Vargas-Gonzalez, M., Ryberg, M., 2020. Review of life cycle assessment-based methods for absolute environmental sustainability assessment. *Environ. Res. Lett.*
- Bjørn, A., Diamond, M., Owsianiak, M., Verzat, B., Hauschild, M.Z., 2015a. Strengthening the Link between Life Cycle Assessment and Indicators for Absolute Sustainability To Support Development within Planetary Boundaries. *Environ. Sci. Technol.* 49, 6370–6371. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02106>
- Bjørn, A., Hauschild, M.Z., 2015. Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 1005–1018. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0899-2>
- Bjørn, A., Hauschild, M.Z., Røpke, I., Richardson, K., 2015b. Better, but good enough? Indicators for absolute environmental sustainability in a life cycle perspective. Technical University of Denmark.
- Bjørn, A., Margni, M., Roy, P.-O., Bulle, C., Hauschild, M.Z., 2016. A proposal to measure absolute environmental sustainability in life cycle assessment. *Ecol. Indic.* 63, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.046>
- Boldero, J., 1995. The Prediction of Household Recycling of Newspapers: The Role of Attitudes, Intentions, and Situational Factors. *J. Appl. Soc. Psychol.* 25, 440–462. <https://doi.org/10.1111/j.1559-1816.1995.tb01598.x>
- Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Pérez-Belis, V., Juan, P., 2018. A survey on consumers' attitude towards storing and end of life strategies of small information and communication technology devices in Spain. *Waste Manag.* 71, 589–602. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.040>
- Bratt, C., 1999. Consumers' Environmental Behavior: Generalized, Sector-Based, or Compensatory? *Environ. Behav.* 31, 28–44. <https://doi.org/10.1177/00139169921971985>
- Brogaard, L.K., Christensen, T.H., 2016. Life cycle assessment of capital goods in waste management systems. *Waste Manag.* 56, 561–574. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.037>
- Brogaard, L.K., Christensen, T.H., 2012. Quantifying capital goods for collection and transport of waste. *Waste Manag. Res.* 30, 1243–1250. <https://doi.org/10.1177/0734242X12462279>
- Carrus, G., Passafaro, P., Bonnes, M., 2008. Emotions, habits and rational choices in ecological behaviours: The case of recycling and use of public transportation. *J. Environ. Psychol.* 28, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2007.09.003>
- CESE, 2019. La valeur de la matière première secondaire : l'exemple de la consigne, NOR: CESL1100026X.

- Chan, K., 1998. Mass communication and pro-environmental behaviour: waste recycling in Hong Kong. *J. Environ. Manage.* 52, 317–325. <https://doi.org/10.1006/jema.1998.0189>
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T.H., Damgaard, A., 2014. An environmental assessment system for environmental technologies. *Environ. Model. Softw.* 60, 18–30. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.06.007>
- Curran, A., Williams, I.D., Heaven, S., 2007. Management of household bulky waste in England. *Resour. Conserv. Recycl.* 51, 78–92. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.08.003>
- Dahlén, L., Vukicevic, S., Meijer, J.-E., Lagerkvist, A., 2007. Comparison of different collection systems for sorted household waste in Sweden. *Waste Manag., Wascon 2006 6th International Conference: Developments in the re-use of mineral waste 27*, 1298–1305. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.06.016>
- De Feo, G., De Gisi, S., 2010. Public opinion and awareness towards MSW and separate collection programmes: A sociological procedure for selecting areas and citizens with a low level of knowledge. *Waste Manag.* 30, 958–976. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.019>
- Diamond, W.D., Loewy, B.Z., 1991. Effects of Probabilistic Rewards on Recycling Attitudes and Behavior. *J. Appl. Soc. Psychol.* 21, 1590–1607. <https://doi.org/10.1111/j.1559-1816.1991.tb00489.x>
- Doka, G., 2016. Combining life cycle inventory results with planetary boundaries: The Planetary Boundary Allowance impact assessment method. Update PBA'06. Zurich.
- Dong, Y., Laurent, A., Hauschild, M.Z., 2013. Recommended assessment framework, characterisation models and factors for environmental impacts and resource use. Technical University of Denmark.
- Dupré, M., 2013. Représentations sociales du tri sélectif et des déchets en fonction des pratiques de tri. *Cah. Int. Psychol. Soc. Numéro 98*, 173–209.
- EC - JRC - IES, 2011. International reference life cycle data system (ILCD) handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. Publications Office, Luxembourg.
- EC - JRC - IES, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Publications Office, Luxembourg.
- Echegaray, F., Hansstein, F.V., 2017. Assessing the intention-behavior gap in electronic waste recycling: the case of Brazil. *J. Clean. Prod., Cleaner production towards a sustainable transition 142*, 180–190. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.064>
- Elsevier, 2020. Scopus - Document search [WWW Document]. URL <https://www.scopus.com/search/form.uri?display=basic> (accessed 1.31.20).
- Everett, J.W., Peirce, J.J., 1993. Curbside Recycling In The U.S.A.: Convenience And Mandatory Participation. *Waste Manag. Res.* 11, 49–61. <https://doi.org/10.1006/wmre.1993.1006>
- Ewing, G., 2001. Altruistic, Egoistic, and Normative Effects on Curbside Recycling. *Environ. Behav.* 33, 733–764. <https://doi.org/10.1177/00139160121973223>
- Fang, W.-T., Ng, E., Wang, C.-M., Hsu, M.-L., 2017. Normative Beliefs, Attitudes, and Social Norms: People Reduce Waste as an Index of Social Relationships When Spending Leisure Time. *Sustainability* 9, 1696. <https://doi.org/10.3390/su9101696>
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hischier, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., 2005. The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework (7 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* 10, 3–9. <https://doi.org/10.1065/lca2004.10.181.1>

- Gallez, C., Kaufmann, V., 2009. Aux racines de la mobilité en sciences sociales : contribution au cadre d'analyse socio-historique de la mobilité urbaine, in: Guigueno, V., Flonneau, M. (Eds.), *De l'histoire des transports à l'histoire de la mobilité ?* Presses universitaires de Rennes, pp. 41–55. <https://doi.org/10.4000/books.pur.102144>
- Gamba, R.J., Oskamp, S., 1994. Factors Influencing Community Residents' Participation in Commingled Curbside Recycling Programs. *Environ. Behav.* 26, 587–612. <https://doi.org/10.1177/0013916594265001>
- Geislar, S., 2017. The new norms of food waste at the curb: Evidence-based policy tools to address benefits and barriers. *Waste Manag.* 68, 571–580. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.010>
- Gellynck, X., Jacobsen, R., Verhelst, P., 2011. Identifying the key factors in increasing recycling and reducing residual household waste: A case study of the Flemish region of Belgium. *J. Environ. Manage.* 92, 2683–2690. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.006>
- González-Torre, P.L., Adenso-Díaz, B., 2005. Influence of distance on the motivation and frequency of household recycling. *Waste Manag.* 25, 15–23. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.08.007>
- Granzin, K.L., Olsen, J.E., 1991. Characterizing Participants in Activities Protecting the Environment: A Focus on Donating, Recycling, and Conservation Behaviors. *J. Public Policy Mark.* 10, 1–27. <https://doi.org/10.1177/074391569101000201>
- Harzing, A.-W., 2007. Publish or Perish [WWW Document]. Harzing.com. URL <https://harzing.com/resources/publish-or-perish> (accessed 1.31.20).
- Hauschild, M.Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., Margni, M., Schryver, A.D., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S., Pant, R., 2012. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 683–697. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0489-5>
- Hopper, J.R., Nielsen, J.M., 1991. Recycling as Altruistic Behavior: Normative and Behavioral Strategies to Expand Participation in a Community Recycling Program. *Environ. Behav.* 23, 195–220. <https://doi.org/10.1177/0013916591232004>
- INSEE, 2019. Recensement 2015 : résultats sur un territoire, bases de données et fichiers détail [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/information/3561862> (accessed 2.2.20).
- INSEE, 2017. Nomenclatures des professions et catégories socioprofessionnelles [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/information/2406153> (accessed 2.2.20).
- International Organization for Standardization (Ed.), 2006. ISO 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and Framework. International Organization for Standardization.
- Iyer, E.S., Kashyap, R.K., 2007. Consumer recycling: role of incentives, information, and social class. *J. Consum. Behav.* 6, 32–47. <https://doi.org/10.1002/cb.206>
- Jackson, A.L., Olsen, J.E., Granzin, K.L., Burns, A.C., 1993. An Investigation of Determinants of Recycling Consumer Behavior. *ACR North Am. Adv.* 20.
- JRC, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment (No. EUR 24571 EN). Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Karim Ghani, W.A.W.Ab., Rusli, I.F., Biak, D.R.A., Idris, A., 2013. An application of the theory of planned behaviour to study the influencing factors of participation in source separation of food waste. *Waste Manag.* 33, 1276–1281. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.019>

- Kaufmann, V., Ravalet, E., Dupuit, É., 2016. *Motilité et mobilité: mode d'emploi, Espace, Mobilité et Sociétés*. Editions Alphil - Maisons Universitaires Suisses, Suisse.
- Kirkeby, J.T., Birgisdottir, H., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Bhandar, G.S., Hauschild, M., 2006. Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Manag. Res.* 24, 3–15. <https://doi.org/10.1177/0734242X06062580>
- Klößner, C.A., Oppedal, I.O., 2011. General vs. domain specific recycling behaviour—Applying a multilevel comprehensive action determination model to recycling in Norwegian student homes. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 463–471. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.12.009>
- Knussen, C., Yule, F., 2008. "I'm Not in the Habit of Recycling": The Role of Habitual Behavior in the Disposal of Household Waste. *Environ. Behav.* 40, 683–702. <https://doi.org/10.1177/0013916507307527>
- Knussen, C., Yule, F., MacKenzie, J., Wells, M., 2004. An analysis of intentions to recycle household waste: The roles of past behaviour, perceived habit, and perceived lack of facilities. *J. Environ. Psychol.* 24, 237–246. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2003.12.001>
- Kurz, T., Linden, M., Sheehy, N., 2007. Attitudinal and Community Influences on Participation in New Curbside Recycling Initiatives in Northern Ireland. *Environ. Behav.* 39, 367–391. <https://doi.org/10.1177/0013916506294152>
- Lansana, F.M., 1992. Distinguishing Potential Recyclers from Nonrecyclers: A Basis for Developing Recycling Strategies. *J. Environ. Educ.* 23, 16–23. <https://doi.org/10.1080/00958964.1992.9942792>
- Larsen, A.W., Merrild, H., Møller, J., Christensen, T.H., 2010. Waste collection systems for recyclables: An environmental and economic assessment for the municipality of Aarhus (Denmark). *Waste Manag.* 30, 744–754. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.021>
- Larsen, A.W., Vrgoc, M., Christensen, T.H., Lieberknecht, P., 2009. Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Manag. Res.* 27, 652–659. <https://doi.org/10.1177/0734242X08097636>
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H., 2014a. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Manag.* 34, 573–588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T.H., Hauschild, M.Z., 2014b. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Manag.* 34, 589–606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>
- Loiseau, E., Junqua, G., Roux, P., Bellon-Maurel, V., 2012. Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods. *J. Environ. Manage.* 112, 213–225. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.024>
- Maddox, P., Doran, C., Williams, I.D., Kus, M., 2011. The role of intergenerational influence in waste education programmes: The THAW project. *Waste Manag.* 31, 2590–2600. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.07.023>
- Martin, M., Williams, I.D., Clark, M., 2006. Social, cultural and structural influences on household waste recycling: A case study. *Resour. Conserv. Recycl.* 48, 357–395. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.09.005>

- Mattsson Petersen, C., Berg, P.E.O., 2004. A Comparison Between Systems for Source Separation of Organic Household Waste. Proc. Th R2000 Congr. Toront Can. June 2000 986–991.
- McCarty, J.A., Shrum, L.J., 1994. The recycling of solid wastes: Personal values, value orientations, and attitudes about recycling as antecedents of recycling behavior. *J. Bus. Res.*, Special Issue: Linking Theory to Policy 30, 53–62. [https://doi.org/10.1016/0148-2963\(94\)90068-X](https://doi.org/10.1016/0148-2963(94)90068-X)
- McDonald, S., Oates, C., 2003. Reasons for non-participation in a kerbside recycling scheme. *Resour. Conserv. Recycl.* 39, 369–385. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(03\)00020-X](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(03)00020-X)
- McElroy, M.W., Jorna, R.J., Engelen, J. van, 2008. Sustainability quotients and the social footprint. *Corp. Soc. Responsib. Environ. Manag.* 15, 223–234. <https://doi.org/10.1002/csr.164>
- McGuinness, J., Jones, A.P., Cole, S.G., 1977. Attitudinal correlates of recycling behavior. *J. Appl. Psychol.* 62, 376–384. <https://doi.org/10.1037/0021-9010.62.4.376>
- Meneses, G.D., Palacio, A.B., 2005. Recycling Behavior: A Multidimensional Approach. *Environ. Behav.* 37, 837–860. <https://doi.org/10.1177/0013916505276742>
- Merrild, H., Larsen, A.W., Christensen, T.H., 2012. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Manag.* 32, 1009–1018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.025>
- Métropole de Lyon, 2017. Rapport annuel 2017 sur le prix et la qualité du service public de prévention et gestion des déchets ménagers et assimilés (Rapport Grand Lyon La Métropole).
- Miafodzyeva, S., Brandt, N., 2013. Recycling Behaviour Among Householders: Synthesizing Determinants Via a Meta-analysis. *Waste Biomass Valorization* 4, 221–235. <https://doi.org/10.1007/s12649-012-9144-4>
- Monnot, E., Reniou, F., Rouquet, A., 2014. Le tri des déchets ménagers : une caractérisation des logistiques déployées par les consommateurs. *Rech. Appl. En Mark. Fr. Ed.* 29, 74–98. <https://doi.org/10.1177/0767370114527674>
- Morris, J., Scott Matthews, H., Morawski, C., 2013. Review and meta-analysis of 82 studies on end-of-life management methods for source separated organics. *Waste Manag.*, Special Thematic Issue: Urban Mining 33, 545–551. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.08.004>
- Noehammer, H.C., Byer, P.H., 1997. EFFECT OF DESIGN VARIABLES ON PARTICIPATION IN RESIDENTIAL CURBSIDE RECYCLING PROGRAMS. *Waste Manag. Res.* 15, 407–427. <https://doi.org/10.1006/wmre.1996.0096>
- Ørnebjerg, H., Franck, J., Lamers, F., Angotti, F., Morin, R., Brunner, M., Crillesen, K., Skaarup, J., Bojsen, K., 2006. Management of Bottom Ash from WTE Plants: an overview of management options and treatment methods. International Solid Waste Association.
- Oskamp, S., Harrington, M.J., Edwards, T.C., Sherwood, D.L., Okuda, S.M., Swanson, D.C., 1991. Factors Influencing Household Recycling Behavior. *Environ. Behav.* 23, 494–519. <https://doi.org/10.1177/0013916591234005>
- Owens, J., Dickerson, S., Macintosh, D.L., 2000. Demographic Covariates of Residential Recycling Efficiency. *Environ. Behav.* 32, 637–650. <https://doi.org/10.1177/00139160021972711>
- Perrin, D., Barton, J., 2001. Issues associated with transforming household attitudes and opinions into materials recovery: a review of two kerbside recycling schemes. *Resour. Conserv. Recycl.* 33, 61–74. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(01\)00075-1](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00075-1)

- Pieters, R., Bijmolt, T., van Raaij, F., de Kruijk, M., 1998. Consumers' Attributions of Proenvironmental Behavior, Motivation, and Ability to Self and Others. *J. Public Policy Mark.* 17, 215–225. <https://doi.org/10.1177/074391569801700206>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S.I., Lambin, E., Lenton, T., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R., Fabry, V., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J., 2009. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecol. Soc.* 14. <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>
- Rodrigues, J., 2016. Analyse de cycle de vie intégrative de filières de production de biomasse à usage industriel par la valorisation de délaissés.
- Rodrigues, J., Monfort, D., Bonnet, R., Bazzana, M., Schiopu, N., 2018. Contributions du contexte territorial au renforcement de l'économie circulaire dans le secteur de la construction. Presented at the Congrès [avniR], Lille.
- Ryberg, M.W., Owsianiak, M., Richardson, K., Hauschild, M.Z., 2018. Development of a life-cycle impact assessment methodology linked to the Planetary Boundaries framework. *Ecol. Indic.* 88, 250–262. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.065>
- Sala, S., Benini, L., Crenna, E., Secchi, M., 2016. Global environmental impacts and planetary boundaries in LCA (No. EUR 28371 EN). European Commission - Joint Research Centre, Luxembourg.
- Sala, S., Dewulf, J., Benini, L., Fazio, S., Pant, R., 2015. Recommended impact assessment methods for ILCD and Environmental Footprint: challenges, opportunities and updates, in: EU Science Hub - European Commission. Presented at the 25th setac Europe meeting, SETAC.
- Saphores, J.-D.M., Nixon, H., Ogunseitan, O.A., Shapiro, A.A., 2006. Household Willingness to Recycle Electronic Waste: An Application to California. *Environ. Behav.* 38, 183–208. <https://doi.org/10.1177/0013916505279045>
- Schultz, P.W., Oskamp, S., Mainieri, T., 1995. Who recycles and when? A review of personal and situational factors. *J. Environ. Psychol.* 15, 105–121. [https://doi.org/10.1016/0272-4944\(95\)90019-5](https://doi.org/10.1016/0272-4944(95)90019-5)
- Simmons, D., Widmar, R., 1990. Motivations and Barriers to Recycling: Toward a Strategy for Public Education. *J. Environ. Educ.* 22, 13–18. <https://doi.org/10.1080/00958964.1990.9943041>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sorlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855–1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steffen, W., Sanderson, R.A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., III, B.M., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.J., Turner, B.L., Wasson, R.J., 2005. *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure*, Global Change - The IGBP Series. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Stern, P.C., Dietz, T., Kalof, L., 1993. Value Orientations, Gender, and Environmental Concern. *Environ. Behav.* 25, 322–348. <https://doi.org/10.1177/0013916593255002>

- Steubing, B., Wernet, G., Reinhard, J., Bauer, C., Moreno-Ruiz, E., 2016. The ecoinvent database version 3 (part II): analyzing LCA results and comparison to version 2. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1269–1281. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1109-6>
- Swami, V., Chamorro-Premuzic, T., Snelgar, R., Furnham, A., 2011. Personality, individual differences, and demographic antecedents of self-reported household waste management behaviours. *J. Environ. Psychol.* 31, 21–26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2010.08.001>
- Taylor, S., Todd, P., 1995. Understanding Household Garbage Reduction Behavior: A Test of an Integrated Model. *J. Public Policy Mark.* 14, 192–204. <https://doi.org/10.1177/074391569501400202>
- Thøgersen, J., 1996. Wasteful food consumption: Trends in food and packaging waste. *Scand. J. Manag., Theme: Towards Green Business Systems* 12, 291–304. [https://doi.org/10.1016/0956-5221\(96\)00011-5](https://doi.org/10.1016/0956-5221(96)00011-5)
- Thøgersen, J., Grunert-Beckmann, S.C., 1997. Values and Attitude Formation Towards Emerging Attitude Objects: From Recycling to General, Waste Minimizing Behavior. *Adv. Consum. Res.* 24, 182–189.
- Tonglet, M., Phillips, P.S., Read, A.D., 2004. Using the Theory of Planned Behaviour to investigate the determinants of recycling behaviour: a case study from Brixworth, UK. *Resour. Conserv. Recycl.* 41, 191–214. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.11.001>
- Torres de Miranda Pinto, J., 2019. Sustainable resource management in european steel supply chains.
- Tucker, P., Murney, G., Lamont, J., 1998. Predicting recycling scheme performance: a process simulation approach. *J. Environ. Manage.* 53, 31–48. <https://doi.org/10.1006/jema.1998.0185>
- Vining, J., Ebreo, A., 1990. What Makes a Recycler?: A Comparison of Recyclers and Nonrecyclers. *Environ. Behav.* 22, 55–73. <https://doi.org/10.1177/0013916590221003>
- Wang, Z., Guo, D., Wang, X., 2016. Determinants of residents' e-waste recycling behaviour intentions: Evidence from China. *J. Clean. Prod.* 137, 850–860. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.155>
- Webster, F.E., 1975. Determining the Characteristics of the Socially Conscious Consumer. *J. Consum. Res.* 2, 188–196. <https://doi.org/10.1086/208631>
- Weidema, B.P., Bauer, C., Hischer, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C.O., 2013. Overview and methodology - Data quality guideline for the ecoinvent database version 3.
- Weidema, B.P., Wesnæs, M.S., 1996. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *J. Clean. Prod.* 4, 167–174. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)
- Wolff, A., 2017. Responsabilité sociétale: quelles contributions des entreprises à la conservation de la biodiversité?
- Wu, W.-N., Liu, L.-Y., Brough, C., 2019. No time for composting: Subjective time pressure as a barrier to citizen engagement in curbside composting. *Waste Manag.* 91, 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.057>
- Zero Waste France, 2019. Comité de concertation sur l'établissement d'un dispositif de consigne - Contribution de Zero Waste France. Zéro Waste France.
- Zorpas, A.A., Lasaridi, K., 2013. Measuring waste prevention. *Waste Manag.* 33, 1047–1056. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.017>

