



HAL
open science

Politiques publiques de gestion des déchets : analyse économique à l'échelle des territoires

Aissatou Ndimblane

► **To cite this version:**

Aissatou Ndimblane. Politiques publiques de gestion des déchets : analyse économique à l'échelle des territoires. Economies et finances. Université Clermont Auvergne, 2025. Français. ⟨NNT : 2025UCFA0097⟩. ⟨tel-05572631⟩

HAL Id: tel-05572631

<https://theses.hal.science/tel-05572631v1>

Submitted on 30 Mar 2026

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.



HAL Authorization

Université Clermont Auvergne, Clermont-Ferrand
École doctorale Sciences Économiques, Juridiques, Politiques et de Gestion (N° 245)
UMR Territoires (AgroParisTech, INRAE, Université Clermont Auvergne, VetAgro Sup)

☆☆☆☆☆☆☆☆☆☆☆☆☆☆☆☆☆☆

Politiques publiques de gestion des déchets

Analyse économique à l'échelle des territoires

Thèse de doctorat en Sciences Économiques

Présentée et soutenue publiquement par

Aissatou NDIMBLANE

Le 03 octobre 2025

Sous la direction de : M. Olivier AZNAR et M. Kassoum AYOUBA

Membres du jury

M. Kassoum AYOUBA, Chargé de recherche, INRAE-Dijon (Co-Encadrant)

M. Olivier AZNAR, Enseignant-chercheur, VetAgro Sup (Directeur)

M. Sébastien BOURDIN, Professeur, EM Normandie Business School (Rapporteur)

Mme Alexandra GENTRIC, Ingénieure, ADEME (Invitée)

Mme Lisette IBANEZ, Directrice de recherche, INRAE-Montpellier (Rapporteuse)

Mme Tina RAMBONILAZA, Directrice de recherche, INRAE-Dijon (Examinatrice)

Mme Sonia SCHWARTZ, Professeure, Université Clermont Auvergne (Présidente du jury)

L'université n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les thèses : celles-ci sont propres à leurs auteurs.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer mes profonds remerciements à mes deux encadrants de thèse, Olivier Aznar et Kassoum Ayoub. Merci à eux pour la confiance qu'ils m'ont accordée dès le début de cette thèse, pour leur disponibilité constante, et pour m'avoir guidée avec rigueur et bienveillance tout au long de ces trois années. Merci à Olivier pour l'attention portée à mon intégration au sein de l'UMR Territoires et de VetAgro Sup, ainsi qu'aux conditions matérielles de réalisation de cette thèse, pour le regard attentif qu'il a porté à mon travail, et pour être resté constamment à l'écoute de mes aspirations. Merci à Kassoum pour l'appui précieux et la clarté qu'il a continuellement apportés à mes analyses, pour ses conseils avisés tout au long de la thèse, et pour son écoute toujours bienveillante. Le temps qu'ils m'ont tous les deux généreusement consacré, à travers des échanges constructifs et des relectures attentives, ainsi que la complémentarité de leurs approches et leur sens du partage des savoirs, m'ont offert un environnement de travail enrichissant, stimulant et formateur. Je les remercie vivement pour la qualité remarquable de leur encadrement.

Mes remerciements vont ensuite à ma référente ADEME, Alexandra Gentric, pour son suivi attentif de la thèse et ses retours toujours éclairants lors de nos échanges. Je remercie également Sébastien Bourdin et Lisette Ibanez d'avoir accepté d'être rapporteurs de cette thèse, ainsi que Sonia Schwartz et Tina Rambonilaza d'avoir accepté d'être examinatrices.

J'exprime ma profonde gratitude à l'ADEME et à VetAgro Sup pour le financement de la thèse.

Mes remerciements s'adressent également aux collègues de l'UMR Territoires pour leur accueil chaleureux et les réflexions stimulantes partagées au cours de ces trois années, notamment lors des séminaires « Économie, Institutions, Développement et Espaces Ruraux ». Je remercie tout particulièrement Philippe Jeanneaux et Chloé Duvivier pour leurs conseils et leurs remarques constructives lors des comités de suivi de la thèse, qui ont grandement contribué à enrichir mon travail. Un grand merci à Lionel Védrine pour sa disponibilité et pour les précieux éclairages qu'il m'a apportés sur les méthodes d'évaluation d'impact. Je remercie aussi Sandrine Bec et Jacques Méry pour leurs retours pertinents lors des comités de pilotage de la thèse.

Mes remerciements vont également aux collègues de VetAgro Sup, notamment ceux du département « Territoires et Société », pour leur accueil convivial et leurs encouragements. Merci aussi aux collègues de bureau (Suzel, Nolwenn, Nouria, Hélène, Morgane, Camille, Anatole, Maxime, Robin et Aimé) qui ont contribué à créer une atmosphère de travail harmonieuse au quotidien. Merci à Annabel Dabrigeon pour son accompagnement sur les aspects administratifs et à Sandrine Lagoutte pour son soutien lors de l'impression de la thèse.

Ma reconnaissance va également à toutes les personnes qui m'ont facilité l'accès à des données, en particulier du côté de l'ADEME : Odile Poulain, Muriel Bruschet, Fabienne Hillaire, ainsi que toute l'équipe gestionnaire de la base de données SINOE®. Je renouvelle mes remerciements à Claire Saugues et Nicolas Boutet (ADEME Auvergne-Rhône-Alpes, Clermont-Ferrand), à Bertrand Livet et Olivier Mezzalira (Syndicat pour la valorisation et le traitement des déchets ménagers et assimilés du Puy-de-Dôme – VALTOM), ainsi qu'à Bruno Macel (Direction de la gestion des déchets de Clermont Auvergne Métropole), pour le temps qu'ils nous ont consacré lors de nos échanges.

J'adresse mes chaleureux remerciements à ma famille, dont le soutien infaillible a été précieux dans la réalisation de cette thèse. Merci à Papa pour sa présence rassurante, son soutien constant et ses encouragements. Une pensée émue pour Maman, dont le souvenir continue d'illuminer mon chemin. Merci à mes mentors, Modou, Ablaye et Lamine, pour leur bienveillance, leur écoute et leurs conseils tout au long de mon parcours académique. Mes sincères remerciements vont également à Moth et à Mamour pour leur présence. Merci chaleureusement à Fatou et à Mouna pour leur générosité et leur soutien indéfectible. Un immense merci à Mariam pour sa fraternité, son amitié, ses encouragements et l'énergie qu'elle m'a apportée durant ces années de thèse. Enfin, merci à tous mes proches, dont la présence amicale et les encouragements m'ont accompagnée tout au long de ce parcours.

À mes chers parents, qui m'ont transmis la patience d'apprendre.

Qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

Table des matières

| | |
|--|-----------|
| Liste des acronymes et des abréviations..... | i |
| Résumé | ii |
| Abstract | iii |
| Introduction générale..... | 1 |
| I Enjeux et problématique de la recherche | 2 |
| II État de la littérature et cadre conceptuel | 5 |
| II.1 Revue de littérature sur la gestion des déchets ménagers et assimilés..... | 5 |
| II.2 Définition économique des déchets et particularité des biodéchets..... | 7 |
| II.3 La gestion des déchets, un service public local..... | 9 |
| III Structure de la thèse..... | 10 |
| Bibliographie | 13 |
| 1 Disparités spatiales de collecte des déchets ménagers en France : une analyse à l'échelle des départements..... | 19 |
| 1.1 Introduction..... | 20 |
| 1.2 Revue de littérature et originalité de notre étude | 21 |
| 1.3 Étude empirique de la gestion des déchets à l'échelle départementale..... | 23 |
| 1.3.1 Méthodologies et données utilisées | 24 |
| 1.3.2 Résultats et interprétations de l'ACP et de la classification..... | 24 |
| 1.4 Discussion : pistes d'amélioration des politiques publiques locales de gestion des déchets | 35 |
| 1.5 Conclusion | 37 |
| Bibliographie | 38 |
| Annexe A.1..... | 41 |
| 2 Assessing the impact of source separation solutions for biowaste on residual household waste: An analysis at the French intermunicipal level..... | 43 |
| 2.1 Introduction..... | 44 |
| 2.2 Literature review and contributions | 45 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 2.3 | Methodology | 47 |
| 2.4 | Data and descriptive statistics | 49 |
| 2.4.1 | Database and sample | 49 |
| 2.4.2 | Descriptive statistics | 51 |
| 2.5 | Results | 54 |
| 2.5.1 | Effect of source separation solutions for biowaste on residual household waste collected per capita | 54 |
| 2.5.2 | Specific effect of separate collection of biowaste on quantities of residual household waste collected per capita | 60 |
| 2.6 | Discussion and perspectives for local public waste management policies | 62 |
| 2.7 | Conclusion | 64 |
| | References | 66 |
| | Appendix A.2 | 69 |
| 3 | Assessing the eco-efficiency of inter-municipal waste management services in France ... | 71 |
| 3.1 | Introduction | 72 |
| 3.2 | Methodology | 74 |
| 3.2.1 | Selection of technology variables | 74 |
| 3.2.2 | Eco-efficiency estimation model | 76 |
| 3.2.3 | Estimating the effect of contextual variables | 78 |
| 3.3 | Data and descriptive statistics | 78 |
| 3.3.1 | Input-output variables | 79 |
| 3.3.2 | Contextual variables | 79 |
| 3.4 | Results and Discussion | 81 |
| 3.4.1 | Unconditional and conditional eco-efficiency scores | 81 |
| 3.4.2 | Effects of contextual variables on eco-efficiency | 82 |
| 3.5 | Conclusion | 87 |
| | References | 89 |
| | Appendix A.3 | 93 |

| | |
|--|------------|
| 4 The determinants of household food waste sorting | 97 |
| 4.1 Introduction..... | 98 |
| 4.2 Methodology | 100 |
| 4.2.1 Economic modeling of the decision by households to sort their food waste | 100 |
| 4.2.2 Introduction of factors explaining food waste sorting..... | 101 |
| 4.2.3 Estimation of model parameters | 102 |
| 4.3 Data, variables and descriptive statistics..... | 103 |
| 4.4 Results and Discussion..... | 106 |
| 4.5 Conclusion | 111 |
| References | 113 |
| Appendix A.4 | 116 |
| Conclusion générale | 121 |
| Bibliographie..... | 127 |
| Liste des figures | 142 |
| Liste des tableaux | 143 |

Liste des acronymes et des abréviations

ACP Analyse en Composantes Principales

ADEME Agence de la transition écologique

ATT Average Treatment Effect on the Treated

CAH Classification Ascendante Hiérarchique

DEA Data Envelopment Analysis

DMU Decision-Making Units

DPA Déchets de Produits Alimentaires

EJM Emballages-Journaux-Magazines

EPCI Établissement Public de Coopération Intercommunale

FDH Free Disposal Hull

GVIF Generalized Variance Inflation Factors

IMC Intermunicipal Cooperation entities

INSEE Institut National de la Statistique et des Études Économiques

Loi AGECE Loi relative à la Lutte contre le Gaspillage et à l'Économie Circulaire

Loi NOTRe Loi portant Nouvelle Organisation Territoriale de la République

LTECV Loi relative à la Transition Énergétique pour la Croissance Verte

OMR Ordures Ménagères Résiduelles

RHW Residual Household Waste

SINOE Système d'Information et d'Observation de l'Environnement

SFW Sorting Food Waste

TGAP Taxe Générale sur les Activités Polluantes

UE Union Européenne

Résumé

Cette thèse porte sur les politiques publiques locales de gestion des déchets ménagers et assimilés en France. Elle s'appuie sur des analyses économiques menées à trois échelles : les départements, les intercommunalités et les ménages. Les données utilisées proviennent principalement de la base SINOE® de l'Agence de la transition écologique (ADEME), ainsi que de l'INSEE. La première partie explore les disparités spatiales de performance en matière de collecte des déchets entre les départements français. Une analyse en composantes principales et une classification ascendante hiérarchique permettent d'établir une typologie des départements en fonction des quantités de déchets collectés et de leurs caractéristiques économiques et sociodémographiques. La deuxième partie propose une analyse originale de l'impact des solutions de tri à la source des biodéchets sur les quantités de déchets résiduels collectés par les intercommunalités et utilise la méthode des doubles différences. Elle examine également l'hétérogénéité de l'effet du tri à la source selon les caractéristiques économiques et sociodémographiques des intercommunalités. La troisième partie présente une première évaluation de l'éco-efficience des intercommunalités dans la gestion des déchets. À l'aide d'une méthode non paramétrique (*Free Disposal Hull*), elle analyse l'influence des caractéristiques économiques et sociodémographiques, ainsi que de la tarification incitative, sur l'éco-efficience. La quatrième partie analyse les déterminants individuels et territoriaux du tri à la source des déchets alimentaires en s'appuyant sur une enquête nationale auprès des ménages menée par l'ADEME en 2024. L'étude mobilise un modèle économique du comportement des ménages en matière de tri et repose sur une estimation empirique basée sur la régression logistique. Les résultats de la thèse montrent que les performances en matière de gestion des déchets sont fortement influencées par les caractéristiques territoriales : les zones denses, urbaines ou touristiques font face à des volumes importants de déchets. La thèse souligne également l'efficacité de la collecte séparée des biodéchets et de la tarification incitative dans la réduction des déchets résiduels. Elle montre enfin que l'engagement des ménages dans le tri des biodéchets dépend à la fois des caractéristiques de leur lieu de résidence (taille de la commune, accès à un jardin) et de facteurs individuels (sensibilité environnementale, qualité perçue de l'information reçue sur le tri). Cette thèse met ainsi en lumière les caractéristiques territoriales et individuelles, ainsi que les leviers d'action à la disposition des intercommunalités, qui favorisent une gestion durable des déchets ménagers et assimilés.

Mots-clés : Déchets ménagers et assimilés, Politiques publiques locales, Analyse économique, Éco-efficience, Biodéchets, Tarification incitative.

Abstract

The focus of this thesis is on local public policies related to the management of household waste in France. It consists of economic analyses conducted at three different levels: subregional (French departments) level, intermunicipal cooperation entity level, and household level. The data used come mainly from the SINOE® database of the French Agency for Ecological Transition (ADEME), as well as from INSEE. The first part explores spatial disparities in waste collection performance across French departments. A principal component analysis and a hierarchical cluster analysis are used to establish a typology of departments based on the quantities of waste collected and their economic and sociodemographic characteristics. The second part offers an original analysis of the impact of source separation solutions for biowaste on the quantities of residual waste collected by intermunicipal cooperation entities using a difference-in-differences method. It also examines the heterogeneity of the effects of biowaste source separation according to the economic and sociodemographic characteristics of the intermunicipal cooperation entities. The third part presents a first evaluation of the eco-efficiency of intermunicipal cooperation entities in waste management. Using a non-parametric method (Free Disposal Hull), it analyzes the influence of economic and sociodemographic characteristics, as well as waste pricing systems, on eco-efficiency. The fourth part analyzes the individual and territorial determinants of source separation of food waste, based on a national household survey conducted by ADEME in 2024. The study draws on an economic model of household behavior regarding waste sorting and relies on an empirical estimation using logistic regression. The thesis shows that waste management performance is strongly influenced by territorial characteristics: dense, urban, or tourist areas face large volumes of waste. The thesis also highlights the effectiveness of separate collection of biowaste and of incentive pricing in reducing residual waste. Finally, it shows that household engagement in biowaste sorting depends both on the characteristics of their area of residence (municipality size, access to a garden) and on individual factors (environmental awareness, perceived quality of information received on sorting). Overall, this thesis highlights territorial and individual characteristics, as well as the levers available to intermunicipal cooperation entities, that support sustainable management of household waste.

Keywords: Household waste, Local public policies, Economic analysis, Eco-efficiency, Biowaste, Incentive pricing.

Introduction générale

Au cours de ces dernières décennies, les préoccupations environnementales ont pris une place de plus en plus importante dans les politiques publiques de gestion des déchets. Le développement rapide de l'urbanisation et la montée en puissance de la publicité dans les années 1950 ont considérablement transformé les modes de consommation dans les pays industrialisés, en stimulant une demande croissante de biens et services (Lupton, 2011). Cette dynamique s'est traduite par une accélération des rythmes de production et de consommation, entraînant une augmentation importante des volumes de déchets générés. En France, par exemple, la quantité moyenne de déchets ménagers produite par personne et par an a plus que doublé en l'espace de soixante ans, passant d'environ 220 kg/habitant en 1960 (Defeuilley *et al.*, 1997) à 496 kg/habitant en 2020 (ADEME, 2023a). Dès lors, de nombreux auteurs (Galbraith, 1958 ; Vergara & Tchobanoglous, 2012) ont souligné les multiples externalités négatives associées à la société de consommation, notamment l'accumulation des déchets et leurs conséquences environnementales (pollution de l'air, de l'eau et des sols) ainsi que les coûts économiques liés à leur traitement. La gestion des volumes croissants de déchets s'est ainsi progressivement imposée comme un enjeu majeur de politique publique.

Dans les années 1970, la prise de conscience croissante des conséquences des pratiques non durables de gestion des déchets sur l'environnement et la santé publique a conduit à l'élaboration progressive d'un cadre réglementaire encadrant leur gestion. Le 15 juillet 1975, les institutions européennes adoptent la directive 75/442 relative aux déchets, posant ainsi les premières bases d'une politique communautaire en matière de gestion des déchets. En France, la transposition de cette directive se traduit par l'adoption, à la même date, de la loi n° 75-633 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux. Cette réglementation établit le principe de responsabilité du producteur ou détenteur de déchets. Elle précise que ce dernier est tenu d'assurer, ou de faire assurer, la gestion des déchets qu'il produit ou détient, jusqu'à leur valorisation ou élimination finale. Toutefois, reconnaissant que les ménages ne disposent pas des moyens nécessaires pour traiter eux-mêmes leurs déchets dans des conditions garantissant leur sécurité, la loi confie aux collectivités territoriales la responsabilité de mettre en œuvre localement les politiques nationales de gestion des déchets. Les communes et les établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) sont ainsi chargés de la gestion des déchets ménagers et assimilés, c'est-à-dire des déchets produits par les ménages et ceux

issus d'activités commerciales ou artisanales présentant des caractéristiques similaires (article L.2224-14 du Code général des collectivités territoriales).

Dans cette introduction, nous présentons d'abord les enjeux actuels de la gestion des déchets ménagers et assimilés et la problématique posée dans cette thèse (partie I). Nous proposons ensuite un état de la littérature existante et précisons le cadre conceptuel retenu (partie II). Enfin, nous détaillons la structure de la thèse en présentant les différents chapitres (partie III).

I Enjeux et problématique de la recherche

Depuis la directive relative aux déchets de 1975, la réglementation en matière de gestion des déchets ménagers et assimilés a considérablement évolué. Afin de limiter à la fois les quantités de déchets résiduels – c'est-à-dire les déchets ne faisant pas l'objet de tri sélectif – et la nocivité liée à leur mise en décharge ou à leur incinération, des politiques de prévention, de recyclage et de valorisation ont été développées (Attar, 2008). Dans cette dynamique, les biodéchets¹ ont été progressivement ciblés par les réglementations européennes et françaises. Leur tri et leur séparation des déchets résiduels sont abordés pour la première fois dans la directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999 relative à la mise en décharge des déchets. L'article 5 de cette directive impose aux États membres d'élaborer une stratégie nationale visant à réduire progressivement la mise en décharge des déchets biodégradables. Cependant, malgré ce cadre réglementaire européen, la gestion des biodéchets des ménages en France est longtemps restée fondée sur la seule volonté des collectivités territoriales, sans obligation légale uniforme à l'échelle nationale. Un tournant majeur s'opère en 2015 avec l'adoption de la loi n° 2015-992 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (LTECV), qui fixe pour objectif de généraliser, avant 2025, le tri à la source des biodéchets, c'est-à-dire le tri effectué par le producteur, avant tout mélange avec d'autres déchets. Cette référence à la généralisation s'explique par le fait que la loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010, dite « Grenelle II », entrée en vigueur le 1er janvier 2016, avait déjà instauré une obligation de tri à la source pour les producteurs générant plus de 10 tonnes de biodéchets par an. Ce seuil a ensuite été abaissé à 5 tonnes au 1er janvier 2023.

¹ Les biodéchets sont définis à l'article L. 541-1-1 du Code de l'environnement comme « *les déchets non dangereux biodégradables de jardin ou de parc, les déchets alimentaires ou de cuisine provenant des ménages, des bureaux, des restaurants, du commerce de gros, des cantines, des traiteurs ou des magasins de vente au détail, ainsi que les déchets comparables provenant des usines de transformation de denrées alimentaires* ».

En 2018, la directive (UE) 2018/851 du Parlement européen et du Conseil impose aux États membres de généraliser le tri à la source des biodéchets au plus tard le 31 décembre 2023. Pour se conformer à cette obligation, la France a adopté en février 2020 la loi n° 2020-105 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire (loi AGEC), qui transpose l'échéance fixée par la réglementation européenne dans le droit national. Ainsi, depuis le 1er janvier 2024, le tri à la source est devenu une obligation généralisée pour tous les producteurs de biodéchets, quelle que soit la quantité produite. Dans ce cadre, les intercommunalités occupent un rôle central : elles doivent garantir à chaque ménage l'accès à une solution de tri à la source des biodéchets, afin d'éviter leur mélange avec les déchets résiduels et de favoriser leur valorisation. Ces obligations récentes en matière de tri des biodéchets en font un sujet d'étude particulièrement pertinent pour analyser les politiques locales de gestion des déchets. C'est dans cette perspective que nous accordons une attention particulière à cette catégorie de déchets dans cette thèse.

Les biodéchets représentent en moyenne 33 % des déchets résiduels d'un ménage français, soit environ 83 kg sur un total de 254 kg de déchets résiduels produits par habitant et par an (ADEME, 2021b). Cela correspond à 5,5 millions de tonnes de biodéchets qui, chaque année, sont incinérés ou mis en décharge avec les déchets résiduels, au lieu d'être valorisés, ce qui soulève d'importants enjeux environnementaux et économiques. En raison de leur forte teneur en eau, les biodéchets nécessitent une importante quantité d'énergie pour être incinérés (INEC, 2018). Lorsqu'ils sont mis en décharge, ils fermentent et se décomposent, entraînant l'émission de grandes quantités de méthane (CH₄), dont le potentiel de réchauffement global est 25 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone (CO₂) (INRA, 2015). À l'inverse, le tri à la source des biodéchets en vue de leur valorisation permettrait de réduire à la fois l'empreinte carbone du secteur des déchets et les coûts de gestion, notamment face à l'augmentation progressive de la taxe générale sur les activités polluantes² (ADEME, 2022). De nombreuses études (par exemple, Colón Jordà *et al.*, 2015 ; Chazirakis *et al.*, 2023) ont par ailleurs mis en évidence les bénéfices environnementaux du compostage ou de la méthanisation des biodéchets³, en

² La taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) s'applique à la mise en décharge de déchets dangereux et non dangereux, ainsi qu'à leur traitement par incinération. L'article 24 de la loi n°2018-1317 du 28 décembre 2018 de finances pour 2019 prévoit son augmentation progressive jusqu'en 2025, afin d'inciter au tri et à la valorisation matière ou organique des déchets.

³ Le compostage est un processus de décomposition aérobie contrôlée de matières organiques par des micro-organismes, aboutissant à la production d'un amendement stable, semblable à de l'humus : le compost (USDA, 2000). La méthanisation, quant à elle, est un procédé biologique anaérobie permettant la dégradation de matières organiques, produisant un biogaz principalement composé de méthane, ainsi qu'une matière fertilisante appelée digestat (INEC, 2018).

comparaison à leur incinération ou à leur mise en décharge. Ces études soulignent notamment que le compostage favorise le recyclage de la matière organique tout en encourageant l'utilisation d'engrais naturels, contribuant ainsi à la régénération des sols dégradés et à la restauration de leur fertilité (Pergola *et al.*, 2018). La méthanisation des biodéchets, quant à elle, permet la production de biogaz injectable dans les réseaux de chaleur ou de gaz (Bourdin *et al.*, 2019), et un digestat dont les performances agronomiques sont bien documentées dans la littérature (Koszel & Lorencowicz, 2015 ; Jankauskienė *et al.*, 2024).

Toutefois, malgré le cadre réglementaire et les enjeux identifiés, le tri à la source des biodéchets reste encore insuffisamment mis en œuvre en France, en comparaison, par exemple, à d'autres pays européens comme l'Allemagne, l'Autriche ou la Suède (ADEME, 2013). Un an après l'entrée en vigueur de la loi AGEC, seules 50 % de la population disposent d'une solution de tri à la source des biodéchets mise en place par leur intercommunalité (ADEME, 2025). En parallèle, l'Agence de la transition écologique (ADEME, 2025) souligne que l'absence de solutions adaptées proposées par les intercommunalités constitue l'un des principaux freins aux pratiques de tri des déchets alimentaires. Dans ce contexte, il apparaît essentiel d'analyser les facteurs de réussite des différentes solutions de tri mises en œuvre par les intercommunalités françaises, ainsi que leur capacité à favoriser le tri à la source et la valorisation des biodéchets.

La question centrale posée dans cette thèse est la suivante : quelles sont les caractéristiques territoriales et individuelles, ainsi que les leviers d'action à la disposition des intercommunalités, qui favorisent une gestion durable des déchets ménagers et assimilés en France ? Par gestion durable, nous entendons la prévention des déchets, ainsi que le tri et la séparation des déchets recyclables des déchets résiduels, afin d'éviter leur incinération ou leur mise en décharge, et de favoriser leur valorisation. Les déchets recyclables désignent notamment les biodéchets, auxquels nous portons une attention particulière, ainsi que les déchets recyclables secs (verres, emballages, papiers), qualifiés ainsi par opposition aux biodéchets qui sont fermentescibles.

Pour répondre à cette problématique, trois sous-questions sont formulées :

- i) Quelles caractéristiques économiques et sociodémographiques des intercommunalités favorisent la réduction des quantités de déchets résiduels et l'amélioration de l'éco-efficience dans la gestion des déchets ?

- ii) Quels rôles jouent le tri à la source des biodéchets et la tarification incitative dans la réduction des quantités de déchets résiduels et dans l'amélioration de l'efficacité des intercommunalités ?
- iii) Quels sont les déterminants individuels, territoriaux et les politiques locales des intercommunalités qui favorisent le tri à la source des biodéchets par les ménages ?

II État de la littérature et cadre conceptuel

Afin de situer notre recherche dans la littérature existante et de poser les bases conceptuelles de la thèse, cette section propose d'abord une revue des travaux consacrés à la gestion des déchets ménagers et assimilés, en identifiant les principales avancées et les lacunes persistantes. Elle présente ensuite une définition économique des déchets, en mettant en lumière les spécificités des biodéchets. Enfin, elle montre que la gestion des déchets peut être appréhendée comme un service public local, assuré par les intercommunalités à destination des habitants de leur territoire.

II.1 Revue de littérature sur la gestion des déchets ménagers et assimilés

Plusieurs études européennes ont analysé les disparités spatiales des performances de collecte des déchets à l'échelle des collectivités territoriales : Abbott *et al.* (2011) au Royaume-Uni, Hage *et al.* (2018) en Suède, Romano *et al.* (2022) en Italie. Elles mettent en relation ces performances avec des caractéristiques territoriales telles que le nombre d'habitants, la densité de population, le taux d'urbanisation, le tourisme ou encore le revenu. Par ailleurs, une part significative de la littérature s'intéresse à l'efficacité économique et environnementale des collectivités en charge de la gestion des déchets : Sarra *et al.* (2017) ; Lo Storto (2021) ; Daraio *et al.* (2024) en Italie, Expósito & Velasco (2018) ; Delgado-Antequera *et al.* (2021) en Espagne. Les résultats de ces études, souvent contrastés, révèlent que les performances de collecte des déchets varient selon les caractéristiques territoriales, soulignant ainsi la nécessité d'en tenir compte dans l'évaluation des politiques publiques de gestion des déchets. Ces dernières ont principalement été étudiées à travers les instruments économiques incitatifs, par exemple Tsai & Sheu (2009) à Taïwan, Allers & Hoeben (2010) aux Pays-Bas, Usui & Takeuchi (2014) au Japon, Gatier (2016) en France, Valente (2023) en Italie. Ces recherches montrent généralement que la tarification incitative contribue à réduire les quantités de déchets résiduels. En revanche, les études analysant l'impact des politiques publiques de tri à la source sur les quantités de déchets collectés restent peu nombreuses (Alacevich *et al.*, 2021). Plus

spécifiquement, peu de recherches portent sur l'efficacité des politiques de tri à la source des biodéchets. En s'intéressant à cette question, Alacevich *et al.* (2021) mettent en évidence que les solutions de tri à la source des biodéchets conduisent à une augmentation des déchets recyclables secs et à une réduction des déchets résiduels en Suède. Cette étude, basée sur des données individuelles des ménages, apporte des enseignements précieux sur l'efficacité du tri à la source des biodéchets. Toutefois, une analyse à l'échelle des intercommunalités, responsables de la mise en œuvre des politiques de tri à la source des biodéchets, permettrait d'en évaluer l'efficacité et d'identifier les facteurs territoriaux favorisant leur réussite. Ek & Miliute-Plepiene (2018), dans une étude menée auprès de municipalités suédoises, montrent que les politiques de collecte séparée des biodéchets génèrent des effets d'entraînement en favorisant un meilleur tri des emballages. Leur analyse ne prend cependant pas en compte les spécificités territoriales des municipalités étudiées.

Parallèlement, de nombreuses études ont identifié les déterminants et obstacles au tri des déchets par les ménages. Ces travaux se concentrent soit sur des types spécifiques de déchets (Lagarenne & Wiltgen (2001), sur le verre, les emballages et les piles en France ; Saphores *et al.* (2012), sur les déchets électroniques en Californie), soit abordent le tri et le recyclage des déchets dans leur globalité (Timlett & Williams (2011) en Angleterre). Ces recherches montrent que les pratiques de tri varient en fonction du type de déchet, des caractéristiques sociodémographiques des ménages, des spécificités territoriales, des infrastructures disponibles (Hansmann *et al.*, 2006 ; Saphores *et al.*, 2012). Quelques études ont spécifiquement analysé les facteurs facilitant ou freinant la participation au tri ou au compostage des biodéchets : Edgerton *et al.* (2009) en Écosse, Bernstad (2014) en Suède, Oehman *et al.* (2022) aux États-Unis. Cependant, comme le souligne la revue systématique récente de Naujokas & Bobinaite (2025), la littérature portant sur les déterminants du tri à la source des biodéchets reste relativement limitée. En outre, les études existantes sur ce sujet (par exemple, Edgerton *et al.*, 2009 ; Bernstad, 2014 ; Oehman *et al.*, 2022) ne prennent généralement pas en compte les spécificités territoriales des zones de résidence des ménages, à la différence de certaines analyses portant sur les déchets recyclables secs, qui intègrent ces dimensions (par exemple, Lagarenne & Wiltgen, 2001).

En résumé, bien que la littérature sur la gestion des déchets ménagers et assimilés soit abondante, certaines questions, relatives à l'évaluation des politiques publiques de tri des déchets, restent peu explorées. Les études évaluant les politiques publiques de tri des déchets, intègrent rarement les caractéristiques territoriales, pourtant déterminantes au regard des fortes

disparités spatiales observées dans les performances de gestion des déchets. Par ailleurs, peu d'études se sont spécifiquement intéressées à l'évaluation de l'impact des solutions de tri à la source des biodéchets sur la réduction des quantités de déchets résiduels, alors que c'est un objectif majeur des politiques de tri. De même, l'analyse des dispositifs mis en œuvre par les intercommunalités et l'étude des déterminants du tri des biodéchets par les ménages restent largement inexplorées dans le contexte français. Cette thèse vise à combler ces lacunes en apportant trois contributions. D'abord, elle identifie les caractéristiques territoriales favorisant la réduction des déchets résiduels et l'amélioration de la performance économique et environnementale (éco-efficience) dans la gestion des déchets. Ensuite, elle évalue les effets du tri à la source des biodéchets et de la tarification incitative sur les quantités de déchets résiduels, en tenant compte des spécificités territoriales. Enfin, elle étudie les facteurs individuels, territoriaux et les politiques locales incitant les ménages à trier leurs biodéchets. En combinant ces analyses à l'échelle des intercommunalités et des ménages, cette thèse vise à identifier des facteurs et leviers d'action favorables à l'amélioration des politiques locales de gestion des déchets, notamment celles relatives aux biodéchets, dans un contexte français encore peu étudié.

II.2 Définition économique des déchets et particularité des biodéchets

En économie, un bien ou une marchandise est généralement associé à une valeur marchande positive. Dans un contexte de marché concurrentiel, le prix et la quantité échangée s'établissent à l'équilibre par la confrontation de l'offre et de la demande. Dans cette perspective d'économie de marché, les déchets ont été assimilés à des marchandises à prix nul ou négatif (Jevons, 1871). Bertolini (1998) définit le déchet comme tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'usage, qui ne présente plus ni valeur d'usage (utilité nulle ou négative), ni valeur d'échange (valeur marchande nulle ou négative) pour son détenteur. Le prix négatif associé au déchet traduit une désutilité : le détenteur subit une gêne, un coût ou un risque, ce qui le motive à payer pour s'en débarrasser. Contrairement aux produits classiques, pour lesquels les flux physiques et monétaires sont inverses, les déchets donnent lieu à des flux convergents : le producteur ou détenteur paie pour transmettre le déchet (Bertolini, 1996). Nous nous appuyons sur ces deux caractéristiques fondamentales – absence de valeur d'usage et de valeur d'échange – pour définir les biodéchets au sens économique.

L'utilité d'un biodéchet peut être perçue comme variable selon son détenteur (ménage, agriculteur, méthaniseur). Il convient toutefois de dépasser cette subjectivité intrinsèque à

l'utilité en précisant que le biodéchet, en tant que tel, ne possède aucune valeur d'usage tant qu'il n'a pas été transformé ou valorisé. Bertolini (1998) illustre cette idée à travers l'exemple des emballages, qui ne présentent pas d'utilité intrinsèque, celle-ci relevant uniquement du service qu'ils rendent vis-à-vis du produit qu'ils accompagnent. Sur cette base, nous avançons une première définition du biodéchet, inspirée de la définition du déchet formulée par l'économie de l'environnement (Porter, 2002). Le biodéchet est avant tout un produit (biodégradable) issu d'activités de production ou de consommation, dont l'élimination engendre un coût pour son détenteur. En ce sens, il possède une valeur économique nulle et peut générer une désutilité, ce qui justifie la priorité donnée à la prévention, notamment à travers la lutte contre le gaspillage alimentaire. Cependant, en raison de la nature même des denrées alimentaires, dont certaines parties sont non comestibles, la production de biodéchets ne peut être totalement évitée. Il convient donc de s'intéresser à la phase post-production. Une fois produits, les biodéchets présentent un potentiel de valorisation : ils deviennent alors des « ressources latentes », c'est-à-dire des déchets qui, bien que dépourvus de valeur économique immédiate, peuvent acquérir une valeur d'usage, et potentiellement une valeur d'échange, sous certaines conditions (tri et valorisation par compostage ou méthanisation). Après valorisation, le biodéchet transformé devient un bien économique, doté d'une valeur d'usage et d'une valeur d'échange, pouvant être réintégré dans les processus de production. Nous distinguons ainsi trois phases successives dans la définition économique du biodéchet, résumées dans le tableau 1.

Tableau 1 : Définition économique du biodéchet

| Phase | Statut du biodéchet | Valeur économique | Intervention requise |
|--------------------|---------------------|-----------------------------------|--|
| Avant production | Déchets à éviter | Négative ou nulle | Prévention, lutte contre le gaspillage alimentaire |
| Après production | Ressource latente | Nulle ou potentiellement positive | Tri, compostage, collecte, méthanisation |
| Après valorisation | Bien économique | Positive | Distribution, réutilisation |

Ce processus illustre le passage d'un déchet à valeur négative ou nulle à un bien à valeur économique positive. Cette transition n'est pas automatique : elle nécessite généralement un cadre institutionnel, incluant des règles et normes appropriées. En France, elle repose sur l'intervention des intercommunalités qui, dans le cadre du service public de gestion des déchets, ont la responsabilité de fournir aux ménages les moyens nécessaires au compostage, ainsi qu'au tri et à la collecte des biodéchets.

II.3 La gestion des déchets, un service public local

La gestion des déchets englobe l'ensemble des activités visant la prise en charge des déchets, depuis leur production jusqu'à leur valorisation ou leur élimination finale. En France, elle s'appuie sur un cadre réglementaire à la fois européen et national, décliné aux échelles régionale et locale. Les plans régionaux de prévention et de gestion des déchets (PRPGD) fixent les orientations stratégiques en matière de prévention, de recyclage et de valorisation, et constituent un cadre de référence pour les acteurs publics locaux. À l'échelle locale, la gestion des déchets ménagers et assimilés relève essentiellement de la compétence des intercommunalités, tenues par la loi de mettre en œuvre des politiques adaptées aux spécificités de leur territoire. La gestion des déchets peut ainsi être considérée comme un service public local tel que défini par Derycke & Huntzinger (1986) : « *un service dont la consommation est collective et dont l'offre est limitée à des territoires déterminés, sous la responsabilité d'une autorité publique qui en assure le financement, la fourniture et la gestion* ».

Les services publics locaux d'environnement, comme la gestion des déchets, reposent souvent sur la coproduction du service, impliquant une participation active des ménages (usagers du service) à sa mise en œuvre (Aznar *et al.*, 2014). Ainsi, Tarrisse-Vicard *et al.* (2013) soulignent que, pour impliquer les usagers dans le service de gestion des déchets, les collectivités territoriales mobilisent différents instruments : techniques (relatifs aux modalités de collecte), économiques (liés à la tarification) et informationnels (visant à sensibiliser les usagers). Pour les déchets recyclables secs, la solution technique la plus couramment retenue par les intercommunalités consiste à organiser une collecte spécifique, effectuée en porte-à-porte ou par le biais de points d'apport volontaire. Ces déchets sont ensuite dirigés vers des centres de tri et de recyclage. De manière similaire, les biodéchets peuvent faire l'objet d'une collecte dédiée, en porte-à-porte ou via des dispositifs d'apport volontaire, avant d'être acheminés vers des unités de compostage industriel ou de méthanisation en vue de leur valorisation. Dans cette configuration, l'utilisateur joue le rôle de « producteur-trieur » de ses biodéchets, tandis que la collectivité territoriale agit comme prestataire du service. Dans le cas de l'apport volontaire, la responsabilité de l'utilisateur est plus importante qu'en collecte en porte-à-porte, puisqu'il doit acheminer lui-même ses déchets jusqu'au point de dépôt prévu (dans des bacs ou bornes de collecte). À la différence des déchets recyclables secs, les biodéchets peuvent faire l'objet d'une gestion spécifique : le compostage de proximité. Celui-ci consiste à installer des composteurs individuels (chez l'habitant) ou partagés (à l'échelle d'un quartier ou en pied

d'immeuble), permettant aux ménages de gérer eux-mêmes leurs biodéchets. Cette approche, plus décentralisée, implique une implication plus forte de l'utilisateur, qui passe du statut de « producteur-trieur » à celui de « producteur-gestionnaire » de ses biodéchets (Boespflug *et al.*, 2021). Il devient ainsi un acteur à part entière du service, participant directement à sa mise en œuvre et à son fonctionnement. Dans ce cas, même si la collectivité n'assure plus directement la valorisation des biodéchets, elle reste responsable de fournir le matériel et d'accompagner les habitants. En gérant ses biodéchets à proximité et en valorisant le compost produit dans son jardin ou dans des espaces partagés, l'utilisateur joue le rôle de « producteur-utilisateur » du compost. Il dépasse ainsi la coproduction du service de gestion des déchets pour contribuer pleinement au développement d'une filière locale de recyclage et de valorisation de la matière organique.

Les solutions de gestion des déchets mises en place au niveau local peuvent varier selon les objectifs des collectivités, mais aussi en fonction de leur contexte social et territorial (Tarrisse-Vicard *et al.*, 2013 ; Durand & Bacconnier, 2021). Quelle que soit l'articulation de ces solutions, l'enjeu central reste l'alignement entre les objectifs des intercommunalités et l'engagement des usagers pour assurer une gestion efficace des déchets. Cela suppose de bien comprendre les politiques locales et d'en évaluer la pertinence au regard des spécificités territoriales. De plus, la complexité des interventions publiques, liée à la diversité des objectifs et des dispositifs mobilisables, rend indispensables des évaluations empiriques pour identifier les solutions les plus efficaces (Bozio & Grenet, 2010).

III Structure de la thèse

Les réponses aux questions de recherche posées dans cette thèse sont apportées à travers quatre chapitres, qui mobilisent des approches méthodologiques différentes et complémentaires, permettant de mettre en lumière les leviers d'action à la disposition des intercommunalités et les facteurs favorisant une gestion durable des déchets.

Le premier chapitre de la thèse étudie les disparités spatiales des performances de collecte des déchets à l'échelle des départements. Il exploite les données du système d'information et d'observation de l'environnement (SINOE®) de l'ADEME, qui fournit notamment des informations sur la collecte des déchets, complétées par des données économiques et sociodémographiques issues de l'INSEE. En utilisant les méthodes d'analyse en composantes principales (ACP) et de classification ascendante hiérarchique (CAH), une typologie des

départements est construite, basée sur leur performance en matière de collecte des déchets et sur des variables territoriales telles que la densité de population, le taux de pauvreté, le degré d'urbanisation, le niveau d'éducation et la capacité d'hébergement touristique. Ce chapitre met en évidence les caractéristiques économiques et sociodémographiques associées à des taux élevés de collecte des déchets, recyclables ou résiduels, et souligne l'importance de les prendre en compte dans la conception et l'évaluation des politiques locales de gestion des déchets.

Le deuxième chapitre de la thèse est consacré à l'évaluation des effets des politiques de tri à la source des biodéchets sur les quantités de déchets résiduels collectés par habitant. Il mobilise les données SINOE® et les données de l'INSEE, ainsi que la méthode des doubles différences, appliquée à un échantillon de 240 intercommunalités françaises. L'analyse examine également l'hétérogénéité des effets de ces politiques selon plusieurs variables économiques et sociodémographiques. Ce chapitre souligne les difficultés spécifiques rencontrées par certains territoires – tels que les zones touristiques ou à forte densité de population – et montre le rôle déterminant de la tarification incitative ainsi que de la collecte séparée des biodéchets dans la réduction des déchets résiduels. Il propose enfin des pistes pour mieux adapter les politiques de gestion des déchets aux caractéristiques locales.

Le troisième chapitre de la thèse s'intéresse à l'analyse de l'éco-efficience des intercommunalités dans la gestion des déchets. L'éco-efficience, telle que définie dans ce chapitre, mesure la capacité des intercommunalités à réduire simultanément les coûts de gestion et les quantités de déchets résiduels, pour un niveau donné de collecte séparée des déchets recyclables. Cette analyse repose sur la méthode non paramétrique *Free Disposal Hull*, appliquée à un panel non équilibré de 727 intercommunalités françaises, à partir des données de la base SINOE®. Ce chapitre identifie les facteurs territoriaux favorables à une optimisation du service public de gestion des déchets, et montre que la tarification incitative constitue un levier important pour améliorer l'éco-efficience.

Le quatrième chapitre de la thèse analyse les facteurs explicatifs du tri des déchets alimentaires par les ménages. Cette analyse repose sur les données d'une enquête nationale menée en 2024 par l'ADEME auprès d'un échantillon de 1020 ménages français. Le chapitre se concentre spécifiquement sur les déchets alimentaires, en cohérence avec le champ couvert par cette enquête. Un modèle théorique du comportement des ménages en matière de tri des déchets est d'abord élaboré, servant de base à la spécification empirique. Celle-ci est ensuite estimée à l'aide d'un modèle de régression logistique. Ce chapitre met en lumière les

caractéristiques individuelles et territoriales – telles que la sensibilité environnementale, la taille de la commune de résidence ou l’accessibilité à un jardin – ainsi que certains leviers d’action, comme l’information et la sensibilisation, qui favorisent le tri des déchets alimentaires par les ménages.

Les différentes parties développées dans cette introduction ont permis de définir le cadre général de la thèse, en exposant le contexte et les enjeux, en précisant ses apports au regard de la littérature existante, et en présentant les fondements conceptuels mobilisés. Les chapitres qui suivent détaillent les démarches méthodologiques adoptées pour identifier les facteurs et les leviers d’action favorables à une gestion durable des déchets ménagers et assimilés.

Bibliographie

- Abbott, A., Nandeibam, S., & O'Shea, L. (2011). Explaining the variation in household recycling rates across the UK. *Ecological Economics*, 70(11), 2214-2223.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.06.028>
- ADEME. (2013). *État de l'art de la collecte séparée et de la gestion de proximité des biodéchets – Analyse comparative*.
<https://expertises.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/Rapport-Biodechets.pdf>
- ADEME. (2021b). *MODECOMTM 2017 Campagne nationale de caractérisation des déchets ménagers et assimilés*.
- ADEME. (2022). *Évaluation de la généralisation du tri à la source des biodéchets*.
<https://bibliothèque.ademe.fr/economie-circulaire-et-dechets/5904-evaluation-de-la-generalisation-du-tri-a-la-source-des-biodechets.html>
- ADEME. (2023a). *Déchets chiffres-clés Édition Juin 2023*. <https://bibliothèque.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/4351-modecom-2017-campagne-nationale-de-caracterisation-des-dechets-menagers-et-assimiles.html>
- ADEME. (2025). *Un an après sa mise en place, quel bilan peut-on tirer du tri à la source des biodéchets ?* ADEME Infos. <https://infos.ademe.fr/economie-circulaire-dechets/2025/un-an-apres-sa-mise-en-place-quel-bilan-peut-on-tirer-du-tri-a-la-source-des-biodechets/>
- Alacevich, C., Bonev, P., & Söderberg, M. (2021). Pro-environmental interventions and behavioral spillovers: Evidence from organic waste sorting in Sweden. *Journal of Environmental Economics and Management*, 108, 102470.
<https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102470>
- Allers, M. A., & Hoeben, C. (2010). Effects of Unit-Based Garbage Pricing: A Differences-in-Differences Approach. *Environmental and Resource Economics*, 45(3), 405-428.
<https://doi.org/10.1007/s10640-009-9320-6>
- Attar, M. (2008). *Les enjeux de la gestion des déchets ménagers et assimilés en France en 2008* (13 ; Avis et Rapport du Conseil économique et social, p. 124).
https://www.lecese.fr/sites/default/files/pdf/Avis/2008/2008_13_michele_attar.pdf
- Aznar, O., Déprés, C., & Tarrisse-Vicard, F. (2014). Chapitre 13. Collectivités territoriales et services publics locaux d'environnement : Enjeux pour les espaces ruraux. In *Repenser l'économie rurale* (p. 199-212). Éditions Quæ.
<https://doi.org/10.3917/quae.jean.2014.01.0199>

- Bernstad, A. (2014). Household food waste separation behavior and the importance of convenience. *Waste Management*, 34(7), 1317-1323.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.013>
- Bertolini, G. (1996). Recherche sur les déchets en économie et en sociologie : Un état de l'art : Partie 1. Recherche en économie. *Environnement, Ingénierie & Développement*, N°2-2ème Trimestre 1996. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.590>
- Bertolini, G. (1998). Qu'est-ce qu'un déchet ? Le droit européen rejette l'acceptation économique. *Environnement, Ingénierie & Développement*.
- Boespflug, M., Carré, C., & Lamarche, T. (2021). Biodéchets : Retour d'expériences de commoning autour du compostage de proximité. *Flux*, 124-125(2-3), 12-26.
<https://doi.org/10.3917/flux1.124.0012>
- Bozio, A., & Grenet, J. (2010). VI. L'évaluation des politiques publiques. *Repères*, 107-117.
- Chazirakis, P., Giannis, A., & Gidarakos, E. (2023). Material flow and environmental performance of the source segregated biowaste composting system. *Waste Management*, 160, 23-34. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.02.005>
- Colón Jordà, J., Cadena, E., Pognani, M., Maulini Duran, C., Barrena Gómez, R., Sanchez, A., Font i Segura, X., & Artola Casacuberta, A. (2015). *Environmental burdens of source-selected biowaste treatments: Comparing scenarios to fulfil the European Union landfill directive. The case of Catalonia*. <https://recercat.cat/handle/2072/430473>
- Daraio, C., Di Leo, S., & Simar, L. (2024). Viable eco-efficiency targets for waste collection communities. *Scientific Reports*, 14(1), 15038. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-66077-y>
- Defeuilley, C., Lupton, S., & Serret, Y. (1997). The French household waste regime. *Document de travail, CIRED, Paris*.
- Delgado-Antequera, L., Gémar, G., Molinos-Senante, M., Gómez, T., Caballero, R., & Salgado Garrido, R. (2021). Eco-efficiency assessment of municipal solid waste services: Influence of exogenous variables. *Waste Management*, 130, 136-146.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.022>
- Derycke, P.-H., & Huntzinger, H. (1986). *Pour une analyse socio-économique des services collectifs territoriaux*. 31(1), 6-18.
- Durand, M., & Bacconnier, S. (2021). Le service public des déchets : Quelles limites ? *Raison présente*, 220(4), 19-28. <https://doi.org/10.3917/rpre.220.0019>

- Edgerton, E., McKechnie, J., & Dunleavy, K. (2009). Behavioral Determinants of Household Participation in a Home Composting Scheme. *Environment and Behavior*, 41(2), 151-169. <https://doi.org/10.1177/0013916507311900>
- Ek, C., & Miliute-Plepiene, J. (2018). Behavioral spillovers from food-waste collection in Swedish municipalities. *Journal of Environmental Economics and Management*, 89, 168-186. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.01.004>
- Expósito, A., & Velasco, F. (2018). Municipal solid-waste recycling market and the European 2020 Horizon Strategy: A regional efficiency analysis in Spain. *Journal of Cleaner Production*, 172, 938-948. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.221>
- Galbraith, J. K. (1958). *The Affluent Society*. Houghton Mifflin.
- Gatier, A. (2016). *La tarification incitative de la gestion des ordures ménagères—Quels impacts sur les quantités collectées ?* Études et documents n° 140 du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD).
- Hage, O., Sandberg, K., Söderholm, P., & Berglund, C. (2018). The regional heterogeneity of household recycling: A spatial-econometric analysis of Swedish plastic packing waste. *Letters in Spatial and Resource Sciences*, 11(3), 245-267. <https://doi.org/10.1007/s12076-017-0200-3>
- Hansmann, R., Bernasconi, P., Smieszek, T., Loukopoulos, P., & Scholz, R. W. (2006). Justifications and self-organization as determinants of recycling behavior: The case of used batteries. *Resources, Conservation and Recycling*, 47(2), 133-159. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.10.006>
- INEC, Institut National de l'Économie Circulaire. (2018). *Tri à la source des biodéchets*. <https://institut-economie-circulaire.fr/wp-content/uploads/2018/04/focus-tri-a-la-source-des-biodechets-et-economie-circulaire-vcv4.pdf>
- INRA, Institut National de la Recherche Agronomique. (2015). *L'adaptation au changement climatique* (Édition française de Scientific American). <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/cahier-special-accap-pour-la-science-l-adaptation-au-changement-climatique-fr.pdf>
- Jankauskienė, J., Laužikė, K., & Kaupaitė, S. (2024). The Use of Anaerobic Digestate for Greenhouse Horticulture. *Agronomy*, 14(10), Art. 10. <https://doi.org/10.3390/agronomy14102437>

- Koszel, M., & Lorencowicz, E. (2015). Agricultural Use of Biogas Digestate as a Replacement Fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 7, 119-124. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.12.004>
- Lagarenne, C., & Wiltgen, S. (2001). *Déterminants des comportements de tri des ménages*. Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale. Série Etudes 01-E04. Ministère de l'environnement. <https://side.developpement-durable.gouv.fr/Default/doc/SYRACUSE/320134/determinants-des-comportements-de-tri-des-menages>
- Lo Storto, C. (2021). Effectiveness-efficiency nexus in municipal solid waste management: A non-parametric evidence-based study. *Ecological Indicators*, 131, 108185. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108185>
- Lupton, S. (2011). *Économie des déchets. Une approche institutionnaliste*. De Boeck.
- Ma, J., & Hipel, K. W. (2016). Exploring social dimensions of municipal solid waste management around the globe – A systematic literature review. *Waste Management*, 56, 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.041>
- Naujokas, G., & Bobinaite, V. (2025). Understanding Food Waste Sorting Practices: Insights from a Systematic Review. *Sustainability*, 17(9), Art. 9. <https://doi.org/10.3390/su17094236>
- Oehman, J. M., Babbitt, C. W., & Flynn, C. (2022). What predicts and prevents source separation of household food waste? An application of the theory of planned behavior. *Resources, Conservation and Recycling*, 186, 106492. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106492>
- Pergola, M., Persiani, A., Palese, A. M., Di Meo, V., Pastore, V., D'Adamo, C., & Celano, G. (2018). Composting: The way for a sustainable agriculture. *Applied Soil Ecology*, 123, 744-750. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.016>
- Porter, R. C. (2002). *The Economics of Waste*. Routledge.
- Romano, G., Lombardi, G. V., Rapposelli, A., & Gastaldi, M. (2022). The factors affecting Italian provinces' separate waste-collection rates: An empirical investigation. *Waste Management*, 139, 217-226. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.037>
- Saphores, J.-D. M., Ogunseitan, O. A., & Shapiro, A. A. (2012). Willingness to engage in a pro-environmental behavior: An analysis of e-waste recycling based on a national survey of U.S. households. *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 49-63. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.12.003>

- Sarra, A., Mazzocchitti, M., & Rapposelli, A. (2017). Evaluating joint environmental and cost performance in municipal waste management systems through data envelopment analysis: Scale effects and policy implications. *Ecological Indicators*, 73, 756-771. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.035>
- Tarrisse-Vicard, F., Conte, J. L., Aznar, O., Antoni, A., Ferzli, R., & Gouet, J. (2013). Gestion des déchets ménagers : Comment les collectivités françaises mobilisent-elles leurs usagers ? *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 13-1, Art. 13-1. <https://doi.org/10.4000/vertigo.13417>
- Timlett, R., & Williams, I. D. (2011). The ISB model (infrastructure, service, behaviour): A tool for waste practitioners. *Waste Management*, 31(6), 1381-1392. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.12.010>
- Tsai, T.-H., & Sheu, S.-J. (2009). Will unit-pricing enhance recycling? *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 16(2), 102-108. <https://doi.org/10.1080/13504500902796765>
- USDA, United States department of agriculture. (2000). Part 637 Environmental Engineering National Engineering Handbook; 210-VI-NEH, February 2000. https://irrigationtoolbox.com/NEH/Part637_EnvironmentalEngineering/H_210_637_02.pdf
- Usui, T., & Takeuchi, K. (2014). Evaluating Unit-Based Pricing of Residential Solid Waste: A Panel Data Analysis. *Environmental and Resource Economics*, 58(2), 245-271. <https://doi.org/10.1007/s10640-013-9702-7>
- Valente, M. (2023). Policy evaluation of waste pricing programs using heterogeneous causal effect estimation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 117, 102755. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2022.102755>
- Vergara, S. E., & Tchobanoglous, G. (2012). Municipal Solid Waste and the Environment: A Global Perspective. *Annual Review of Environment and Resources*, 37(Volume 37, 2012), 277-309. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-050511-122532>

Chapitre 1

1 Disparités spatiales de collecte des déchets ménagers en France : une analyse à l'échelle des départements*

Résumé

Nous étudions les différences de performances de collecte des déchets entre les départements français et les facteurs en lien avec ces disparités, afin d'identifier des pistes d'amélioration de la collecte des déchets. À l'aide d'une analyse en composantes principales et d'une classification ascendante hiérarchique, nous créons une typologie en quatre classes des départements en fonction des quantités de déchets collectés par habitant et mettons en relation les différences de performances de collecte des déchets avec des variables économiques et sociodémographiques. Nos résultats mettent en évidence que les quatre classes de départements identifiés présentent des spécificités territoriales différentes, notamment en termes de densité, degré d'urbanisation, taux de pauvreté, fréquentation touristique et niveau d'éducation. Partant de ces résultats, nous proposons des pistes d'amélioration des politiques publiques locales de gestion des déchets.

Mots-clés : Analyse multidimensionnelle de données ; collecte sélective des déchets ; déchets ménagers ; disparités spatiales ; politiques publiques locales.

Classification JEL : Q53 ; Q58

* Ce chapitre est publié dans la *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*.
Ndimblane, A., Aznar, O., & Ayouba, K. (2024). Disparités spatiales de collecte des déchets ménagers en France : une analyse à l'échelle des départements. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (5), 693-716.

1.1 Introduction

La gestion des déchets est le premier poste des dépenses (publiques et privées) en matière de protection de l'environnement en France (Maugé *et al.*, 2022). Elle représente une préoccupation centrale de la politique environnementale et constitue un levier essentiel de la transition vers une économie circulaire. Cependant, cette gestion est très complexe. Elle implique un grand nombre d'acteurs et est soumise à une réglementation qui évolue de manière continue⁴. Au niveau national, c'est l'État qui fixe la politique et le cadre réglementaire de la gestion des déchets. Il donne aux communes et à leurs groupements la charge de mettre en place des politiques adéquates pour collecter les déchets ménagers et assimilés à l'échelle de leur territoire. En tenant compte de leurs spécificités locales et des mesures prises à l'échelle nationale, ces collectivités locales combinent différents instruments. Cela va des instruments économiques comme la tarification du service de gestion des déchets, aux instruments techniques comme la mise en place de collectes séparées et aux instruments informationnels, visant à informer les usagers des consignes de tri des déchets (Tarrisse-Vicard *et al.*, 2013). Ainsi, chaque collectivité locale propose des solutions de collecte des déchets adaptées à son territoire et à ses habitants. Cependant, on note d'importantes disparités spatiales dans la collecte séparée des déchets en France (ADEME, 2021a). Connaître les raisons des différences territoriales des performances de collecte des déchets est un enjeu majeur pour améliorer les politiques publiques locales en la matière.

Partant de ce constat, nous analysons les différences spatiales des performances de collecte des déchets dans cet article. Pour cela, nous nous intéressons aux variations de la collecte des déchets à l'échelle départementale. En effet, les départements ont joué un rôle primordial dans la territorialisation de la politique publique de gestion des déchets. Les premiers plans départementaux de gestion des déchets introduits par une circulaire de 1969⁵ avaient pour rôle de « définir dans les meilleures conditions économiques possibles, les circuits de collecte, le nombre et l'implantation des dépôts et des usines, ainsi que leur capacité et rayon d'action ». L'élaboration de ces plans de gestion des déchets est devenue obligatoire pour les départements avec la loi du 13 juillet 1992⁶. Cette compétence a été transférée aux régions, en 2015, à

⁴ Nous présentons en annexe A.1.1 le cadre législatif et réglementaire de la gestion des déchets en France et décrivons les acteurs impliqués et les interactions qu'ils entretiennent.

⁵ Circulaire 69-510 du 17 novembre 1969.

⁶ Loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement.

l'occasion de la réforme de l'organisation territoriale (loi NOTRe)⁷. Mais vu que le département est resté plus d'une quarantaine d'années l'échelle de référence pour la planification des déchets (Rocher, 2015), conduire une étude statistique à cette échelle plus fine que celle de la région nous a semblé pertinent. Nous conduisons une étude des différences spatiales liées aux performances de collecte des déchets à cet échelon départemental qui est le plus petit échelon pour lequel des données de statistique publique sur les déchets sont accessibles en open data.

Cet article est structuré en trois parties. Dans la première partie, nous faisons une revue de littérature des facteurs explicatifs des différences spatiales des performances de collecte des déchets. Dans une deuxième partie, nous réalisons une analyse comparative des quantités de déchets collectés par habitant des départements en nous aidant des méthodes d'analyse en composantes principales (ACP) et de classification ascendante hiérarchique (CAH). Cela est motivé par le fait que si la relation entre les caractéristiques territoriales (économiques et sociodémographiques) et les performances de collecte des déchets est étudiée dans la littérature internationale (Romano *et al.*, 2022 ; Struk, 2017 ; Agovino & Musella, 2020), elle ne l'est pas à notre connaissance en France à l'échelle des départements. Nos résultats mettent en évidence différentes classes de départements ayant des caractéristiques territoriales différentes. Ils montrent aussi, qu'en dehors des performances de collecte très hétérogènes entre les départements, le niveau de collecte varie considérablement en fonction de la nature des déchets. Les quantités de déchets collectés par habitant sont nettement plus élevées pour le verre et les emballages, journaux et magazines que pour les biodéchets. Partant de ces résultats, nous présentons et discutons dans la dernière partie de l'article quelques axes d'amélioration des politiques publiques locales de gestion des déchets.

1.2 Revue de littérature et originalité de notre étude

Plusieurs études ont contribué à la compréhension du fonctionnement du secteur des déchets (par exemple, Lupton, 2011 ; Barbier *et al.*, 2003). Au-delà de l'analyse du statut économique des déchets, une partie de cette littérature porte sur l'étude de l'efficacité de la collecte des déchets. Certaines études sont faites à l'échelle individuelle en s'intéressant aux facteurs explicatifs des comportements de tri des déchets (par exemple, Timlett & Williams, 2011). Ces auteurs mettent en relation les attitudes de tri avec les politiques mises en place par les acteurs publics locaux, notamment les modes et les fréquences de collecte. D'autres comme Lagarenne & Wiltgen (2001) trouvent des explications dans les caractéristiques sociodémographiques. Ces

⁷ Loi n° 2015-991 du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la République.

derniers ont étudié les déterminants du tri de quelques flux de déchets (verre, papier, plastique et piles) et mis en évidence que l'âge et le type d'habitat (individuel ou collectif) ont un impact significatif sur les comportements de tri. Dans la même direction, Granzin & Olsen (1991) ont montré que contrairement aux jeunes, les personnes âgées participent davantage au tri des déchets. Selon ces derniers, le niveau d'éducation aurait également un impact positif sur les comportements de tri, contrairement à Oskamp *et al.* (1991) qui trouvent que la relation entre le niveau d'éducation et la participation au recyclage des déchets est incertaine.

D'autres analyses se sont focalisées sur l'échelle des collectivités territoriales. Elles s'intéressent aux performances de collecte séparée des déchets et identifient divers facteurs explicatifs, en fonction des contextes étudiés. La plupart de ces études expliquent les différences spatiales des performances de collecte des déchets par les inégalités territoriales. Romano *et al.* (2022) ont montré que le revenu moyen, l'âge et le nombre de diplômés affectent positivement la collecte sélective des déchets dans les provinces italiennes. Struk (2017) a étudié les facteurs qui influencent la collecte séparée des déchets en République tchèque. Les résultats obtenus montrent que la proximité des bornes de collecte affecte positivement les quantités de déchets collectés. Agovino *et al.* (2019) ont étudié les facteurs qui affectent les performances de collecte séparée des déchets dans les provinces italiennes. Ils ont constaté qu'un niveau élevé de revenu par habitant et la qualité des institutions locales rendent les opérations de collecte plus efficaces. Une autre étude réalisée sur la région de Toscane (Italie) par Romano *et al.* (2019) montre que les quantités de déchets collectés séparément sont positivement affectées par la densité moyenne de population, le revenu et l'adoption de politiques municipales (telles qu'une stratégie zéro déchet) et négativement par une privatisation partielle du service. Pour comprendre les difficultés de collecte liées aux facteurs morphologiques (dispersion des logements, altitude) et socio-économiques (taux de chômage, niveau d'éducation) dans les municipalités montagneuses, Agovino & Musella (2020) se sont intéressés à la région de Campanie (située dans le sud de l'Italie). Ils concluent que les grandes distances aux centres de collecte et la route sinueuse que les citoyens doivent parcourir introduisent des obstacles importants à la collecte sélective des déchets. Pour Cirelli & Florin (2015), la forte croissance urbaine, les ressources financières et techniques faibles, le manque de solvabilité des citoyens pour payer le service et les infrastructures défectueuses et insuffisantes expliquent en grande partie les failles, irrégularités et inégalités du service de gestion des déchets. Ces auteurs ajoutent que les inégalités territoriales se lisent aussi dans les dispositifs de collecte : le porte-à-porte rigoureux des quartiers aisés, le container placé en bas d'immeuble dans les quartiers de classes moyennes

ou encore la grande benne en métal recevant les déchets de plusieurs centaines d'habitants dans les quartiers populaires. Dupré (2013) soutient que les différences de revenu ont un impact important sur la collecte séparée des déchets, car le revenu affecte la nature du logement (individuel/collectif), le mode de collecte (porte-à-porte/point d'apport volontaire), la taille du logement et le temps disponible.

Cette revue de littérature montre que la gestion des déchets nécessite des politiques locales adaptées à chaque contexte. Plusieurs facteurs sont avancés comme étant en relation avec les quantités de déchets collectés séparément. Cependant, l'influence de ces variables sur les performances de collecte n'est pas forcément évidente a priori (Beuve *et al.*, 2013). En France, les performances de collecte des déchets varient considérablement entre les collectivités territoriales en charge des déchets (ADEME, 2021a). Cependant, à notre connaissance, peu d'études économiques se sont focalisées sur les raisons qui expliquent cette disparité. Nous pouvons citer Tarrisse-Vicard *et al.* (2013) qui se sont intéressés aux caractéristiques structurelles des établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) plus ou moins favorables à l'implication des usagers dans la réduction des déchets. Notre apport consiste, entre autres, à créer une typologie des départements en fonction de leur performance de collecte séparée des déchets et de leurs caractéristiques territoriales, par une classification ascendante hiérarchique.

1.3 Étude empirique de la gestion des déchets à l'échelle départementale

Dans cette section, nous analysons les performances de gestion des déchets ménagers et assimilés en France à travers les quantités de déchets collectés par habitant. Les déchets ménagers et assimilés constituent l'ensemble des déchets gérés par le service public de gestion des déchets. Ils regroupent les déchets produits par les ménages et ceux produits par les activités économiques pouvant être collectés avec ceux des ménages, de par leur quantité et leur nature. De manière plus précise, nous cherchons à comprendre les similitudes et les différences des performances de collecte des déchets entre les départements, ainsi que les facteurs en lien avec ces similitudes/différences. Nous commençons par la présentation de la méthode et des données utilisées. Ensuite, nous exposons et discutons les résultats obtenus.

1.3.1 Méthodologies et données utilisées

Nous réalisons une analyse multidimensionnelle de données en associant à chaque département plusieurs variables qui le caractérisent. Comme précisé plus haut, en plus d'être la plus petite échelle pour laquelle des données de statistique publique sur les déchets sont accessibles en open data, le département a été le premier échelon administratif chargé d'élaborer des plans de gestion des déchets qui tiennent compte à la fois des lois nationales et des particularités spatiales (Rocher, 2015). Nous nous appuyons sur une analyse en composantes principales (ACP) et une classification ascendante hiérarchique (CAH). L'ACP est une méthode d'analyse statistique multivariée fondée sur le calcul de moyennes, variances et coefficients de corrélation. Elle permet d'explorer les liaisons linéaires entre un ensemble de variables quantitatives et les ressemblances entre des individus (Husson *et al.*, 2016). Cependant, sa principale limite est qu'elle ne permet pas de faire de l'inférence statistique. C'est une approche descriptive, ce qui limite la généralisation des résultats à une population plus large. Dans notre analyse, l'ACP nous permet d'examiner dans quelle mesure les départements se ressemblent du point de vue de l'ensemble des variables relatives à la collecte des déchets et d'analyser les liaisons entre ces variables. De la même façon, Zuindeau (2005) a utilisé l'ACP pour étudier les disparités écologiques entre les départements français. La CAH permet, quant à elle, de partitionner une population en différentes classes ou sous-groupes (Husson *et al.*, 2016). Elle nous permet de créer des profils de départements qui partagent des facteurs économiques et sociodémographiques et des performances de collecte des déchets similaires. Pour mener ces analyses, nous exploitons la base de données SINOE® de l'ADEME qui reporte à l'échelle du département l'information sur la collecte des déchets. Nous considérons les collectes des déchets suivants pour tous les départements français sauf Mayotte⁸, exprimés en kilogrammes/habitant (kg/hab.) pour l'année 2019 (dernière année disponible dans la base SINOE®) : Ordures ménagères résiduelles (OMR), Déchèteries, Verre, Emballages-journaux-magazines (EJM) et Déchets de produits alimentaires (DPA).

1.3.2 Résultats et interprétations de l'ACP et de la classification

Nous visualisons dans un premier temps la structure de nos données (i) avant de présenter les résultats de l'ACP (ii) et de la classification (iii).

⁸ Nous n'avons pas les données sur la collecte des déchets ménagers et assimilés par types de déchets pour Mayotte.

i) Statistiques descriptives

Nous reportons dans le tableau 1.1 les statistiques descriptives des tonnages de déchets considérés. Nous remarquons, par exemple, que la moitié des départements ont des quantités d'OMR comprises entre 202,2 et 258,4 kg/hab. La collecte du verre est en moyenne de 34,38 kg/hab. La collecte de déchets de produits alimentaires varie entre 0 et 18,01 kg/hab.

Tableau 1.1 : Statistiques descriptives des variables (quantités de déchets collectés en Kg/hab.)

| | OMR | EJM | Verre | Déchèteries | DPA |
|---------------------------|--------|-------|--------|-------------|-------|
| Minimum | 134,20 | 8,42 | 6,07 | 1,200 | 0,00 |
| 1 ^{er} Quartile | 202,23 | 46,31 | 30,55 | 213,16 | 0,00 |
| Médiane | 232,24 | 52,45 | 36,06 | 252,59 | 0,00 |
| Moyenne | 240,36 | 52,14 | 34,376 | 251,70 | 1,25 |
| 3 ^{ème} Quartile | 258,42 | 59,14 | 39,35 | 296,72 | 0,47 |
| Maximum | 460,00 | 92,54 | 57,17 | 692,13 | 18,01 |

L'examen des données brutes de la variable DPA (Déchets de produits alimentaires) montre qu'elle présente des valeurs nulles pour beaucoup de départements. Cette faible collecte séparée des déchets alimentaires pourrait être due aux pratiques de tri peu développées pour ce flux de déchets. L'obligation réglementaire du tri à la source généralisé des biodéchets est assez récente⁹ et ils constituent encore 33 % des ordures ménagères résiduelles en France (ADEME, 2021b). Cela pourrait également s'expliquer par le fait que les déchets alimentaires sont en partie gérés à la maison par compostage, alimentation animale et donc sous-estimés par la statistique publique. Pour ces raisons, nous ne tiendrons pas compte de la variable DPA dans l'analyse. Nous réalisons l'ACP sur la base des données collectées sur les variables OMR, Déchèteries, Verre et EJM dans les 100 départements (individus). Ces quatre variables sont considérées comme actives. De ce fait, nous ne comparons les départements qu'à travers leurs quantités de déchets collectés par habitant.

Nous utilisons cinq autres variables (économiques et sociodémographiques) pour caractériser les départements. Ces variables sont projetées dans le cercle de corrélations, mais

⁹ L'obligation réglementaire du tri généralisé des biodéchets a été introduite en 2015 par la loi n°2015-992 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (LTECV). Cependant, la date butoir de mise en œuvre, fixée au 1^{er} janvier 2024 a été spécifiée plus récemment par la loi n° 2020-105 du 10 février 2020 (AGEC).

elles ne participent pas à la construction des axes, ce sont donc des variables illustratives. Nous aurions pu adopter une approche différente en considérant les variables économiques et sociodémographiques comme des variables actives et les variables déchets comme illustratives¹⁰. Cependant, le choix méthodologique que nous avons retenu est justifié par l'objectif spécifique de notre étude qui consiste à établir une typologie des départements en fonction des performances de collecte des déchets. Le choix des variables illustratives est basé sur la littérature disponible sur les facteurs explicatifs des disparités territoriales en matière de collecte des déchets. Comme souligné dans la partie 2, plusieurs études ont montré qu'il existe un lien entre les attributs sociodémographiques et les performances de collecte des déchets. Parmi les facteurs les plus étudiés, se trouvent le niveau d'éducation (Ferrara & Missios, 2005 ; Granzin & Olsen, 1991), le revenu (Agovino *et al.*, 2019 ; Romano *et al.*, 2019 ; Romano *et al.*, 2022), la densité de population (Romano *et al.*, 2019). Au vu de cette littérature, les variables économiques et sociodémographiques retenues pour représenter les caractéristiques des départements sont les suivantes :

- Le nombre de nuitées dans les hébergements touristiques exprimé en milliers de nuitées (NB_NUITS) : renseigne sur le surcroît saisonnier de population dû au caractère touristique du département.
- La part de la population diplômée du supérieur en pourcentage (DIP_SUP).
- La densité de population en habitants/km² (DENS_POP).
- La part de la population vivant dans une unité urbaine en pourcentage (POP_URB) : renseigne sur le caractère urbain du département.
- Le taux de pauvreté en pourcentage¹¹ (TAUX_PAUV).

L'ensemble de ces variables est issu des données produites par l'INSEE¹². Le tableau 1.2 présente les statistiques descriptives de ces variables. Nous notons par exemple, que même si la densité moyenne est de 552,95 habitants/km², la moitié des départements ont une densité inférieure à 85,50 habitants/km². Les fortes différences entre la moyenne et la médiane pour la variable DENS_POP et la variable NB_NUITS, révèlent les disparités qui existent entre les

¹⁰ Dans cette optique, l'ACP aurait pu être suivie d'une régression sur les composantes principales, dans le but d'expliquer les relations entre les groupes de variables. Dans l'estimation économétrique, la variable dépendante de la régression aurait concerné les déchets. Et les composantes principales, basées sur des variables économiques et sociodémographiques, auraient été les variables indépendantes.

¹¹ Il représente la part de la population ayant un niveau de vie inférieur au seuil de pauvreté. Ce dernier est fixé à 60 % du niveau de vie médian de la population.

¹² Nous avons considéré les années disponibles les plus proches de 2019 : 2018 pour DENS_POP et POP_URB ; 2017 pour NB_NUITS, DIP_SUP et TAUX_PAUV.

départements, en ce qui concerne la concentration de la population et en matière d'activités touristiques.

Tableau 1.2 : Statistiques descriptives des variables illustratives

| | NB_NUITS (milliers de nuitées) | DIP_SUP (%) | DENS_POP (hab./km ²) | POP_URB (%) | TAUX_PAUV (%) |
|---------------------------|-----------------------------------|----------------|-------------------------------------|----------------|------------------|
| Minimum | 268,00 | 17,50 | 3,00 | 21,40 | 8,90 |
| 1 ^{er} Quartile | 949,20 | 22,40 | 49,75 | 56,58 | 12,47 |
| Médiane | 2089,50 | 25,90 | 85,50 | 67,55 | 14,50 |
| Moyenne | 3379,20 | 27,11 | 552,95 | 69,12 | 15,51 |
| 3 ^{ème} Quartile | 4204,00 | 29,45 | 172,25 | 82,30 | 16,23 |
| Maximum | 35553,00 | 63,00 | 20720,00 | 100,00 | 52,90 |

ii) Analyse en composantes principales

La décomposition de l'inertie des axes factoriels, présentée dans le tableau 1.3, nous renseigne sur le nombre pertinent de composantes principales à considérer dans l'analyse des résultats de l'ACP. Elle montre que le premier plan représente une partie importante (83,48 %) de l'information contenue dans la base de données. Nous conservons les deux premières dimensions de l'ACP dans les interprétations.

Tableau 1.3 : Décomposition de l'inertie des axes factoriels

| | Dim.1 | Dim.2 | Dim. 3 | Dim.4 |
|----------------------|-------|-------|--------|--------|
| Variance | 2,44 | 0,90 | 0,45 | 0,22 |
| % of var. | 60,92 | 22,56 | 11,12 | 5,41 |
| Cumulative % of var. | 60,92 | 83,48 | 94,59 | 100,00 |

L'axe 1 est celui qui discrimine le plus les départements. Les départements qui ont des coordonnées très élevées sur cet axe comme la Charente-Maritime, les Côtes d'Armor, et le Morbihan ont des comportements proches d'un point de vue de la collecte des déchets ménagers. Ils ont des performances de collecte séparée des déchets très différents de

1. Disparités spatiales de collecte des déchets ménagers en France

départements comme la Guadeloupe, la Martinique et les Bouches-du-Rhône qui présentent des coordonnées fortement négatives sur ce même axe (voir figure 1.1).

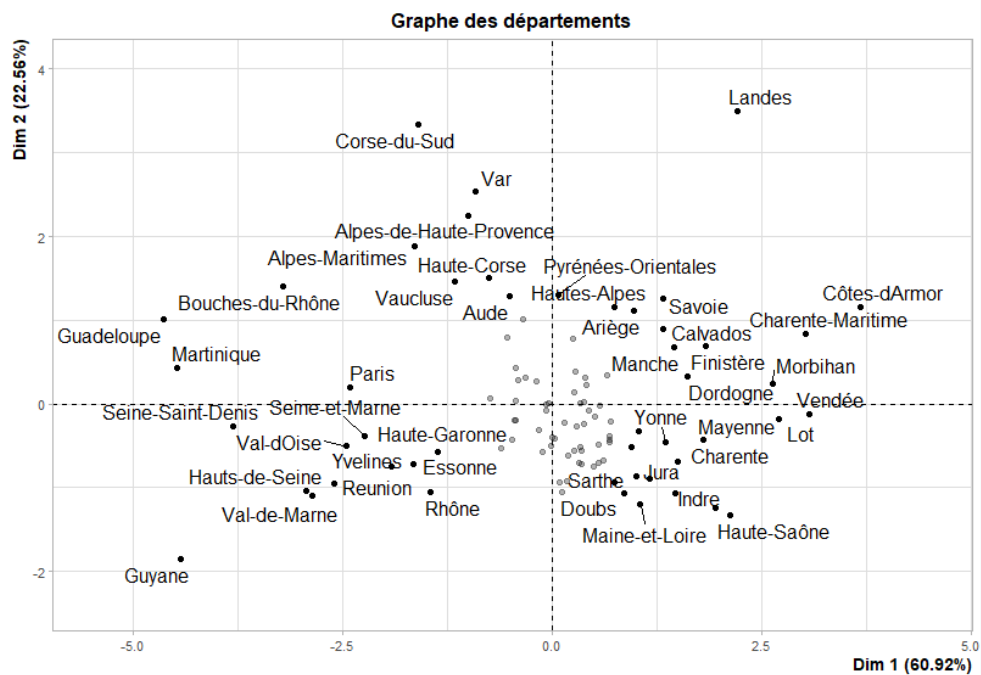


Figure 1.1 : Analyse en composantes principales : graphe des départements

Afin d'analyser dans le détail ce qui oppose réellement les départements, nous commençons par étudier la qualité de la projection des variables actives sur le plan. Toutes les variables actives sont bien projetées sur les axes 1 et 2 (voir figure 1.2).

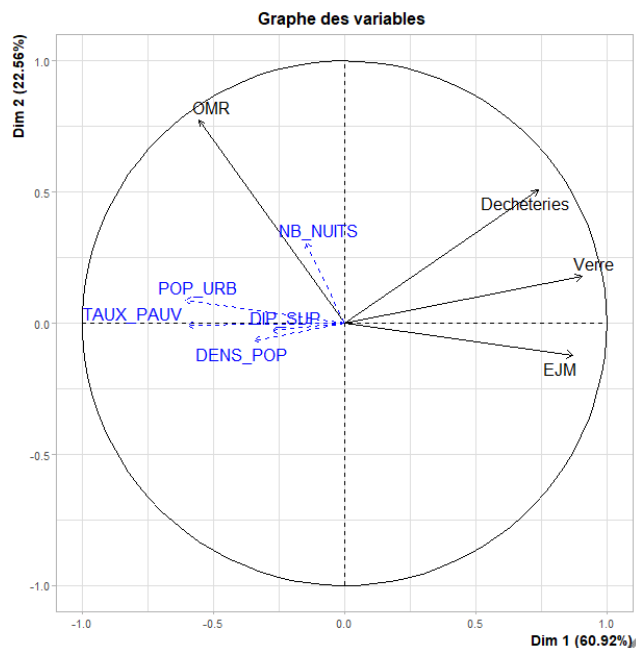


Figure 1.2 : Analyse en composantes principales : graphe des variables

Le graphe des variables de l'ACP montre que l'axe 1 caractérise les performances de collecte séparée des déchets, tandis que l'axe 2 représente les quantités d'ordures ménagères résiduelles à la charge de la collectivité. L'analyse des corrélations entre l'axe 1 et les différentes variables suggère une liaison négative entre, d'une part, la collecte séparée du Verre et des emballages-journaux-magazines (EJM) et, d'autre part, la collecte d'OMR. Cela signifie que les départements les plus performants dans la collecte séparée du Verre et des EJM ont tendance à avoir des quantités d'ordures ménagères résiduelles plus faibles. Il est cependant davantage difficile de conclure sur la liaison qui existe entre les quantités d'OMR par habitant et les quantités de déchets collectés par habitant en Déchèteries. Le premier axe oppose ces deux tonnages alors que le second tend à montrer une corrélation positive entre eux. Nous observons également une forte corrélation positive entre les quantités de Verre, d'EJM et de déchets collectés en Déchèteries, par habitant. Cela suppose que les collectivités qui mettent en place une collecte sélective du verre ont également tendance à mettre en place la collecte sélective des EJM et une collecte en Déchèteries.

Par rapport aux variables supplémentaires, nous constatons que les quantités de déchets collectés séparément sont toutes corrélées négativement au taux d'urbanisation, à la densité de la population, au taux de pauvreté et à la proportion des diplômés du supérieur. Ces caractéristiques des départements ont tendance à réduire les performances de collecte sélective des déchets. La relation négative identifiée entre le taux de pauvreté et les pratiques de tri est conforme à la littérature empirique. Par exemple, Agovino *et al.* (2019) ont montré qu'en Italie, les municipalités les plus riches avaient les meilleures performances en matière de collecte séparée des déchets. Pour ce qui est du taux d'urbanisation, Lagarenne et Wiltgen (2001) ont trouvé que le taux de pratique du tri du verre diminue avec le degré d'urbanisation. Cela est conforme à nos résultats qui suggèrent un lien négatif entre le taux d'urbanisation et la collecte séparée des déchets. Par contre, alors que dans notre analyse, la corrélation entre la densité de la population et la collecte séparée du verre, des EJM et la collecte en Déchèteries est négative (la densité aurait tendance à réduire la collecte séparée de ces flux de déchets), Hage *et al.* (2018) ont mis en évidence que le taux d'urbanisation et la densité de population n'ont pas d'effet statistiquement significatif sur le recyclage des déchets plastiques en Suède.

Nos résultats suggèrent également une relation négative entre la part des diplômés du supérieur et les performances de collecte séparées des déchets¹³.

Dans la littérature, il n'y a pas de consensus sur la relation qui existe entre ces deux variables. Certaines études ont montré qu'il n'existe aucune relation significative entre le niveau d'éducation et le tri des déchets (Oskamp *et al.*, 1991), alors que d'autres ont révélé que le niveau d'études augmente le taux de recyclage des déchets (Ferrara & Missios, 2005 ; Granzin & Olsen, 1991). Pour ces dernières, les individus ayant un niveau d'éducation élevé ont tendance à être plus conscients des problématiques environnementales et auraient une plus grande probabilité de participer à des activités de protection de l'environnement comme le recyclage des déchets. Aussi, comme dans notre cas, des études ont trouvé une association négative entre le niveau d'éducation et le tri des déchets. C'est le cas de Fadhullah *et al.* (2022) qui estiment que cela serait probablement lié à une contrainte de temps à consacrer au tri des déchets pour les personnes ayant un niveau d'éducation élevé, qui généralement passent plus de temps dans leur lieu de travail que dans leur domicile. Nos résultats suggèrent également une corrélation positive entre la quantité d'OMR par habitant et le nombre de nuitées en hébergement touristique. Ce résultat pourrait s'expliquer par le fait que le tourisme augmente la production de déchets et par conséquent les quantités d'OMR par habitant (ADEME, 2021a). Cela a été souligné par Gidarakos *et al.* (2006) qui ont montré qu'il existe une forte corrélation entre la quantité de déchets produits et les activités touristiques.

Nos résultats permettent de faire une distinction sur le premier axe de l'ACP entre les départements où la collecte sélective est très développée (ces départements sont en moyenne moins urbanisés et à plus faible densité de population) et les départements où la collecte séparée des déchets est relativement faible (ce sont aussi les départements les plus urbains à plus forte densité de population, comparés à la moyenne). Sur le deuxième axe, l'opposition des départements se fait en fonction de leur quantité d'OMR par habitant. Cet axe oppose les départements avec des quantités d'OMR par habitant élevées (également très touristiques), des départements ayant des quantités d'OMR par habitant faibles (qui sont moins touristiques comparés aux autres). En complément de l'ACP, la CAH nous permet d'aller plus loin dans cette distinction entre les départements.

¹³ Ce résultat est à prendre avec précaution étant donné que la part de la population diplômée de l'enseignement supérieur est corrélée à la part de la population vivant dans une unité urbaine (voir la matrice de corrélation reportée en tableau A.1.1 de l'annexe A.1). De plus, nous ne pouvons pas exclure la possibilité dans notre analyse de capturer avec cette variable, en partie, l'effet de variables omises.

iii) Classification ascendante hiérarchique

Pour créer des classes de départements homogènes du point de vue de toutes les variables, nous effectuons une classification ascendante hiérarchique. Nous choisissons une partition en quatre classes, car celle-ci apporte des précisions intéressantes sur les différences en matière de collecte des déchets des départements¹⁴.

La figure 1.3 détaille la composition de ces quatre classes. La classe 4 est formée par les départements ayant des performances de collecte des déchets très élevées. Ces départements sont situés en haut à droite du plan factoriel. Les départements constituant la classe 2 situés en haut à gauche du plan factoriel, sont eux plutôt urbains et touristiques et produisent des quantités d’ordures ménagères résiduelles importantes. Les départements situés en bas à gauche du plan factoriel forment la classe 1. Ils sont majoritairement touristiques, urbains et denses, ont des quantités d’OMR par habitant relativement élevées et une collecte séparée des déchets plutôt faible. Enfin, les départements situés au centre du plan factoriel (classe 3) sont peu touristiques, peu denses et faiblement urbanisés et produisent des quantités d’ordures ménagères résiduelles faibles, comparativement aux autres.

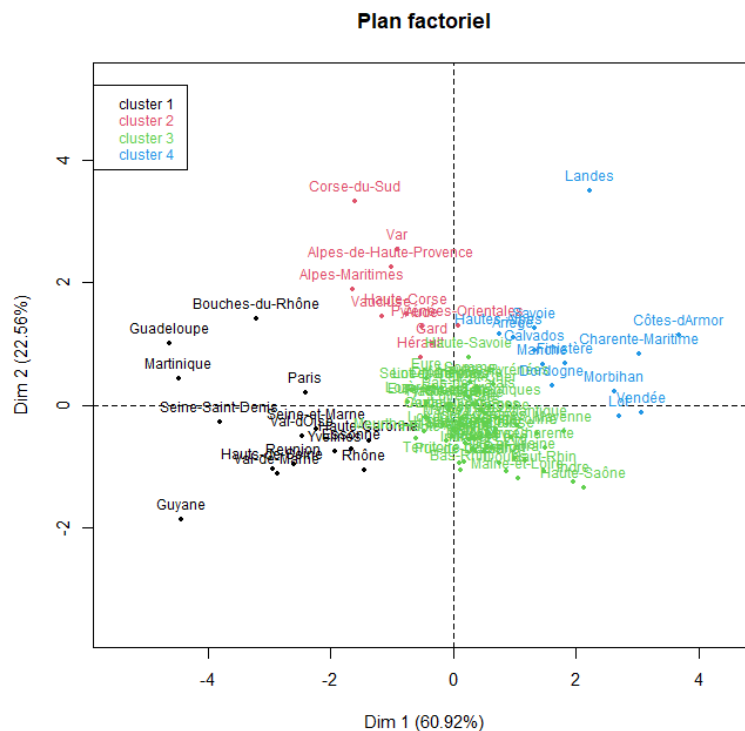
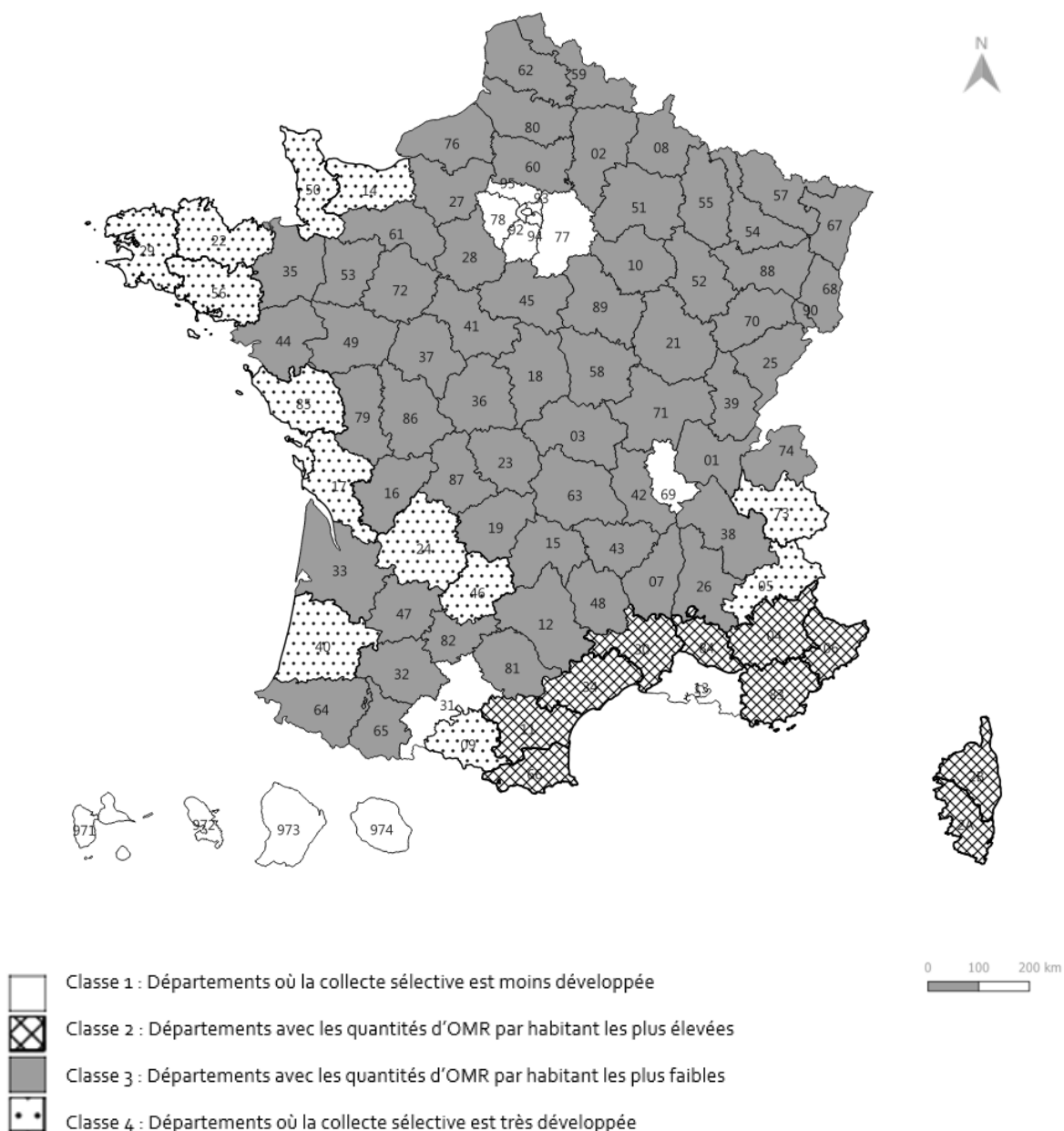


Figure 1.3 : Plan factoriel de la classification

¹⁴ La méthode de Ward (maximisation de l’inertie) suggère une partition en deux classes, mais celle-ci n’est pas assez détaillée pour notre étude.

Pour faciliter la lecture, les classes de départements sont nommées selon leur performance de collecte des déchets et représentées dans la figure 1.4 ci-dessous.



Source : Auteurs, données SINOE®

Figure 1.4 : Typologie des départements selon leur performance de collecte des déchets

Nous nous focalisons sur les caractéristiques de chaque classe pour comprendre ce qui les distingue. Le tableau 1.4 reporte la moyenne de chaque variable (calculée par classe). Il nous permet ainsi de les comparer à la moyenne globale calculée sur l'ensemble des départements. Les départements appartenant à la classe 1 tels que le Val-d'Oise, la Seine-et-Marne, la

Réunion, le Val-de-Marne, les Hauts-de-Seine (parangons de la classe 1), où la collecte sélective est moins développée, sont en moyenne très urbains et à forte densité de population. Ces départements sont aussi caractérisés par des taux de pauvreté et de diplômés de l'enseignement supérieur plus élevés que la moyenne. Étant donné les caractéristiques de ces départements, plusieurs éléments peuvent expliquer leur faible performance de collecte séparée des déchets. Par exemple, les taux de pauvreté élevés pourraient se traduire par une faible disponibilité de recettes fiscales pour les collectivités territoriales en charge du service public de gestion des déchets et un manque de moyens pour mettre en place les infrastructures nécessaires au tri sélectif. En effet, comme expliqué par Beuve *et al.* (2013), les recettes fiscales affectent la contrainte budgétaire des collectivités et pèsent sur leur capacité à financer leurs services publics locaux. À l'inverse, les départements comme la Corrèze, l'Aisne, la Côte-d'Or, le Gers, le Cher (parangons de la classe 3), qui ont des quantités d'OMR par habitant en dessous de la moyenne sont moins urbanisés et ont une plus faible densité de population par rapport à la moyenne¹⁵. Ces départements très performants dans la collecte séparée des EJM, sont aussi caractérisés par une faible fréquentation touristique, un faible taux de diplômés du supérieur et un taux de pauvreté plus faible que la moyenne.

Les départements avec des quantités d'OMR par habitant plus élevées que la moyenne nationale sont en moyenne plus urbanisés et plus touristiques que l'ensemble des départements. Il s'agit principalement de l'Aude, du Vaucluse, des Alpes-Maritimes, du Var, de la Haute-Corse (parangons de la classe 2). La quantité moyenne de collecte d'OMR est de 349,60 kg/hab. dans ces départements, alors que la moyenne nationale s'établit à 240,36 kg/hab. Cela confirme les résultats de Brown *et al.* (1997), qui estiment que le secteur du tourisme produit des quantités importantes de déchets (gérées par le service public de gestion des déchets). En effet, le tourisme occasionne une plus forte concentration de population et augmente la production de déchets. À cela, peut s'ajouter une méconnaissance par les touristes des consignes locales de tri. Enfin, la classe 4 est composée de départements avec d'importantes quantités de déchets collectés séparément à l'exemple du Finistère, du Calvados, de la Manche, de la Dordogne, du Morbihan. Leur performance pourrait s'expliquer par diverses raisons, qu'ils seraient intéressants d'étudier dans de futures recherches en ajoutant d'autres variables illustratives évoquées dans la littérature, notamment les modes de collecte (apport volontaire, porte à porte)

¹⁵ La variable densité est à interpréter avec précaution. Comme le montrent nos statistiques descriptives, elle est très asymétrique. On peut retrouver dans la classe 3 des départements avec une densité plus faible que la moyenne, mais relativement élevée.

1. Disparités spatiales de collecte des déchets ménagers en France

(Agovino *et al.*, 2019) ou encore l'adoption de politiques volontaristes en matière de gestion des déchets (Romano *et al.*, 2019). Les résultats de cette classification montrent que selon leurs caractéristiques économiques et sociodémographiques, les départements sont confrontés à des enjeux différents dans la collecte séparée des déchets.

Tableau 1.4 : Description des classes par les variables¹⁶

| Variables actives | Classe 1 | | Classe 2 | | Classe 3 | | Classe 4 | | |
|----------------------------------|-------------|---------|-----------------|---------|-----------------|---------|-----------------|---------|-----------------|
| | Moy.globale | Moy. | P.value | Moy. | P.value | Moy. | P.value | Moy. | P.value |
| Verre (Kg/hab.) | 34,37 | 17,92 | 6,03e-13 | 32,43 | 4,99e-01 | 35,84 | 5,08e-02 | 47,86 | 5,69e-08 |
| EJM (Kg/hab.) | 52,14 | 32,31 | 3,41e-10 | 47,48 | 2,41e-01 | 55,01 | 5,69e-03 | 64,90 | 1,99e-04 |
| Déchèteries (Kg/hab.) | 251,70 | 103,18 | 4,00e-11 | 282,15 | 2,83e-01 | 254,55 | 7,00e-01 | 386,05 | 3,86e-08 |
| OMR (Kg/hab.) | 240,36 | 279,9 | 3,86e-03 | 349,60 | 2,39e-10 | 213,42 | 2,15e-09 | 239,20 | 9,38e-01 |
| Variables illustratives | | | | | | | | | |
| NB_NUITS (milliers de nuitées) | 3379,15 | 6052,27 | 8,93e-03 | 6500,60 | 1,54e-02 | 1932,03 | 1,68e-05 | 4795,31 | 2,02e-01 |
| DIP_SUP (%) | 27,11 | 33,127 | 3,84e-04 | 28,49 | 5,19e-01 | 25,8274 | 2,11e-02 | 25,24 | 3,09e-01 |
| DENS_POP (hab./km ²) | 552,95 | 3148,27 | 5,29e-06 | 118,50 | 5,45e-01 | 95,13 | 1,46e-02 | 76,00 | 4,41e-01 |
| TAUX_PAUV (%) | 15,51 | 21,75 | 1,09e-05 | 18,61 | 8,27e-02 | 14,09 | 2,38e-03 | 12,68 | 6,69e-02 |
| POP_URB (%) | 69,13 | 95,15 | 1,40e-09 | 80,83 | 3,07e-02 | 62,53 | 3,05e-06 | 61,55 | 1,05e-01 |

Jourda & Malet (2022) soulignent que les Outre-mer françaises accusent un retard important en matière de gestion des déchets. Ils estiment que le taux d'enfouissement y est de 67 % contre 15 % au niveau national. Sur la base de ce constat, nous faisons une analyse sans ces départements, pour voir s'ils influencent les résultats de par leurs caractéristiques économiques et sociodémographiques particulières. Les résultats de l'ACP et de la classification sur les seuls départements métropolitains montrent des résultats similaires à ceux obtenus sur l'ensemble des départements.

Globalement, nos analyses statistiques (ACP et CAH) montrent que la collecte séparée des déchets varie considérablement au niveau départemental en France. Plusieurs facteurs caractérisant les départements notamment la densité de population, le taux de pauvreté, le degré d'urbanisation, le niveau d'éducation et le tourisme sont en lien avec ces performances de collecte des déchets. Nos résultats montrent également qu'il est possible de créer une typologie

¹⁶ La corrélation est significative lorsque la p.value est inférieure à 0,05.

des départements selon leurs caractéristiques territoriales et leurs performances de collecte des déchets. La typologie établie met en évidence une proximité géographique, avec des niveaux de collecte des déchets similaires pour certains départements voisins. Cela suggère l'existence d'une autocorrélation spatiale dans la performance de collecte des déchets. Cette observation pourrait être approfondie dans des recherches futures, notamment avec les outils de l'économétrie spatiale.

1.4 Discussion : pistes d'amélioration des politiques publiques locales de gestion des déchets

L'analyse des variations spatiales des performances de collecte des déchets montre qu'elles peuvent être liées à plusieurs facteurs, à la fois économiques et sociodémographiques. Pour améliorer la gestion des déchets, il est important pour les pouvoirs publics locaux, de tenir compte de ces facteurs afin de proposer des solutions adaptées à leur territoire, en fonction de leurs caractéristiques et des moyens dont ils disposent.

En premier lieu, la promotion de la prévention des déchets représente une solution essentielle pour les pouvoirs publics locaux. Les usagers peuvent contribuer à la gestion des déchets en limitant le gaspillage alimentaire et en participant à des pratiques de prévention et de réduction à la source des déchets, telles que le compostage de proximité des biodéchets. Les biodéchets font l'objet de deux types de gestion pour les collectivités. Ils peuvent être compostés à proximité. En France, les pouvoirs publics favorisent cette pratique par la mise à disposition de composteurs individuels et collectifs et l'éducation des citoyens à la pratique du compostage. Les biodéchets peuvent aussi être collectés séparément dans des bacs spécifiques, mais il est important de noter que la collecte séparée présente des limites économiques (notamment en termes de coûts de mise en œuvre) et environnementales. Le transport des flux de biodéchets collectés séparément pourrait nécessiter une augmentation du nombre et/ou de la fréquence de circulation des camions, s'accompagnant d'émissions supplémentaires de gaz à effet de serre. La décision de développer ce levier repose donc sur la capacité des collectivités territoriales à prendre en considération et à gérer ces enjeux (comme par exemple la possibilité de réduire la fréquence de collecte des OMR en faveur de la collecte de biodéchets). La généralisation du tri à la source des biodéchets, prévu par la loi AGEC du 10 février 2020¹⁷, permettrait de les détourner de la poubelle d'ordures ménagères résiduelles dont ils constituent encore 33 % du

¹⁷ Loi n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire.

contenu (ADEME, 2021b). Cela constitue donc un levier essentiel pour améliorer les performances de collecte des déchets. Mais, quelle que soit la solution adoptée (collecte séparée ou compostage), le tri de ce flux de déchets demande une organisation spécifique pour les collectivités territoriales qui seront confrontées à des enjeux différents en fonction de leurs caractéristiques (rurales, urbaines, denses, touristiques, commerciales).

Les différences de performances de collecte des déchets pourraient également refléter des efforts de sensibilisation plus ou moins élevés (Romano *et al.*, 2019). De ce fait, l'amélioration des performances de collecte séparée des déchets pourrait être favorisée par des initiatives telles que des campagnes de communication adaptées aux habitants, tenant compte de leur sensibilité environnementale, leur niveau d'éducation et adaptées aux spécificités territoriales. Par exemple, dans les zones très touristiques, des fiches informatives détaillées sur les consignes de tri en vigueur peuvent être proposées aux touristes susceptibles d'être confrontés à une méconnaissance des règles locales de tri. L'uniformisation des bacs de collecte pour chaque flux de déchets à l'échelle nationale pourrait également faciliter la compréhension et diminuer les erreurs de tri souvent fréquentes dans les territoires touristiques. En effet, comme souligné par Aujollet *et al.* (2020), l'un des problèmes rencontrés pour le développement du recyclage (des emballages plastiques) en France est une difficulté de collecte due aux règles de tri peu lisibles et non homogènes sur l'ensemble du territoire.

Il est également pertinent de considérer les disparités des performances de collecte des déchets en fonction des instruments économiques mis en œuvre par les collectivités territoriales, comme l'adoption d'une tarification incitative. Cette dernière a pour principal objectif de faire supporter à l'utilisateur le coût associé à la quantité de déchets non triés, l'incitant ainsi à réduire sa production de déchets et par conséquent à améliorer les performances de collecte des déchets. Il convient cependant de noter que l'adoption d'une tarification incitative peut entraîner une augmentation du coût de gestion des déchets. La mise en place d'un tel mode de tarification nécessite de développer un système de comptage des usagers et des quantités de déchets qu'ils produisent, afin de facturer le coût du service public des déchets en fonction de leur production individuelle (Bénard, 2008). De plus, la tarification incitative peut susciter des comportements illégaux de la part des usagers pour détourner des flux de déchets (Glachant, 2005). Elle s'est relativement peu développée dans les collectivités territoriales françaises (ADEME, 2021a) et sa mise en place repose sur la capacité de celles-ci à prévoir et à gérer les coûts de mise en œuvre et de contrôle.

La discussion de nos résultats met en évidence qu'il n'existe pas de solution unique en matière de politiques locales de gestion des déchets. La mise en place d'instruments et de politiques doit être adaptée aux particularités de chaque territoire. Cela peut nécessiter des expérimentations et des retours d'expérience entre territoires présentant des caractéristiques similaires. Cette étude présente les variations départementales des performances de collecte des déchets ainsi que certains facteurs économiques et sociodémographiques qui leur sont associés. Par la suite, il serait pertinent de réaliser des analyses économétriques à des échelles plus fines, par exemple à l'échelle des collectivités en charge des déchets ou à l'échelle des ménages, afin de déterminer de façon précise les facteurs explicatifs de la performance de collecte séparée des déchets ménagers.

1.5 Conclusion

Dans cet article, nous avons étudié les disparités en matière de collecte des déchets entre les départements français. Pour comprendre les facteurs auxquels sont liées ces différences, nous avons créé une typologie des départements selon leur performance de collecte des déchets. Nous avons identifié quatre classes de départements selon qu'ils sont plus ou moins performants dans la collecte séparée des déchets et selon qu'ils ont des quantités d'OMR par habitant plus ou moins élevées. Nous mettons en relation ces différences de performances de collecte des déchets avec des variables économiques et sociodémographiques et montrons que la densité, le taux de pauvreté, le degré d'urbanisation, le niveau d'éducation et le tourisme sont des caractéristiques ayant un lien avec les niveaux observés de collecte séparée des déchets.

Enfin, nous avons proposé des pistes d'amélioration des politiques publiques locales de gestion des déchets. Nous avons mis l'accent sur la promotion de la prévention des déchets et sur le déploiement du tri à la source des biodéchets, qui représentent des solutions fondamentales pour encourager des comportements favorables à la réduction des déchets. La sensibilisation des citoyens à travers des campagnes de communication adaptées et la mise en place d'incitations économiques, telle que la tarification incitative, sont également identifiées comme des leviers susceptibles d'améliorer la gestion des déchets.

Ce travail est une première analyse à l'échelle des départements français qui met en évidence les variations spatiales des performances de collecte des déchets et des caractéristiques économiques et sociodémographiques avec lesquelles elles sont corrélées. Il souligne, en particulier, l'importance de prendre en considération les spécificités territoriales dans l'élaboration des politiques publiques locales en matière de gestion des déchets.

Bibliographie

- ADEME. (2021a). *La collecte des déchets par le service public en France : Résultats clés 2019 et zooms thématiques*.
https://bibliothèque.ademe.fr/cadic/6021/collecte_des_dechets_enquete_2019-v2.pdf
- ADEME. (2021b). *MODECOMTM 2017 Campagne nationale de caractérisation des déchets ménagers et assimilés*.
- Agovino, M., Cerciello, M., & Musella, G. (2019). The good and the bad: Identifying homogeneous groups of municipalities in terms of separate waste collection determinants in Italy. *Ecological Indicators*, 98, 297-309.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.003>
- Agovino, M., & Musella, G. (2020). Separate waste collection in mountain municipalities. A case study in Campania. *Land Use Policy*, 91, 104408.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104408>
- Aujollet, Y., Douard, P., Girardot, P.-E., & Legait, B. (2020). *Les filières de recyclage de déchets en France métropolitaine*.
https://www.economie.gouv.fr/files/files/directions_services/cge/filieres-dechets-recyclage.pdf
- Barbier, R. (2021). Faire collectif avec les déchets : Essai sur l'ordre public rudologique. *Géocarrefour*, 95(1), Art. 1. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.16183>
- Barbier, V., Frois, P., & Le Masne, P. (2003). Service public local et développement durable. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 2, 317-338.
<https://doi.org/10.3917/reru.032.0317>
- Bénard, F. (2008). Gestion des déchets et développement de la redevance incitative : Exemple de transformation du modèle économique d'un service public. *Flux*, 74(4), 30-46.
<https://doi.org/10.3917/flux.074.0030>
- Beuve, J., Huet, F., Porcher, S., & Saussier, S. (2013). *Les performances des modes de gestion alternatifs des services publics : Les cas de la collecte des déchets en France. Rapport pour l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie*. https://chaire-eppp.org/files_chaire/rapport_final_ademe_-_mars_2013_0.pdf
- Brown, K., Turner, R. K., Hameed, H., & Bateman, I. (1997). Environmental carrying capacity and tourism development in the Maldives and Nepal. *Environmental Conservation*, 24(4), 316-325. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000428>

- Cirelli, C., & Florin, B. (2015). *Sociétés urbaines et déchets : Éclairages internationaux*. Presses universitaires François-Rabelais.
- Dupré, M. (2013). “Représentations sociales du tri sélectif et des déchets en fonction des pratiques de tri”. *Les Cahiers Internationaux de Psychologie Sociale, Numéro 98(2)*, 173-209. <https://doi.org/10.3917/cips.098.0173>
- Fadhullah, W., Imran, N. I. N., Ismail, S. N. S., Jaafar, M. H., & Abdullah, H. (2022). Household solid waste management practices and perceptions among residents in the East Coast of Malaysia. *BMC Public Health*, 22(1), 1. <https://doi.org/10.1186/s12889-021-12274-7>
- Ferrara, I., & Missios, P. (2005). Recycling and Waste Diversion Effectiveness: Evidence from Canada. *Environmental and Resource Economics*, 30(2), 221-238. <https://doi.org/10.1007/s10640-004-1518-z>
- Gidarakos, E., Havas, G., & Ntzamilis, P. (2006). Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. *Waste Management*, 26(6), 668-679. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.018>
- Glachant, M. (2005). La politique nationale de tarification du service des déchets ménagers en présence de politiques municipales hétérogènes. *Économie & prévision*, 167(1), 85-100. <https://doi.org/10.3406/ecop.2005.7400>
- Granzin, K. L., & Olsen, J. E. (1991). Characterizing Participants in Activities Protecting the Environment: A Focus on Donating, Recycling, and Conservation Behaviors. *Journal of Public Policy & Marketing*, 10(2), 1-27.
- Husson, F., Lê, S., & Pagès, J. (2016). *Analyse de données avec R*. Presses Universitaires de Rennes. <https://hal.science/hal-01292429>
- Jourda, G., & Malet, V. (2022). *La gestion des déchets dans les Outre-mer. Rapport d'information fait au nom de la délégation sénatoriale aux outre-mer* (Rapport d'information fait au nom de la délégation sénatoriale aux outre-mer N° 195 (2022-2023) ; SÉNAT session ordinaire de 2022-2023). <https://www.senat.fr/notice-rapport/2022/r22-195-notice.html>
- Lagarenne, C., & Wiltgen, S. (2001). *Déterminants des comportements de tri des ménages*. Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale. Série Etudes 01-E04. Ministère de l'environnement. <https://side.developpement-durable.gouv.fr/Default/doc/SYRACUSE/320134/determinants-des-comportements-de-tri-des-menages>

- Lupton, S. (2011). *Économie des déchets. Une approche institutionnaliste*. De Boeck.
- Maugé, J., & (dir.). (2022). *Bilan environnemental de la France—Édition 2021*.
<https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/bilan-environnemental-de-la-france-edition-2021>
- Oskamp, S., Harrington, M. J., Edwards, T. C., Sherwood, D. L., Okuda, S. M., & Swanson, D. C. (1991). Factors Influencing Household Recycling Behavior. *Environment and Behavior*, 23(4), 494-519. <https://doi.org/10.1177/0013916591234005>
- Rocher, L. (2015). Entre secteur et territoires, la gestion des déchets au prisme de la planification. *Politiques et management public*, 32(4), 311-327.
- Romano, G., Lombardi, G. V., Rapposelli, A., & Gastaldi, M. (2022). The factors affecting Italian provinces' separate waste-collection rates: An empirical investigation. *Waste Management*, 139, 217-226. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.037>
- Romano, G., Rapposelli, A., & Marrucci, L. (2019). Improving waste production and recycling through zero-waste strategy and privatization: An empirical investigation. *Resources, Conservation and Recycling*, 146, 256-263.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.030>
- Struk, M. (2017). Distance and incentives matter: The separation of recyclable municipal waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 122, 155-162.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.023>
- Tarrisse-Vicard, F., Conte, J. L., Aznar, O., Antoni, A., Ferzli, R., & Gouet, J. (2013). Gestion des déchets ménagers : Comment les collectivités françaises mobilisent-elles leurs usagers ? *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 13-1, Art. 13-1. <https://doi.org/10.4000/vertigo.13417>
- Timlett, R., & Williams, I. D. (2011). The ISB model (infrastructure, service, behaviour): A tool for waste practitioners. *Waste Management*, 31(6), 1381-1392.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.12.010>
- Zuindeau, B. (2005). Analyse économique des disparités écologiques spatiales : Une étude à partir des départements français. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 3, 331-354.
<https://doi.org/10.3917/reru.053.0331>

Annexe A.1

Annexe A.1.1 : Organisation et enjeux de la gestion des déchets

Dès 1975, les institutions européennes introduisent la directive 75/442/CEE relative aux déchets dans le but d'harmoniser les législations européennes sur la base d'une politique communautaire. Cette directive européenne est transposée dans le droit français par la loi n°75-633 du 15 juillet 1975. Celle-ci institue que les collectivités territoriales ont la responsabilité d'organiser la collecte, le traitement et l'élimination des déchets. Au début des années 1990 apparaît le principe de proximité dans la gestion des déchets, qui prévoit de limiter en distance et en volume le transport des déchets, afin de responsabiliser les territoires et leurs habitants (Barbier, 2021). La loi française n°92-646 du 13 juillet 1992 apporte des orientations importantes avec notamment l'obligation pour les départements d'établir des plans permettant d'évaluer les mesures prises par les collectivités territoriales pour éliminer les déchets. La nouvelle directive de 2008 procède à une hiérarchisation du mode de gestion des déchets en commençant par la prévention, puis la préparation à une réutilisation, le recyclage, la valorisation et enfin l'élimination. En 2015, la loi n°2015-991 portant nouvelle organisation territoriale de la République et la loi n°2015-992 relative à la transition énergétique pour la croissance verte apportent des modifications importantes dans le domaine des déchets. La première transfère à la région l'obligation d'établir les plans de gestion des déchets. La seconde décline de manière opérationnelle la transition à opérer pour passer d'un modèle économique linéaire à un modèle circulaire qui intégrera l'ensemble du cycle de vie des produits. La gestion des déchets devient ainsi un enjeu majeur de la transition vers une économie circulaire en France.

Au niveau national, c'est l'État qui fixe la politique et le cadre réglementaire de la gestion des déchets. Il donne aux communes et à leurs groupements la charge de mettre en place des politiques adéquates pour gérer les déchets à l'échelle de leur territoire. Ceux-ci sont libres d'exercer la collecte et le traitement des déchets eux-mêmes ou de déléguer une partie du service à des entreprises spécialisées. Les firmes sont responsables de la fin de vie des produits qu'elles mettent sur le marché et participent économiquement à la couverture des coûts liés à leur élimination. Enfin, les ménages participent aux actions de prévention des déchets par leur choix de consommation, en évitant le gaspillage alimentaire et en triant leurs déchets. Ils contribuent aussi au financement de la gestion des déchets par le paiement de taxes pour l'enlèvement des ordures ménagères.

Tableau A.1.1 : Matrice de corrélation des variables illustratives

| | NB_NUITS | DIP_SUP | DENS_POP | POP_URB | TAUX_PAUV |
|-----------|----------|---------|----------|---------|-----------|
| NB_NUITS | 1 | | | | |
| DIP_SUP | 0,11 | 1 | | | |
| DENS_POP | 0,69 | 0,12 | 1 | | |
| POP_URB | 0,46 | 0,50 | 0,34 | 1 | |
| TAUX_PAUV | -0,08 | -0,15 | 0,04 | 0,28 | 1 |

Chapitre 2

2 Assessing the impact of source separation solutions for biowaste on residual household waste: An analysis at the French intermunicipal level*

Abstract

This article analyzes the effectiveness of biowaste source separation by assessing its impact on the quantities of residual household waste collected per capita. Using a difference-in-differences approach, we first examine how solutions implemented by French local authorities, such as home composting and separate biowaste collection, affect residual household waste quantities. We then explore the heterogeneity of these effects across various economic and sociodemographic variables. Finally, we isolate the specific effect of the separate collection of biowaste. We find no significant overall effect of combining different biowaste separation solutions on residual waste quantities in our data. However, our analysis of heterogeneous effects shows that low-density areas experience a greater reduction in residual waste following the implementation of these solutions compared to high-density areas. Our results also suggest that incentive pricing significantly reduces residual household waste, while a high number of tourist accommodations and high population density tend to increase it. When focusing solely on the separate collection of biowaste, our findings reveal a significant average reduction of approximately 25 kg per capita in residual household waste among intermunicipal cooperation entities that have implemented this measure. Based on these results, we suggest ways to improve local public waste management policies.

Keywords: Biowaste; Impact evaluation; Local authorities; Difference-in-differences; Household waste; Incentive pricing.

JEL Classification: C01; Q51; Q53; Q58

* Ce chapitre est en révision à *Environmental and Resource Economics*.
Ndimblane, A., Aznar, O., & Ayouba, K. (2024). Assessing the impact of source separation solutions for biowaste on residual household waste: An analysis at the French intermunicipal level. Submitted on December 23, 2024, to *Environmental and Resource Economics*. Revisions requested on May 22, 2025.

2.1 Introduction

Biowaste constitutes approximately 33% of residual household waste in France (ADEME, 2021b). To reduce the environmental and economic impacts associated with its incineration and landfill when mixed with residual household waste¹⁸, biowaste is targeted by European and French regulations. From January 1, 2024, the French anti-waste and circular economy law (AGEC)¹⁹ requires all local authorities responsible for public waste management services to provide their residents with solutions for the source separation of biowaste. The goal of source separation is to remove biowaste from residual household waste, primarily by reducing its production and encouraging the sorting and recovery of unavoidable biowaste. Local authorities have several options in order to comply with the regulations. They can implement individual composting, collective composting, or separate collection of biowaste. These solutions are complementary, allowing each intermunicipal cooperation entity²⁰ the flexibility to determine the organizational structure that best suits its needs. In this context, analyzing the effectiveness of these solutions is essential, particularly in reducing residual household waste as biowaste separation becomes more widespread.

The economic literature evaluating local waste management policies has largely focused on the effectiveness of economic instruments, especially incentive-based pricing systems designed to encourage households to reduce waste (e.g., Tsai & Sheu, 2009; Allers & Hoeben, 2010; Gatier, 2016). Research specifically examining the effect of biowaste source separation on residual waste quantities remains limited. A notable example is Alacevich *et al.* (2021), who, using data from household surveys, found that the implementation of biowaste source separation policies in Sweden led to an increase in the separation of dry recyclable waste and a decrease in residual waste. However, to our knowledge, no economic study has examined the impact of composting and the separate collection of biowaste on residual household waste quantities at the intermunicipal level, while accounting for heterogeneity, even though some studies (e.g., Bourdin & Ragazzi, 2018) have shown that policy impacts often vary by region or population. Our study addresses this gap by estimating the effects of implementing biowaste source separation solutions on the quantities of residual household waste collected by

¹⁸ Residual household waste refers to household waste that is not subject to separate collection for recovery. It comprises all household and similar waste, except for glass, packaging and paper, biowaste, bulky waste, and hazardous waste.

¹⁹ Law No. 2020-105 of 10 February 2020 on fighting waste and the circular economy.

²⁰ *Établissement Public de Coopération Intercommunale* (EPCI) in French.

intermunicipal cooperation entities responsible for waste management in France. We also analyze how these effects vary across different economic and sociodemographic contexts, as well as depending on the presence of incentive pricing systems. Our aim is to explain the extent to which biowaste source separation contributes to reducing residual household waste and to identify ways to improve local public waste management policies.

The article is organized as follows. Section 2.2 reviews the existing academic literature and highlights the originality of our study. Section 2.3 describes the difference-in-differences method used to assess the effects of source separation of biowaste on quantities of residual household waste. Section 2.4 describes the data used for the empirical analyses. Section 2.5 presents the results, focusing first on the combined effects of source separation solutions for biowaste, then on the specific effects of separate collection on the quantities of residual household waste. Section 2.6 provides a discussion and suggests ways to improve local public waste management policies, and section 2.7 concludes.

2.2 Literature review and contributions

The literature on the evaluation of policies implemented by local authorities responsible for waste management mainly focuses on the effectiveness of economic instruments aimed at encouraging households to reduce their waste. Several evaluation methods have been used, such as the synthetic control method (Bueno & Valente, 2019), matching methods (Gatier, 2016), and the difference-in-differences method (Tsai & Sheu, 2009; Allers & Hoeben, 2010; Carattini *et al.*, 2018; Cheng *et al.*, 2020). For example, Tsai & Sheu (2009) analyzed the effects of incentive pricing on household waste, recycling, and illegal dumping in Taipei (Taiwan), using the difference-in-differences method. They concluded that while incentive pricing reduces waste quantities, its impact on recycling is less significant than suggested by the literature. They also claim that over 60% of the observed reduction in waste can be attributed to increased illegal dumping in neighboring municipalities. Similarly, Allers & Hoeben (2010) used the same method to assess the effect of incentive pricing on household waste in Dutch municipalities. They found that this pricing system reduces both residual household waste and biowaste. Using panel data analysis, Usui & Takeuchi (2014) showed that the introduction of incentive pricing programs encourages participation in recycling activities in Japanese cities. In France, Gatier (2016) used matching methods to show that incentive pricing leads to a 28% reduction in residual household waste and a 33% increase in sorted waste (packaging, newspapers and magazines).

Apart from these analyses based on incentive pricing, some studies have sought to identify the effects of changes in waste collection systems on waste quantities and recycling at the household level. For example, Tucker *et al.* (2001) simulated the behavior of residents in Fylde, United Kingdom. They found that reduced waste collection frequencies changed the recycling habits of 18% of the population. This resulted in environmental benefits and cost savings of 60% from reduced energy consumption and waste collection vehicle emissions. Using propensity score matching and differences-in-differences estimation, Best & Kneip (2019) assessed the causal effect of curbside collection on household recycling participation in Cologne (Germany). They found that curbside collection increased recycling participation by 10-25% for plastics and packaging.

Regarding biowaste, most evaluation studies have concentrated on identifying ecologically preferable recovery solutions by comparing the benefits of various treatment options. The life cycle assessment method has been widely used for this purpose (Krutwagen *et al.*, 2008). For example, Maragkaki *et al.* (2023) applied this method to study biowaste composting in Katerini (Greece), concluding that it offers environmental advantages over landfilling. However, these studies mainly compare the advantages of different treatment methods (industrial composting, incineration with energy recovery, methanization) without considering an essential condition for biowaste recovery: source separation (Angouria-Tsorochidou *et al.*, 2023). De Silva & Taylor (2024) examined the effects of municipal composting services on household waste disposal and landfill emissions in Australia. They found that this measure diverted household waste from landfills and could reduce emissions from landfills by 6-26%. Using individual data from household surveys in California, Sintov *et al.* (2019) showed that home composting policies can help reduce food waste, revealing knock-on effects on household behavior. Similarly, Alacevich *et al.* (2021) found that the implementation of biowaste source separation policies in Sweden led to an increase in the separation of dry recyclable waste and a decrease in residual waste, also based on data from households.

Studies directly analyzing the relationship between biowaste source separation policies and the quantities of waste collected at the intermunicipal level remain rare. We can cite Ek & Miliute-Plepiene (2018), who analyzed the effects of a separate food waste collection policy on the quantities of dry recyclable waste in Swedish municipalities, showing that this policy generated spillover effects and promoted better sorting of packaging waste. However, although empirical research shows that, in general, policy impacts often vary by region or population (Bourdin & Ragazzi, 2018), their study did not account for the economic and sociodemographic

heterogeneity of the municipalities analyzed. Moreover, given that a major goal of biowaste source separation is to reduce the quantities of residual waste incinerated or landfilled, it is crucial to assess its direct impact on the residual waste stream.

In the French context, Resse (2007) examined the relevance of local source separation solutions for biowaste, focusing on three French municipalities. This study measured collection performance indicators and waste characterization before and after the implementation of solutions, revealing that the measures adopted in these municipalities reduced the quantities of biowaste in residual household waste. Furthermore, a study by (ADEME, 2022), comparing the average quantities of residual waste in intermunicipal entities that implemented biowaste sorting with the national average, concludes that such intermunicipal entities generally exhibit lower residual waste quantities. Our contribution includes assessing the effectiveness of source separation solutions for biowaste across a diverse range of French intermunicipal cooperation entities, considering both the diversity of available solutions and the heterogeneity of local contexts. For this, we use the difference-in-differences method described in the next section.

2.3 Methodology

Evaluating public policy requires the comparison of outcomes after implementation with those that would have occurred in its absence. As this counterfactual scenario is generally unobservable, it can be estimated using a control group. This group consists of individuals or entities that did not benefit from the policy, but are comparable to the beneficiaries. Difference-in-differences is one of the most commonly used methods in empirical impact assessment studies in economics (Callaway, 2020). It estimates the impact of a policy by calculating the before-and-after difference in outcomes for the treatment group and then subtracting the variation observed in the control group. This method relies on the "parallel trends" hypothesis, which posits that, in the absence of the policy, the evolution of outcomes would have been similar in both groups (Fredriksson & Oliveira, 2019). The difference-in-differences method has been applied in various contexts to assess the effects of public policies related to waste management (for example, Allers & Hoeben, 2010; Cheng *et al.*, 2020). In our study, the difference-in-differences method is well suited to our research question, which aims to identify the effect of source separation solutions for biowaste on the quantities of residual household waste collected by intermunicipal cooperation entities. The available data on biowaste management policies in France also motivates our estimation strategy. Indeed, while source separation of biowaste will not be mandatory until January 1, 2024, some local authorities have

already implemented composting and separate biowaste collection voluntarily or in anticipation of the regulations in recent years. This situation allows us to identify two groups of intermunicipal entities: a treatment group that has adopted the policy, and a control group, which is useful for estimating causal effects using difference-in-differences. Moreover, the availability of data prior to the implementation of biowaste source separation solutions enables us to verify the validity of this method. The canonical difference-in-differences estimator is obtained using the following econometric specification (equation 2.1):

$$Y_{it} = \alpha + \beta Treatment_i + \gamma Year_t + \delta (Treatment \times Year)_{it} + \varepsilon \quad (2.1)$$

Y_{it} represents the quantity of residual household waste collected per capita by intermunicipal entity i in year t . $Treatment_i$ is a dummy variable, constant over the years, equal to 1 if the intermunicipal structure i implemented source separation of biowaste. $Year_t$ is a dummy variable equal to 1 for the year after treatment and 0 for the year before. $(Treatment \times Year)_{it}$ is a dummy variable equal to 1 if intermunicipal structure i is treated in year t . δ is the coefficient of interest, reflecting the Average Treatment Effect on the Treated (ATT).

Several authors, including Allers & Hoeben (2010), Gatier (2016), Agovino *et al.* (2019), Romano *et al.* (2019), Cheng *et al.* (2020), and Romano *et al.* (2022), have demonstrated that economic and sociodemographic factors (such as tourism, population density, income) can explain the levels and differences in the quantities of residual household waste collected by intermunicipal entities. To account for potential heterogeneity, we estimate an extended difference-in-differences model with interaction that allows us to assess how the policy effect varies according to certain characteristics. We include variables that may differ between the treatment and control groups and that are likely to influence the quantities of residual household waste collected. The estimated specification is presented in equation (2.2):

$$Y_{it} = \beta_0 + \beta_1 Treatment_i + \beta_2 Year_t + \beta_3 (Treatment \times Year)_{it} + \beta_4 X_i + \beta_5 (Treatment \times X_i) + \beta_6 (Year \times X_i) + \beta_7 (Treatment \times Year \times X_i) + \varepsilon \quad (2.2)$$

where, X_i represents economic or sociodemographic characteristics (e.g., the number of tourist accommodations, population density, waste pricing systems). β_7 captures how the effect of the policy varies depending on the value (or modality) of X_i . By including these interaction terms, we can determine whether source separation policies for biowaste are more effective in certain areas, depending on specific local characteristics.

In this section, we presented the difference-in-differences method and its extension with interaction terms to assess the impact of source separation solutions for biowaste on residual household waste quantities. The next section describes the data used for the empirical application of this method.

2.4 Data and descriptive statistics

2.4.1 Database and sample

Data on the quantities of waste collected by public waste management services are taken from the “*Collecte*” survey of intermunicipal entities conducted by ADEME and recorded in the SINOE® database.²¹ This database allows us to track changes in household waste collection and provides information on composting solutions for biowaste implemented by intermunicipal entities. In addition, a report by ADEME (2022) lists all intermunicipal entities that had adopted separate biowaste collection. From these data sources, we identified 240 intermunicipal entities for which data are available on both residual household waste collected in 2011 and 2021²², as well as on the implementation of biowaste source separation solutions. Figure 2.1 shows the evolution of the quantities of residual household waste collected per capita in these 240 intermunicipal entities compared to the national average. The trends appear broadly similar, suggesting that the selected sample is representative of national dynamics and thus relevant for our analysis.

Solutions for sorting biowaste at source implemented by French local authorities include separate collection (via curbside collection with dedicated bins or through voluntary drop-off points), individual composting (by households in private spaces such as gardens, balconies, or yards), and collective composting (in shared neighborhood or residential sites). These solutions are complementary, and intermunicipal entities can combine them to best fit their local context. Figure 2.2 shows that among the 240 intermunicipal entities in our study sample, 113 had implemented at least one of these three biowaste source separation solutions by 2021, while 127 had not implemented any such solution by 2021.

²¹ The survey is sent to approximately 1200 intermunicipal cooperation entities responsible for waste collection and treatment.

²² We consider these two years to retain as many intermunicipal entities as possible in the study.

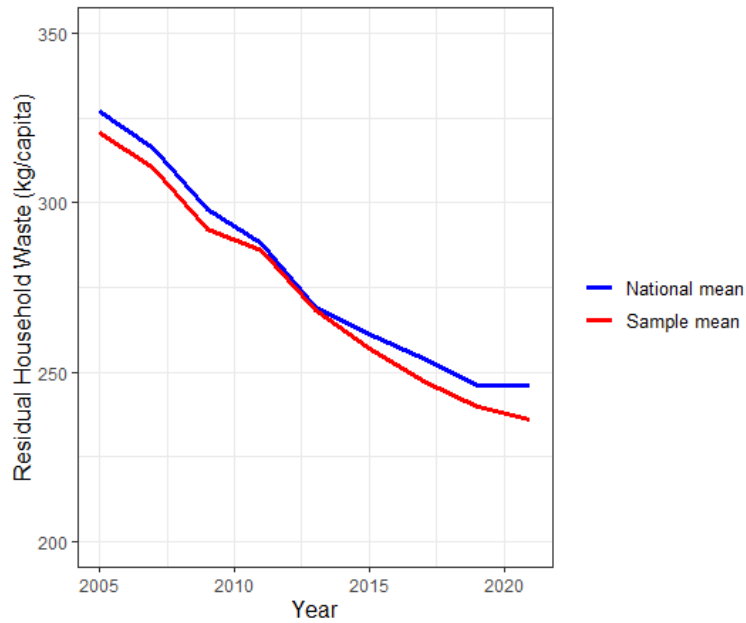


Figure 2.1 : Evolution of the mean residual household waste collected per capita in the sample and at the national level

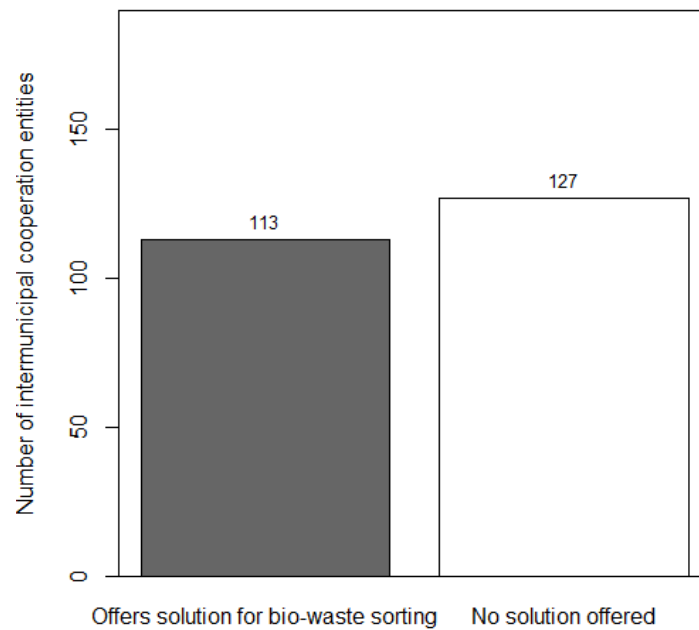


Figure 2.2 : Distribution of intermunicipal entities by presence of biowaste sorting solutions in 2021

The difference-in-differences analysis is based on two observation years: 2011 (the pre-treatment year) and 2021 (the post-treatment year). It is important to clarify the composition of the treatment and control groups in relation to these two years. The 113 intermunicipal entities that had not implemented any solution in 2011 but adopted at least one solution after that year

constitute the treatment group. A graphical representation of the number of solutions implemented by each intermunicipal entity (Figure A.2.1 in Appendix A.2) shows that among these 113 intermunicipal entities, 6 had implemented both home composting²³ and separate collection, while the remaining 107 offered one solution in 2021. The control group comprises the 127 intermunicipal entities that did not implement any biowaste sorting solution either before or after 2011. Descriptive statistics for these two groups are presented in the next subsection.

2.4.2 Descriptive statistics

Table 2.1 presents descriptive statistics on the quantities of residual household waste collected per capita in 2011 and 2021 for both the treatment and control groups, as well as for the total sample of intermunicipal entities studied. Between 2011 and 2021, the average quantity of residual household waste collected per capita decreased across all groups. For example, in the global sample, there was a decrease of nearly 17%, indicating a general reduction in residual waste over the period. Moreover, the data reveal significant variations across intermunicipal entities. In 2021, the minimum quantity collected was 98.74 kg per capita, while some intermunicipal entities exceeded 600 kg per capita.

Table 2.1 : Descriptive Statistics for residual household waste quantities

| Year | Quantity of residual household waste collected (kg/capita) | | | | | |
|--------------|--|---------|--------|-----------|---------|--------|
| | 2011 | | | 2021 | | |
| Group | Treatment | Control | Total | Treatment | Control | Total |
| Sample size | 113 | 127 | 240 | 113 | 240 | 240 |
| Minimum | 104.5 | 86.24 | 86.24 | 104.2 | 98.74 | 98.74 |
| 1st quartile | 239.9 | 231.18 | 234.59 | 175.5 | 187.49 | 183.24 |
| Median | 267.1 | 261.88 | 263.87 | 224.2 | 234.11 | 228.26 |
| Mean | 282.6 | 290.70 | 286.89 | 228.9 | 247.84 | 238.95 |
| 3rd quartile | 295.5 | 300.51 | 299.37 | 259.9 | 275.12 | 270.68 |
| Max | 850.5 | 863.43 | 863.43 | 568.2 | 696.52 | 696.52 |

To conduct the heterogeneity analyses in our difference-in-differences framework, we rely on relevant literature and available data to select the following variables: (i) TOURIST-ACCOMMODATION, measured by the number of campsites and the number of available hotel beds. Some authors show that tourism can affect the efficiency of municipal waste management (Caponi, 2022). (ii) DENSITY, representing population density in inhabitants per km². In high-

²³ We define "home composting" as the presence of individual composting, collective composting, or both.

density municipalities, limited space can pose challenges for waste sorting and management (Timlett & Williams, 2009). (iii) INCOME, measured by the median taxable income per consumption unit. This variable is used to capture the standard of living in a given area. Some authors (e.g., Romano *et al.*, 2019) suggest that income influences consumption patterns and, consequently, waste generation. (iv) PRICING-SYSTEM, since the implementation of incentive pricing can influence both waste generation and sorting behavior (Allers & Hoeben, 2010; Gatier, 2016; Romano *et al.*, 2019). Table A.2.1 in Appendix A.2 provides details on the years considered and the data sources for these variables.

Table 2.2 presents descriptive statistics for the quantitative variables used to perform the heterogeneity analyses, by treatment and control groups. The median values of population density are much lower than the means in both groups, illustrating strong disparities in the distribution of density. The number of tourist accommodation establishments also varies greatly: in the treatment group, it ranges from 0 to 1472, highlighting significant differences in tourism activity among intermunicipal entities. A similar variability is observed across intermunicipal entities for income. For the heterogeneity analyses, all these quantitative variables are divided into two categories: "Low" for intermunicipal entities with values below the median, and "High" for those above the median. This classification allows for comparative analysis across groups.

Table 2.2 : Descriptive statistics for quantitative variables used to perform the heterogeneity analyses

| Group | TOURIST-ACCOMMODATION | | DENSITY (inhabitants/Km ²) | | INCOME (euros) | |
|--------------|-----------------------|---------|--|----------|----------------|---------|
| | Treatment | Control | Treatment | Control | Treatment | Control |
| Minimum | 0.00 | 0.00 | 7.002 | 8.187 | 18,877 | 20,358 |
| 1st quartile | 4.00 | 3.00 | 35.918 | 28.292 | 26,854 | 26,248 |
| Median | 10.00 | 7.00 | 78.693 | 58.327 | 30,027 | 28,623 |
| Mean | 32.99 | 17.65 | 235.410 | 126.213 | 31,367 | 29,539 |
| 3rd quartile | 28.00 | 19.50 | 146.214 | 134.909 | 34,786 | 32,637 |
| Max | 1472.00 | 156.00 | 10,126.570 | 1121.320 | 54,095 | 45,634 |

Figure 2.3 shows the distribution of all intermunicipal entities according to their waste pricing system (the qualitative variable). Three types of pricing systems are distinguished: (i)

classic pricing, where the price paid by residents is independent of the amount of waste produced; (ii) incentive pricing, which is calculated based on the quantity of waste generated; and (iii) mixed pricing, where part of the population is subject to classic pricing and the other part to incentive pricing.

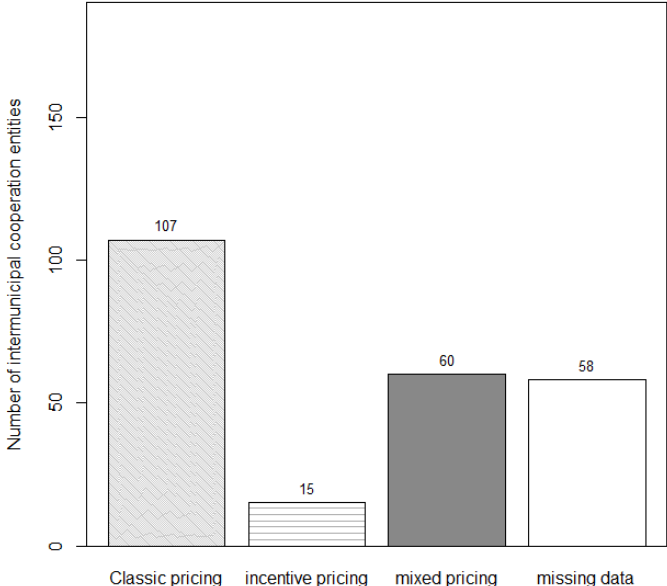


Figure 2.3 : Distribution of intermunicipal entities by waste pricing system

To assess the specific effects of separate biowaste collection on residual household waste quantities, we retained the same control group but defined the treatment group as only the 53 intermunicipal entities that introduced separate biowaste collection after 2011 (see Figure 2.4).

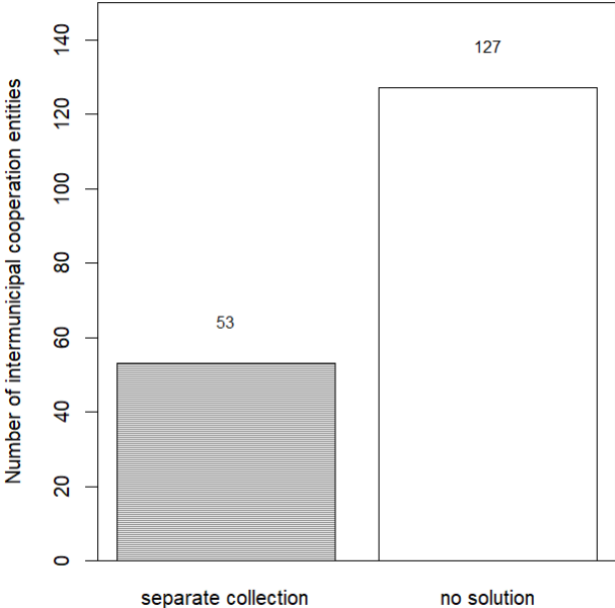


Figure 2.4 : Distribution of intermunicipal entities according to the presence of separate collection for biowaste in 2021

The next section presents and discusses the results of the empirical application of the difference-in-differences method to these data.

2.5 Results

This section is divided into two parts. In the first part, we present the effects of source separation of biowaste, which includes the implementation of at least one of the solutions available to French intermunicipal entities (home composting and/or separate collection). In the second part, we specifically assess the impact of separate biowaste collection.

2.5.1 Effect of source separation solutions for biowaste on residual household waste collected per capita

i) Verification of the parallel trends assumption

Firstly, we tested the appropriateness of using the difference-in-differences method, which relies on the parallel trends assumption between the treatment and control groups prior to the policy adoption (Fredriksson & Oliveira, 2019). To do so, we graphically illustrate the evolution of residual household waste quantities in the treatment and control groups to allow for a visual comparison. Figure 2.5 shows that the two curves follow similar trends during the pre-treatment period, supporting the validity of the parallel trends assumption.

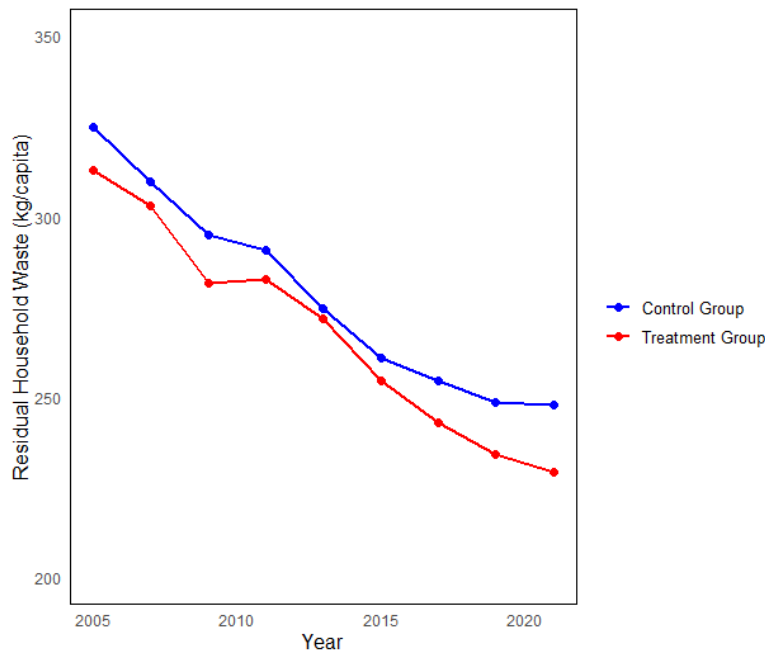


Figure 2.5 : Trends in residual household waste quantities for treatment and control groups

To confirm this graphical observation, we follow Carattini *et al.* (2018) and conduct a placebo test. Specifically, we introduce a fictitious treatment during the periods prior to policy implementation (2007-2011 and 2009-2011), using the same treatment and control groups as in our main analysis. We then test whether the coefficient of interest (TREATMENT x YEAR), representing the Average Treatment Effect on the Treated (ATT), is statistically significant in these pre-treatment periods. As shown in Table 2.3, this coefficient is statistically non-significant in both periods, suggesting that there was no significant difference in residual household waste (RHW) trends between the treatment and control groups before the policy was implemented. This validates the use of the difference-in-differences approach in our analysis.

Table 2.3 : Estimation results for the placebo test of parallel trends (2007-2011 and 2009-2011)

| Periods pre-trends | 2007-2011 | 2009-2011 |
|--------------------|-----------------|-----------------|
| | MODEL | MODEL |
| Dependent Variable | RHW (kg/capita) | RHW (kg/capita) |
| ATT | -1.205 (10.39) | 5.217 (8.674) |
| Fixed-Effects: | ----- | ----- |
| TREATMENT | Yes | Yes |
| YEAR | Yes | Yes |
| S.E.: Clustered | by: ID | by: ID |
| Observations | 443 | 463 |
| R2 | 0.00956 | 0.00291 |
| Within R2 | 7.84e-6 | 0.00016 |

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

ii) Difference-in-differences estimation results

The evolution of residual household waste quantities collected per capita (Figure 2.5) illustrates a gradual decline in both the treatment and control groups between 2005 and 2021. However, after 2011, intermunicipal entities that implemented source separation of biowaste exhibited a more pronounced reduction in residual waste compared to the control group. While this observation suggests a potential effect of biowaste source separation, graphical analysis alone is insufficient to establish causality. The results of the difference-in-differences estimation presented in Table 2.4 provide a more robust assessment of this effect. In this model, we observe a reduction of 10.81 kg per capita in the coefficient of interest (the ATT), but this result is not statistically significant.

Table 2.4 : Effect of source separation of biowaste on quantities of residual household waste collected

| Dependent Variable | MODEL |
|---|----------------|
| ATT | -10.81 (7.398) |
| Fixed-Effects: | ----- |
| TREATMENT | Yes |
| YEAR | Yes |
| S.E.: Clustered | by: ID |
| Observations | 480 |
| R2 | 0.06027 |
| Within R2 | 0.00074 |
| --- | |
| Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 | |

To further evaluate this policy, we also assess its effects while accounting for the different variables presented in Table A.2.1 in Appendix A.2. Specifically, we estimate interaction models for each of these variables to compare the policy effects across different economic and sociodemographic characteristics, as well as according to the waste pricing system.

iii) Results of the heterogeneity analysis of the effect of biowaste source separation on residual household waste collected per capita

This analysis investigates whether the effect of biowaste source separation on residual household waste (RHW) varies depending on the level of tourist accommodation, population density, income and pricing system within intermunicipal entities.

- Interaction model with the tourist accommodation variable

The results presented in Table 2.5 indicate that intermunicipal entities with a low number of tourist accommodations generally exhibit significantly lower quantities of residual household waste per capita compared to those with a high level of tourism (-43.20 kg/capita on average). This finding is consistent with previous studies (e.g., Caponi, 2022) showing that tourist influxes generate seasonal peaks in waste production, which are reflected in the quantities of waste collected. The triple interaction term (Treatment x Year x TOURIST-ACCOMMODATION_{Low}) is not statistically significant. This suggests that we cannot statistically differentiate the effect of introducing biowaste source separation policies between areas with low and high levels of tourism activity.

Table 2.5 : Effect of biowaste source separation on residual household waste by tourist accommodation

| MODEL_TOURIST_ACCOMODATION | |
|--|-----------------|
| Dependent Variable | RHW (kg/capita) |
| TOURIST-ACCOMMODATION _{Low} | -43.20* (20.40) |
| TREATMENT x YEAR | -8.866 (11.04) |
| TREATMENT x TOURIST-ACCOMMODATION _{Low} | -15.92 (26.47) |
| YEAR x TOURIST-ACCOMMODATION _{Low} | 6.064 (9.196) |
| TREATMENT x YEAR x TOURIST-ACCOMMODATION _{Low} | -3.430 (14.43) |
| Fixed-Effects: | ----- |
| TREATMENT | Yes |
| YEAR | Yes |
| <hr/> | |
| S.E.: Clustered | by: ID |
| Observations | 480 |
| R2 | 0.11844 |
| Within R2 | 0.06260 |
| <hr/> | |
| --- Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 | |

- Interaction model with the density variable

The results presented in Table 2.6 show that intermunicipal entities with low population density generally generate significantly lower quantities of residual household waste per capita compared to those with higher density (-59.61 kg/capita on average). In densely populated areas, space for waste sorting, both inside and outside homes, is often limited or even non-existent. Consequently, source separation of waste by households is more challenging in these localities (Timlett & Williams, 2009). Interestingly, the triple interaction term (Treatment x Year x DENSITY_{Low}) is statistically significant and negative (-33.05 kg/capita). This suggests that the introduction of biowaste source separation leads to a greater reduction in residual household waste in low-density areas compared to high-density ones. This finding implies that these solutions are more effective in less densely populated areas, likely due to the greater availability of space, as highlighted in the literature (e.g., Timlett & Williams, 2009). Such conditions facilitate access to composting solutions and encourage higher household participation in source separation efforts. This result may also be linked to the characteristics of populations in different intermunicipal entities: high-density areas tend to attract more transient populations who may be less familiar with local sorting guidelines. Timlett & Williams (2009) also showed that higher population mobility in urban areas poses a major obstacle to effective waste recycling.

Table 2.6 : Effect of biowaste source separation on residual household waste by density

| | | MODEL_DENSITY |
|---|------------------|---------------|
| Dependent Variable | RHW (kg/capita) | |
| DENSITYLow | -59.61** (21.02) | |
| TREATMENT x YEAR | 4.395 (9.596) | |
| TREATMENT x DENSITYLow | 86.76** (29.40) | |
| YEAR x DENSITYLow | 9.173 (9.753) | |
| TREATMENT x YEAR x DENSITYLow | -33.05* (16.18) | |
| Fixed-Effects: | ----- | |
| TREATMENT | Yes | |
| YEAR | Yes | |
| S.E.: Clustered | | by: ID |
| Observations | 478 | |
| R2 | 0.10251 | |
| Within R2 | 0.04545 | |
| --- | | |
| Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 | | |

- Interaction model with the income variable

The results presented in Table 2.7 indicate that intermunicipal entities with lower median income levels tend to have higher quantities of residual household waste per capita. This result may reflect differences in consumption patterns and waste-related behaviors across income groups (Romano *et al.*, 2019). However, given that this effect is statistically significant at the 10% level, it is difficult to draw strong conclusions about its magnitude. The triple interaction term (Treatment x Year x INCOMELow) is not statistically significant, indicating that we cannot draw firm conclusions about differences in the policy effect between income levels.

Table 2.7 : Effect of biowaste source separation on residual household waste by income

| | | MODEL_INCOME |
|---|-----------------|--------------|
| Dependent Variable | RHW (kg/capita) | |
| INCOMELow | 36.30. (19.38) | |
| TREATMENT x YEAR | -6.961 (7.857) | |
| TREATMENT x INCOMELow | 7.766 (28.14) | |
| YEAR x INCOMELow | -2.598 (8.845) | |
| TREATMENT x YEAR x INCOMELow | -12.60 (15.49) | |
| Fixed-Effects: | ----- | |
| TREATMENT | Yes | |
| YEAR | Yes | |
| S.E.: Clustered | | by: ID |
| Observations | 470 | |
| R2 | 0.08885 | |
| Within R2 | 0.03312 | |
| --- | | |
| Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 | | |

- Interaction model with the pricing variable

Table 2.8 presents the heterogeneity analysis by waste pricing system. The coefficient on PRICING_{Incentive} is negative and significant, indicating that intermunicipal entities using an incentive-based pricing system generally exhibit substantially lower levels of residual household waste (-77.27 kg/capita on average) compared to those applying a classic pricing system (the reference group). This result supports the idea that economic incentives encourage waste reduction, as shown in the literature (e.g., Allers & Hoeben, 2010; Gatier, 2016). However, none of the interaction terms involving the implementation of the biowaste source separation policy are statistically significant, suggesting that we cannot statistically differentiate its effect according to the pricing system.

Table 2.8 : Effect of biowaste source separation on residual household waste by pricing

| Dependent Variable | MODEL_PRICING RHW (kg/capita) |
|---|----------------------------------|
| PRICING _{Incentive} | -77.27** (27.63) |
| PRICING _{Mixed} | 11.56 (25.63) |
| TREATMENT x YEAR | -12.93 (9.148) |
| TREATMENT x PRICING _{Incentive} | -36.31 (34.28) |
| TREATMENT x PRICING _{Mixed} | -15.38 (32.18) |
| YEAR x PRICING _{Incentive} | 6.416 (15.53) |
| YEAR x PRICING _{Mixed} | -10.39 (12.62) |
| TREATMENT x YEAR x PRICING _{Incentive} | 5.372 (34.03) |
| TREATMENT x YEAR x PRICING _{Mixed} | 13.68 (16.12) |
| Fixed-Effects: | ----- |
| TREATMENT | Yes |
| YEAR | Yes |
| S.E.: Clustered | by: ID |
| Observations | 364 |
| R2 | 0.14021 |
| Within R2 | 0.08007 |
| --- | |
| Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 | |

In summary, although the heterogeneity analyses provide interesting insights, the global model indicates no significant average effect of implementing at least one biowaste source separation solution on the quantity of residual household waste collected per capita. These results may reflect the highly heterogeneous nature of the policy evaluated in this model, which combines different biowaste source separation solutions rather than representing a single, uniform measure. Therefore, in the next subsection, we specifically assess the effect of implementing separate biowaste collection on residual household waste quantities.

2.5.2 Specific effect of separate collection of biowaste on quantities of residual household waste collected per capita

As presented in Subsection 2.4.2 on descriptive statistics, to assess the specific impact of separate collection of biowaste on residual household waste quantities, we retained data from 53 intermunicipal entities that implemented this solution (treatment group) and 127 intermunicipal entities that did not implement any biowaste source separation solution (control group). In this model, we control for the variable "HOME_COMPOSTING" to isolate the specific effect of separate collection, since some intermunicipal entities (33 out of the 53 analyzed) implemented both separate collection and home composting. This variable takes the value 1 if an intermunicipal entity implements home composting, and 0 otherwise. As in the previous analysis, we first present tests of the parallel trends assumption before estimating the difference-in-differences model.

i) Verification of the parallel trends assumption

We graphically illustrate the evolution of residual household waste quantities collected per capita in the treatment and control groups to enable a visual comparison. Figure 2.6 shows that the two curves do not follow similar trends during the pre-treatment period. As the treatment group size is reduced to 53 in this model, this makes visual interpretation more challenging. Several observations are missing prior to the treatment period (2005-2011), which may affect the averages shown in the parallel trends graph.

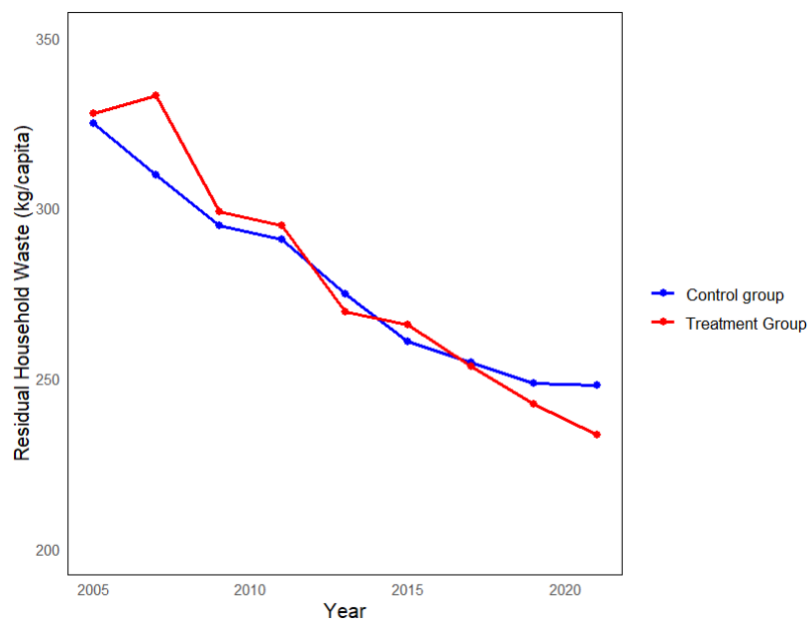


Figure 2.6 : Trends in residual household waste quantities for treatment and control groups

To ensure we have comparable groups, we performed a matching procedure by pairing each treated observation with its nearest neighbor in the control group, based on the variables presented in Table A.2.1 in Appendix A.2. Based on the matched sample, we conducted a placebo test to verify whether the average treatment effect on the treated (ATT) was statistically significant during the period prior to policy implementation (2007-2011 and 2009-2011). As shown in Table 2.9, this coefficient is statistically non-significant in both periods, suggesting no significant difference in trends in residual household waste between the treatment and control groups before the policy was implemented. We can therefore use the difference-in-differences method to assess the effect of separate collection of biowaste using the matched sample.

Table 2.9 : Estimation results for the placebo test of parallel trends (2007-2011 and 2009-2011)

| Dependent Variable | 2007-2011 | 2009-2011 |
|---|-----------------|-----------------|
| | RHW (kg/capita) | RHW (kg/capita) |
| ATT | -10.87 (18.21) | -22.12 (13.85) |
| HOME-COMPOSTING | 32.25 (44.24) | 33.14 (42.43) |
| Fixed-Effects: | ----- | ----- |
| TREATMENT-SEPARATE- | | |
| COLLECTION | Yes | Yes |
| YEAR | Yes | Yes |
| S.E.: Clustered | by: ID | by: ID |
| Observations | 145 | 147 |
| R2 | 0.03230 | 0.01553 |
| Within R2 | 0.01097 | 0.01481 |
| --- | | |
| Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 | | |

ii) Difference-in-differences estimation results

The difference-in-differences analysis results presented in Table 2.10 indicate a significant reduction in residual household waste collected per capita in intermunicipal entities that implemented separate biowaste collection. On average, this reduction amounts to approximately 25 kg per capita. These findings confirm the effectiveness of biowaste source separation in reducing waste destined for landfill or incineration. They are similar to those obtained by Resse (2007) in the French municipality of Nieuil-l'Espoir, who showed that implementing separate biowaste collection diverted 27 kg per capita per year from the municipal waste stream managed by the local authority. Our findings are also consistent with

ADEME (2022), which reported that intermunicipal entities with separate biowaste collection systems typically exhibit lower residual waste quantities than the national average.

Table 2.10 : Effect of separate collection of biowaste on quantities of residual household waste collected

| Dependent Variable | MODEL_SC RHW (kg/capita) |
|--|-----------------------------|
| ATT | -24.95* (11.49) |
| HOME-COMPOSTING | 45.16 (34.79) |
| Fixed-Effects: | ----- |
| TREATMENT-SEPARATE-COLLECTION | Yes |
| YEAR | Yes |
| S.E.: Clustered | by: ID |
| Observations | 156 |
| R2 | 0.08494 |
| Within R2 | 0.03009 |
| --- Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 | |

2.6 Discussion and perspectives for local public waste management policies

By highlighting the impact of economic and sociodemographic factors on residual household waste quantities, our results confirm the importance of considering these characteristics when designing and implementing local public waste management policies. Our analyses reveal that in densely populated areas, source separation of biowaste is particularly challenging. This is largely due to limited space both within dwellings and in shared outdoor areas, as well as to the characteristics of the population in these areas, which tend to attract more transient residents who may be less familiar with local sorting guidelines (Timlett & Williams, 2009). Our findings also indicate that a high number of tourist accommodations significantly influences waste generation. Tourists are generally unfamiliar with local sorting practices, and the temporary influx of visitors leads to seasonal peaks in waste production (Caponi, 2022), increasing pressure on local waste collection systems. This is reflected in the amount of waste collected per capita, which is calculated based on permanent residents and therefore does not account for tourists. The implementation of incentive-based pricing schemes also has a strong negative effect on residual waste quantities, confirming the effectiveness of economic instruments in

promoting waste reduction (Allers & Hoeben, 2010; Gatier, 2016). However, introducing such pricing systems can present several challenges. As noted by Allers & Hoeben (2010) and Tsai & Sheu (2009), they may lead to illegal dumping. Therefore, their success largely depends on public acceptance.

These findings provide valuable insights for improving local public waste management policies. Our results confirm that the separate collection of biowaste significantly reduces residual household waste, with an estimated reduction of about 25 kg per capita. It is an effective complement or alternative to composting, especially in localities where composting is not feasible due to specific housing types, such as in urban areas. However, implementing the separate collection of biowaste requires a significant degree of logistical organization, raising both economic and environmental concerns. For example, more frequent collections may increase greenhouse gas emissions due to the rise in the number of vehicles on the road (ADEME, 2018). Although the cost of residual household waste management decreases as waste quantities drop, the overall cost of household waste management tends to be higher in municipalities that adopt separate collection of biowaste (ADEME, 2018). This is because the savings from reducing residual household waste do not fully compensate for the new costs involved in managing the biowaste stream. Therefore, to make this policy economically and environmentally sustainable, local authorities could adopt strategies to minimize both the additional costs and environmental impacts of managing this new waste stream. Local authorities can optimize overall waste management by reducing the frequency of residual household waste collection in favor of biowaste collection. In addition to these technical solutions, it is crucial to implement training and awareness campaigns to encourage biowaste sorting practices. Indeed, as emphasized by Ma & Hipel (2016), the lack of public awareness is widely acknowledged as one of the most critical informational barriers to the successful implementation of any municipal solid waste management system. Raising local residents' awareness about the agronomic quality of compost and other products derived from biowaste recovery could further enhance public participation in waste sorting programs. Additionally, local authorities in the tourism sector could benefit from multilingual information sheets that explain local waste sorting guidelines, helping visitors unfamiliar with local systems to properly dispose of their waste. Similarly, local authorities in high-density areas could strengthen public awareness campaigns to promote selective sorting and implement accessible waste separation solutions. They could also introduce incentive pricing to encourage users to modify their consumption behavior and improve waste sorting. Finally, it is essential to underscore that

waste prevention remains the highest priority in the waste hierarchy established by the European Union.²⁴ Therefore, local authorities could prioritize prevention measures in their policies.

Additional control variables could have been considered, particularly those related to the environmental orientation of intermunicipal entities. For instance, Cerqua *et al.* (2024) show that mayors supported by pro-environmentalist parties tend to achieve higher recycling rates, largely due to a stronger commitment to implementing local waste management policies. However, constructing such a variable is difficult in our case. Assigning a political orientation to some of the intermunicipal cooperation entities in our sample is challenging, as they are single-purpose structures (i.e., focused solely on waste management) with no independent fiscal authority. Furthermore, we were unable to include a variable capturing the level of residual waste fees at the intermunicipal level due to data limitations. If such data become available, it would be particularly relevant to incorporate it in heterogeneity analyses, to assess how the level of waste fees paid by households might influence the effectiveness of biowaste source separation policies. Finally, we did not isolate the specific effect of home composting, as detailed data on the actual population covered by this measure are lacking in the SINOE® database for most intermunicipal entities. Moreover, the HOME_COMPOSTING variable is binary and can take the value ‘yes’ even if only a few composters have been distributed, covering only a small portion of the population. As a result, it is difficult to assess the scale of home composting initiatives and to isolate their specific effect.

2.7 Conclusion

In this paper, we analyzed the impact of biowaste source separation policies on the quantities of residual household waste collected by French intermunicipal entities, using a difference-in-differences approach. To understand how economic, sociodemographic factors, and pricing systems might influence policy effectiveness, we examined the heterogeneity effects of these variables. We then isolated the specific impact of separate biowaste collection on residual household waste quantities.

Our results show no significant average effect of implementing at least one biowaste source separation solution (home composting or separate collection) on residual household waste quantities when considering all policy combinations. This finding may reflect the highly

²⁴ Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of November 19, 2008.

heterogeneous nature of the policies studied. However, our heterogeneity analyses provide valuable insights. They show that intermunicipal entities with lower population density achieve a more pronounced reduction in residual household waste following the adoption of biowaste source separation policies, compared to those with very high population density. Our analyses also reveal that a high number of tourist accommodations are associated with higher residual waste quantities, highlighting specific challenges for local waste management in these areas. These findings emphasize the importance of adapting waste management policies to local economic and sociodemographic contexts. Intermunicipal entities with high population density or substantial tourist flows could benefit from targeted strategies that address these specific challenges. Furthermore, implementing incentive pricing systems could encourage households to modify their consumption habits, reduce food waste, and improve sorting practices. When focusing on the specific effect of separate collection of biowaste, our results show a significant reduction of approximately 25 kg per capita in residual household waste, confirming its effectiveness as a waste reduction strategy. Nevertheless, while promoting separate collection, local authorities should also consider strategies to limit the additional economic and environmental costs associated with managing this new waste stream. For example, optimizing service organization by reducing residual waste collection frequencies in favor of biowaste collection could be an effective approach.

This study provides an initial empirical analysis of the effects of biowaste source separation policies on residual household waste quantities across a large sample of French intermunicipal entities, taking into account their heterogeneity. A promising future direction would be to explore, by means of an econometric analysis, the factors that determine household-level participation in sorting and composting biowaste, in order to reinforce the effectiveness of public waste management policies.

References

- ADEME. (2018). *A technical and economic study of separate biowaste collection* [Report]. <https://bibliothèque.ademe.fr/ged/1515/etude-technico-economique-cs-biodechets-201801-synthesis.pdf>
- ADEME. (2021b). *MODECOMTM 2017 Campagne nationale de caractérisation des déchets ménagers et assimilés*.
- ADEME. (2022). *Évaluation de la généralisation du tri à la source des biodéchets*. <https://bibliothèque.ademe.fr/economie-circulaire-et-dechets/5904-evaluation-de-la-generalisation-du-tri-a-la-source-des-biodechets.html>
- Alacevich, C., Bonev, P., & Söderberg, M. (2021). Pro-environmental interventions and behavioral spillovers: Evidence from organic waste sorting in Sweden. *Journal of Environmental Economics and Management*, 108, 102470. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102470>
- Allers, M. A., & Hoeben, C. (2010). Effects of Unit-Based Garbage Pricing: A Differences-in-Differences Approach. *Environmental and Resource Economics*, 45(3), 405-428. <https://doi.org/10.1007/s10640-009-9320-6>
- Angouria-Tsorochidou, E., Walk, S., Körner, I., & Thomsen, M. (2023). Environmental and economic assessment of household food waste source-separation efficiency in a German case study. *Cleaner Waste Systems*, 5, 100092. <https://doi.org/10.1016/j.clwas.2023.100092>
- Best, H., & Kneip, T. (2019). Assessing the Causal Effect of Curbside Collection on Recycling Behavior in a Non-randomized Experiment with Self-reported Outcome. *Environmental and Resource Economics*, 72(4), 1203-1223. <https://doi.org/10.1007/s10640-018-0244-x>
- Bourdin, S., & Ragazzi, E. (2018). La science régionale et la performance des politiques publiques : Retour sur les méthodes d'évaluation. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 2, 225-242. <https://doi.org/10.3917/reru.182.0225>
- Bueno, M., & Valente, M. (2019). The effects of pricing waste generation: A synthetic control approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 96, 274-285. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2019.06.004>
- Callaway, B. (2020). Difference-in-Differences for Policy Evaluation. In K. F. Zimmermann (Éd.), *Handbook of Labor, Human Resources and Population Economics* (p. 1-61). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57365-6_352-1

- Caponi, V. (2022). The economic and environmental effects of seasonality of tourism: A look at solid waste. *Ecological Economics*, 192, 107262.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107262>
- Carattini, S., Baranzini, A., & Lalive, R. (2018). Is Taxing Waste a Waste of Time? Evidence from a Supreme Court Decision. *Ecological Economics*, 148, 131-151.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.02.001>
- Cerqua, A., Fiorino, N., & Galli, E. (2024). Do green parties affect local waste management policies? *Journal of Environmental Economics and Management*, 128, 103056.
<https://doi.org/10.1016/j.jeem.2024.103056>
- Cheng, J., Shi, F., Yi, J., & Fu, H. (2020). Analysis of the factors that affect the production of municipal solid waste in China. *Journal of Cleaner Production*, 259, 120808.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120808>
- De Silva, L., & Taylor, R. L. C. (2024). If You Build It, Will They Compost? The Effects of Municipal Composting Services on Household Waste Disposal and Landfill Emissions. *Environmental and Resource Economics*, 87(3), 761-789.
<https://doi.org/10.1007/s10640-023-00834-x>
- Ek, C., & Miliute-Plepiene, J. (2018). Behavioral spillovers from food-waste collection in Swedish municipalities. *Journal of Environmental Economics and Management*, 89, 168-186. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.01.004>
- Fredriksson, A., & Oliveira, G. M. de. (2019). Impact evaluation using Difference-in-Differences. *RAUSP Management Journal*, 54(4), 519-532.
<https://doi.org/10.1108/RAUSP-05-2019-0112>
- Gatier, A. (2016). *La tarification incitative de la gestion des ordures ménagères—Quels impacts sur les quantités collectées? Études et documents n° 140 du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD).*
- Krutwagen, B., Kortman, J., & Verbist, K. (2008). *Inventory of Existing Studies Applying Life Cycle Thinking to Biowaste Management.*
<https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC47277>
- Ma, J., & Hipel, K. W. (2016). Exploring social dimensions of municipal solid waste management around the globe – A systematic literature review. *Waste Management*, 56, 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.041>
- Maragkaki, A. E., Sabathianakis, G., Litas, G., Poda, A., Tsompanidis, C., & Manios, T. (2023). Life cycle assessment of source separation of biowaste, pay as you throw

- systems and autonomous composting units in the Municipality of Katerini, Greece. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 25(4), 2498-2512.
<https://doi.org/10.1007/s10163-023-01708-6>
- Resse, A. (2007). Évaluation de solutions mises en place par les collectivités pour réduire les quantités de biodéchets dans les ordures ménagères résiduelles. *Ingénieries eau-agriculture-territoires*, 50, 63-76.
- Romano, G., Lombardi, G. V., Rapposelli, A., & Gastaldi, M. (2022). The factors affecting Italian provinces' separate waste-collection rates: An empirical investigation. *Waste Management*, 139, 217-226. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.037>
- Romano, G., Rapposelli, A., & Marrucci, L. (2019). Improving waste production and recycling through zero-waste strategy and privatization: An empirical investigation. *Resources, Conservation and Recycling*, 146, 256-263.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.030>
- Sintov, N., Geislar, S., & White, L. V. (2019). Cognitive Accessibility as a New Factor in Proenvironmental Spillover: Results From a Field Study of Household Food Waste Management. *Environment and Behavior*, 51(1), 50-80.
<https://doi.org/10.1177/0013916517735638>
- Timlett, R. E., & Williams, I. D. (2009). The impact of transient populations on recycling behaviour in a densely populated urban environment. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(9), 498-506. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.03.010>
- Tsai, T.-H., & Sheu, S.-J. (2009). Will unit-pricing enhance recycling? *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 16(2), 102-108.
<https://doi.org/10.1080/13504500902796765>
- Tucker, P., Grayson, J., & Speirs, D. (2001). Integrated effects of a reduction in collection frequency for a kerbside newspaper recycling scheme. *Resources, Conservation and Recycling*, 31(2), 149-170. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(00\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(00)00078-1)
- Usui, T., & Takeuchi, K. (2014). Evaluating Unit-Based Pricing of Residential Solid Waste: A Panel Data Analysis. *Environmental and Resource Economics*, 58(2), 245-271.
<https://doi.org/10.1007/s10640-013-9702-7>

Appendix A.2

Figure A.2.1 : Distribution of intermunicipal entities by the number of biowaste sorting solutions deployed

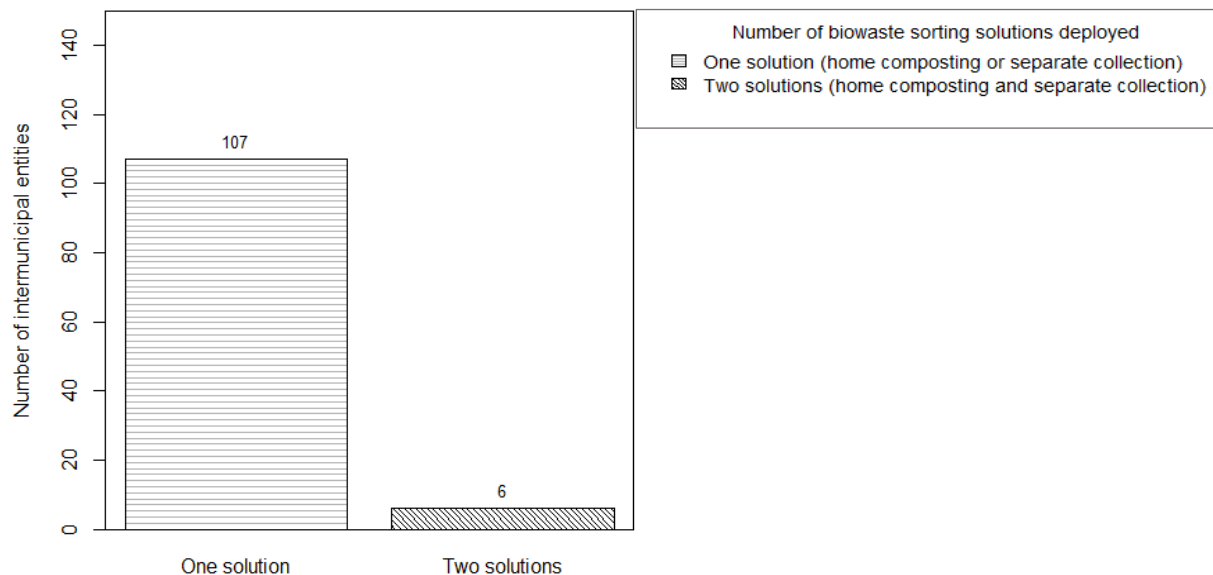


Table A.2.1 : Definitions of the variables used to perform the heterogeneity analyses

| Variable | Description | Years | Source |
|-----------------------|---|-------|--------|
| TOURIST-ACCOMMODATION | Number of tourist accommodation establishments | 2011 | INSEE |
| DENSITY | Population density (inhabitants/km ²) | 2009 | INSEE |
| INCOME | Income (euros) | 2011 | INSEE |
| PRICING | Waste pricing system | 2013 | SINOE® |

Chapitre 3

3 Assessing the eco-efficiency of inter-municipal waste management services in France*

Abstract

We assess the eco-efficiency of French inter-municipal cooperation entities in charge of waste management. We employ a conditional order-m approach to (i) estimate their eco-efficiency considering variables characterizing their environmental context, (ii) evaluate the effect of these contextual variables on the eco-efficiency. Our results demonstrate that the population size, the type of area (e.g., tourist, rural), and the waste pricing systems significantly influence eco-efficiency. These findings underscore the importance of tailoring local waste management policies to the specific characteristics and available resources of each area. They provide valuable insights for local authorities seeking to enhance eco-efficiency and optimize waste management practices.

Keywords: Eco-efficiency; Municipal waste management; Conditional approach; Contextual variables.

JEL Classification: C14; C61; H21; Q53

* Ce chapitre a été révisé et resoumis au *Journal of Environmental Management*.

Ndimblane, A., Ayouba, K., & Aznar, O. (2024). Assessing the eco-efficiency of inter-municipal waste management services in France. Submitted on May 13, 2025; revised and resubmitted on July 7, 2025, to *Journal of Environmental Management*.

3.1 Introduction

Waste management accounts for the largest share of public expenditure on environmental protection in France (Eurostat, 2023). French authorities enforce laws and regulations that promote waste prevention and that aim to reduce the economic and environmental costs of waste management. At national level, several regulations have been adopted. For example, the 2015 law on energy transition for green growth²⁵ mandates a 65% recycling rate for biowaste by 2025. This law also promotes the implementation of incentive-based waste pricing and aims to ensure that at least 25% of the population is covered by this pricing system by 2025. These regulations share a common objective: they encourage waste prevention and sorting, while prioritizing material and organic recovery over incineration and landfill. However, stricter legislation adds new requirements for waste collection and treatment, which increase management costs. According to the Statistical Data and Studies Department (SDES), current expenditure on waste management in France increased by an average of 4.4% per year (in current euros) between 2000 and 2019 (SDES, 2021). Controlling waste management costs is therefore a major challenge for local authorities. In France, inter-municipal cooperation entities (IMCs) are responsible for providing household waste management services for inhabitants of their areas. Some of these IMCs are implementing solutions such as local biowaste management or incentive-based pricing to limit the quantities of waste to be collected and treated. In this context, it is crucial to assess the eco-efficiency of IMCs, taking into account local contexts and the waste management policy instruments adopted. This is the main objective of our analysis. Specifically, we first evaluate the eco-efficiency of IMCs in charge of waste management, then we examine the effect of socio-demographic factors, such as population size and IMCs typology (rural, tourist, urban, or mixed), as well as the effect of waste management policies on eco-efficiency in the French context.

A significant portion of the literature on public service performance consists of comparative studies that identify and describe best practices among decision-making units (DMUs) based on efficiency calculations (Sarra *et al.*, 2017). These studies distinguish between parametric and non-parametric methods, depending on whether or not the functional form of the technology is explicitly specified (Simões & Marques, 2012). The non-parametric approach is the most widely used in municipal waste management service provision (Sarra *et al.*, 2017), due to its flexibility, which makes it easy to handle multi-input and multi-output

²⁵ Law no. 2015-992 on Energy Transition for Green Growth (Energy Transition Law).

analyses (Ruggiero, 2007). It is based on envelopment estimators such as Data Envelopment Analysis (DEA, see Charnes *et al.*, 1978) or Free Disposal Hull (FDH, see Deprins *et al.*, 1984). DEA assumes both convexity and free disposability of the production set, whereas FDH relies only on free disposability. FDH requires fewer assumptions and is therefore the less restrictive of the two methods, that is why we considered it for this study.

Some studies have focused on the impact of contextual factors, such as the economic and sociodemographic characteristics of DMUs, on efficiency measured using non-parametric methods. In the context of waste management services, the two-stage approach is often used (e.g., Sarra *et al.*, 2017; Delgado-Antequera *et al.*, 2021; Lo Storto, 2021). This method involves estimating efficiency scores in the first stage, and then regressing them on contextual variables. However, this approach relies on the separability assumption, which postulates that contextual variables only influence the distribution of efficiency scores and not the technology frontier itself²⁶ (Simar & Wilson, 2007). This hypothesis is often invalidated in the case of public service provision, where economic and sociodemographic characteristics influence both the quantities of resources used and the levels of outcomes achieved (Cordero *et al.*, 2017). This is the case in the waste sector, where it has been shown that the quantities of waste collected are strongly linked to sociodemographic factors such as population, density, tourism, urbanization (e.g., Romano *et al.*, 2019). Simar & Wilson (2007) highlight that the two-step approach introduces bias when the separability condition is not met. A solution is to consider the conditional approach, proposed by Daraio & Simar (2005) that integrates contextual factors directly into the analysis, avoiding the restrictive separability assumption.

Although several contextual variables (e.g., population, density, tourism) have been identified as relevant, their influence on the efficiency of waste management services remains contradictory in several studies (Sarra *et al.*, 2017; Lo Storto, 2021). For example, Guerrini *et al.* (2017), who studied a sample of Italian municipalities, concluded that small municipalities tend to benefit from a more favorable operating environment than larger ones. Conversely, Expósito & Velasco (2018) found that population size does not explain the efficiency of waste management services in Spanish regions. These discrepancies may be explained by different contexts, since as pointed out by Daraio *et al.* (2024), country-specific studies are required due to the complexity of waste management. The contrasting findings in the literature underscore the importance of examining how these contextual variables influence the eco-efficiency of

²⁶ This means that contextual variables influence the relative performance of DMUs within a given technology but do not directly alter the shape or position of the technology frontier. Instead, shifts in this frontier may reflect technological change or transformations in production possibilities.

waste management services in different contexts. Also, few studies (e.g., De Jaeger *et al.*, 2011; Carvalho & Marques, 2014) have considered local waste management policies in their assessments. These studies specifically evaluated the impact of policies such as incentive-based pricing for waste (De Jaeger *et al.*, 2011) and industrial composting of biowaste (Carvalho & Marques, 2014), but only in terms of economic efficiency. Furthermore, as these studies were carried out in various countries, the literature still lacks specific insights into the French context.

To the best of our knowledge, our study is the first in the French context, to assess the eco-efficiency in waste management and to explore the influence of contextual variables on it. Moreover, it also contributes to the literature by examining the impact of local waste management policies, specifically incentive-based pricing and separate biowaste collection, on the eco-efficiency of waste management. These policies are increasingly implemented in France due to the regulations mentioned earlier, yet their effects on eco-efficiency remain largely unexplored. To achieve this, we use a conditional order-m approach (see Cazals *et al.* (2002) and Daraio & Simar (2005, 2007a, 2007b)), which allows us to assess the eco-efficiency of IMCs by directly integrating contextual variables into the analysis to identify their effect.

The article is structured as follows. Section 3.2 presents the methodology. Section 3.3 describes the sample and data used for the empirical analysis. Section 3.4 presents and discusses the results. Finally, section 3.5 provides the study's conclusions and suggests directions to improve local waste management policies.

3.2 Methodology

3.2.1 Selection of technology variables

Several studies have assessed the economic efficiency of municipal waste management, primarily using non-parametric methods that incorporate waste management costs as a variable to be minimized (e.g., Guerrini *et al.*, 2017). In addition to cost considerations, other researchers have evaluated eco-efficiency by incorporating residual waste as an undesirable output to be reduced in their models (e.g., Sarra *et al.*, 2017; Romano & Molinos-Senante, 2020; Daraio *et al.*, 2024). These studies highlight the importance of an integrated approach that accounts for both economic and environmental aspects when assessing waste management performance. Building on this, our study evaluates eco-efficiency by considering

total cost, sorted waste²⁷ and unsorted waste. Specifically, our model is specified as follows: (i) Total cost is included as an input, as IMCs aim to minimize it. (ii) Sorted waste is treated as a desirable output, as it is collected separately for recycling and contributes to the circular economy. However, we acknowledge that managing sorted waste entails costs for IMCs. (iii) Unsorted waste is considered as an undesirable output, as its treatment (e.g., landfilling, incineration) entails significant economic and environmental costs (Rios & Picazo-Tadeo, 2021).

An extensive literature addresses the handling of undesirable outputs in the evaluation of DMUs' efficiency (e.g., Färe *et al.*, 1989; Yang & Pollitt, 2010). A common approach involves assuming weak disposability of undesirable outputs and null-jointness of desirable and undesirable outputs (Färe *et al.*, 1989). The weak disposability assumption implies that undesirable outputs cannot be freely reduced but must decrease proportionally with desirable outputs, while the null-jointness assumption states that the good output cannot be produced without the production of the bad output. However, in the specific case of waste management, a reduction in unsorted waste does not necessarily lead to a proportional reduction in sorted waste. For instance, some policies, such as local composting of biowaste, can decrease unsorted waste volumes without affecting sorted and collected waste quantities. Consequently, the proportional relationship between undesirable and desirable outputs is broken, making the weak disposability assumption inappropriate²⁸ for undesirable outputs in this context (Delgado-Antequera *et al.*, 2021). Another way to model undesirable outputs, particularly in the case of waste, is to treat them as inputs and assume strong disposability, meaning that the technology set allows undesirable outputs to be reduced without necessarily decreasing desirable outputs (e.g., Sarra *et al.*, 2017; Daraio *et al.*, 2024). These authors argue that since IMCs seek to reduce rather than increase undesirable outputs, they can be modeled as inputs. We adopt this approach by modeling unsorted waste as an input, as it aligns with the objectives of sustainable waste management: reducing residual waste and minimizing waste management costs. These objectives are central to IMCs' strategies, making this modeling approach particularly relevant

Based on this specification, we can i) estimate eco-efficiency scores measuring to what

²⁷ This is waste subject to selective collection. It includes glass, packaging, newspapers, magazines and biowaste.

²⁸ We have the same observation for the null-jointness assumption. With local composting of biowaste, one can have a strictly positive quantity of good output without the generation of a bad output.

extent a given IMC could radially²⁹ reduce total costs and unsorted wastes, given its level of sorted wastes and ii) analyze the impact of contextual variables on estimated eco-efficiency using the standard conditional order-m approach, introduced by Cazals *et al.* (2002). This non-parametric approach is particularly well suited to our study because it i) does not rely on the separability assumption and, ii) does not impose strong disposability assumption on the functional form of the technology. This flexibility makes it highly adaptable to the heterogeneous nature of local waste management practices. The methodology is further detailed in the next subsection.

3.2.2 Eco-efficiency estimation model

The methodology proposed by Cazals *et al.* (2002) and extended by Daraio & Simar (2005, 2007a, 2007b) involves estimating unconditional and conditional efficiency scores. The ratio of these efficiency scores is then regressed on contextual variables to examine their effect on efficiency, using a non-parametric smoothed regression. Following this approach, we assume that the production process can be represented by a set of two inputs \mathbf{x} , corresponding to total management costs and unsorted waste ($\mathbf{x} \in R_+^2$) and one output y , corresponding to sorted waste ($y \in R_+^1$). The production technology Ψ representing the possible combinations of inputs and output, is defined in equation (3.1) below:

$$\Psi = \{(\mathbf{x}, y) \in R_+^2 \times R_+^1 \mid \mathbf{x} \text{ can produce } y\} \quad (3.1)$$

Under the assumption of free disposability of the inputs and the output, the unconditional realizable set Ψ can be characterized by:

$$\Psi = \{(\mathbf{x}, y) \in R_+^2 \times R_+^1 \mid H_{X,Y}(\mathbf{x}, y) > 0\} \quad (3.2)$$

In equation (3.2), $H_{X,Y}(\mathbf{x}, y) = \text{Prob}(X \leq \mathbf{x}, Y \geq y)$ represents the probability of a DMU reaching or exceeding the level (\mathbf{x}, y) .

This methodological approach facilitates the integration of operational context information by constraining the production process to a specific value of the contextual variable Z (Daraio and Simar, 2007a): $H(\mathbf{x}, y) = \text{Prob}(X \leq \mathbf{x}, Y \geq y \mid Z = \mathbf{z})$.

This conditional distribution function represents the probability of a DMU reaching the (\mathbf{x}, y) level under the condition that all DMUs have the same \mathbf{z} condition. From these

²⁹ This means that total costs and unsorted wastes are proportionally reduced, unlike in non-radial models, which allow for inputs to be reduced in different proportions.

distribution functions, unconditional and conditional efficiency scores can be estimated (Daraio & Simar, 2007a). However, like other non-parametric frontier methods, FDH is highly sensitive to outliers and extreme values because it constructs the efficiency frontier using all observations in the sample. This approach can sometimes lead to comparisons between DMUs with atypical data, potentially resulting in overestimation or underestimation of efficiency (Daraio & Simar, 2007b). To mitigate this issue, we apply the "partial frontier" approach developed by Cazals *et al.* (2002), which enhances robustness by reducing the influence of outliers and extreme values. This approach involves constructing the FDH frontier from a random subsample of size m ($m < n$), where n is the size of the full sample. Since atypical observations are not systematically included in the subsamples, their impact on the FDH frontier is mitigated. The unconditional efficiency score of order- m for a DMU consuming the inputs \mathbf{x} and producing the outputs \mathbf{y} , in an input-oriented context, is estimated by the formula presented in equation (3.3) (see Daraio and Simar, 2007b for details):

$$\theta_{\text{FDH}}^m(\mathbf{x}, \mathbf{y}) = \int_0^{\infty} \left(1 - \hat{F}_{\mathbf{x}|\mathbf{Y}}(\mathbf{u}\mathbf{x}|\mathbf{y})\right)^m du \quad (3.3)$$

$$\text{with } \hat{F}_{\mathbf{x}|\mathbf{Y}}(\mathbf{u}\mathbf{x}|\mathbf{y}) = \frac{\sum_{i=1}^n I(X_i \leq \mathbf{u}\mathbf{x}, Y_i \geq \mathbf{y})}{\sum_{i=1}^n I(Y_i \geq \mathbf{y})}$$

$\theta(\mathbf{x}, \mathbf{y}) \geq 1$ indicates that the evaluated production plan is fully efficient, while $\theta(\mathbf{x}, \mathbf{y}) < 1$ indicates that the evaluated production plan is inefficient.

I is an indicator function.

Similarly, the conditional order- m efficiency score for a given value of the contextual variable $\mathbf{Z} = \mathbf{z}$ is estimated using the following equation (3.4) (Cazals *et al.*, 2002; Daraio & Simar, 2007a):

$$\theta_{\text{FDH}}^m(\mathbf{x}, \mathbf{y}|\mathbf{z}) = \int_0^{\infty} \left(1 - \hat{F}_{\mathbf{x}|\mathbf{Y},\mathbf{Z}}(\mathbf{u}\mathbf{x}|\mathbf{y}, \mathbf{z})\right)^m du \quad (3.4)$$

$$\text{With } \hat{F}_{\mathbf{x}|\mathbf{Y}}(\mathbf{u}\mathbf{x}|\mathbf{y}, \mathbf{z}) = \frac{\sum_{i=1}^n I(X_i \leq \mathbf{u}\mathbf{x}, Y_i \geq \mathbf{y})K((\mathbf{Z}-\mathbf{Z}_i)/h)}{\sum_{i=1}^n I(Y_i \geq \mathbf{y})K((\mathbf{Z}-\mathbf{Z}_i)/h)}$$

I is an indicator function.

$K(\cdot)$ is the kernel function. As the contextual variables \mathbf{z} can be both discrete and continuous, we follow De Witte & Kortelainen (2013) by using both discrete and continuous kernel functions.

h is the appropriate bandwidth. The bandwidth is optimized using the least squares cross-

validation (LSCV) procedure (Bădin *et al.*, 2012). Descriptive statistics of the optimal bandwidth estimated for each contextual variable are reported in Table A.3.1 in Appendix A.3.

3.2.3 Estimating the effect of contextual variables

By comparing the ratios of conditional to unconditional efficiency measures, we can analyze how contextual variables affect frontier shifts (technological change) and the distribution of efficiency scores. The ratio is given by:

$$R_m(\mathbf{x}, y|\mathbf{z}) = \frac{\theta_{\text{FDH}}^m(\mathbf{x}, y|\mathbf{z})}{\theta_{\text{FDH}}^m(\mathbf{x}, y)} \quad (3.5)$$

According to Daraio & Simar (2005), in this input-oriented framework, a decreasing (respectively increasing) trend in $R_m(\mathbf{x}, y|\mathbf{z})$ with contextual variables indicates a favorable (respectively unfavorable) effect on efficiency. Analysis of the ratio presented in equation (3.5) with the total frontier gives the effect of contextual variables on shifting the efficiency frontier, while analysis of the ratio for small values of m (e.g., $m = 1$) allows us to examine the influence of contextual variables on the distribution of efficiency scores.

3.3 Data and descriptive statistics

Data on waste management costs and quantities of waste collected by IMCs were obtained from the SINOE® database, managed by the French Agency for Ecological Transition (ADEME). The quantities of waste collected, reported in this database, are from surveys conducted by ADEME on all IMCs with waste management responsibilities. The cost data are provided by the IMCs themselves following guidelines designed by ADEME. They could be assisted by ADEME throughout the process (free training, financial aid, etc.).³⁰ From the SINOE® database, we identified an unbalanced panel of 727 IMCs (272 for 2019, 232 for 2021, and 223 for 2023), for which we have data on the total cost of waste management and the quantities of waste collected.

³⁰ There are missing values regarding this variable, meaning that, even with the support proposed by ADEME, some IMCs were unable to compute and report their waste management costs. This can potentially introduce a selection bias in our analysis.

3.3.1 Input-output variables

The total cost of waste management represents total expenditure on waste collection, transport, and treatment, expressed in euros. Table 3.1 presents the descriptive statistics for the input and output variables, highlighting substantial variability across IMCs. The average waste management cost is significantly higher than the median, indicating a considerable disparity in costs. A similar trend is observed for waste quantities, with a significant difference between the mean and median values, potentially reflecting highly heterogeneous waste production. These differences can be attributed to multiple factors, including sociodemographic characteristics (e.g., population, density) and variations in waste management infrastructure and policies (Oliveira *et al.*, 2018; Romano *et al.*, 2019).

Table 3.1 : Descriptive statistics for input-output variables included in the model

| | Minimum | 1st quartile | Median | Mean | 3rd quartile | Maximum |
|---------------------------|---------|--------------|-----------|-----------|--------------|-------------|
| <i>Input</i> | | | | | | |
| COST (euros) | 342,021 | 1,970,935 | 3,487,832 | 7,404,385 | 7,332,569 | 145,211,697 |
| <i>Desirable output</i> | | | | | | |
| SORTED_WASTE (tonnes) | 121.9 | 1283.5 | 2638.1 | 5363.7 | 5851.5 | 100,057.4 |
| <i>Undesirable output</i> | | | | | | |
| UNSORTED_WASTE (tonnes) | 473 | 2538 | 5217 | 11,432 | 11,107 | 316,445 |

3.3.2 Contextual variables

To identify the key factors influencing the eco-efficiency of French IMCs, we rely on insights from the literature (e.g., Sarra *et al.*, 2017; Romano & Molinos-Senante, 2020; Daraio *et al.*, 2024) and data availability. The contextual variables used in our study are POPULATION, TYPOLOGY, PRICING, SORTING_BIOWASTE, and YEAR. All of these variables are taken from the SINOE® database³¹.

The POPULATION variable represents the total number of residents served by waste collection services and is commonly used in efficiency studies to analyze the impact of IMC

³¹ To avoid potential multicollinearity issues, population density was deliberately excluded, as it is highly correlated with population served.

size and potential economies of scale (e.g., De Jaeger *et al.*, 2011; Guerrini *et al.*, 2017; Lo Storto, 2021; Daraio *et al.*, 2024). Our sample shows significant variation in population size, as evidenced by the large gap between the mean and median values, highlighting substantial heterogeneity.

The TYPOLOGY variable classifies IMCs as urban, tourist, rural, mixed, or very touristy. As noted by Passarini *et al.* (2011), area characteristics such as urbanization, rurality, density, and tourism influence waste management performance. The distribution in our sample is unbalanced: 41% of IMCs are rural, 39.2% are mixed, 6% are urban, 6% are tourist, and 7.8% are highly tourist-oriented. Details on the classification method used in SINOE® are provided in Table A.3.2 in Appendix A.3.

The PRICING variable indicates the type of waste pricing system. We consider three types of waste pricing systems: classic pricing, where the price paid by residents is independent of the amount of waste produced; incentive pricing, which is calculated on the basis of the amount of waste produced; and mixed pricing. An IMC is considered to have mixed pricing when part of its population is subject to classic pricing and the other part to incentive pricing. The distribution is highly skewed: 79.2% of IMCs use classic pricing, while only 17.2% have adopted incentive pricing, and 3.6% apply a mixed system. The effects of pricing systems on efficiency have received limited attention in the literature. De Jaeger *et al.* (2011), who studied this variable, were unable to conclude on its effect on economic efficiency.

The SORTING_BIOWASTE variable indicates whether an IMC has separately collected biowaste. Only 27.5% of IMCs have adopted this practice, while 72.5% have not. It is important to note that the binary nature (yes/no) of this variable prevents us from measuring the extent of separate biowaste collection. An IMC may be classified as 'yes' even if only a very small quantity of biowaste is collected separately, meaning that the policy is only implemented for a small portion of its population. Moreover, this variable does not fully capture the biowaste sorting policies implemented by IMCs. In fact, the practice of biowaste composting, which constitutes a complementary policy, is not reflected in our data, although it may have a significant impact on the waste streams to be collected.

Lastly, the YEAR variable is included to assess whether eco-efficiency has evolved over time. The dataset covers three years: 2019 (37.4% of observations), 2021 (31.9%), and 2023 (30.7%). A balanced distribution across years allows us to account for potential changes over time.

Table 3.2 : Descriptive statistics for contextual variables

| Contextual variables | Minimum | 1st quartile | Median | Mean | 3rd quartile | Maximum |
|--------------------------|----------------------|-------------------|--------------------|-------------------------|----------------------------|-----------|
| Quantitative | | | | | | |
| POPULATION (inhabitants) | 2559 | 14,228 | 25,349 | 51,936 | 53,883 | 1,424,677 |
| Qualitative | | | | | | |
| TYOLOGY | rural (41.0%) | tourist (6.0%) | urban (6.0%) | very touristy (7.8%) | mixed territory (39.2%) | |
| PRICING | Incentive (17.2%) | | classic (79.2%) | mixed (3.6%) | | |
| BIOWASTE_COLLECTION | yes (27.5%) | | | no (72.5%) | | |
| YEAR | 2019 (37.4%) | | 2021 (31.9%) | | 2023 (30.7%) | |

Descriptive statistics (Table 3.2) reveal significant heterogeneity among IMCs in terms of size, typology, and waste management policies. From a methodological perspective, this heterogeneity calls for caution in interpreting unconditional eco-efficiency scores and highlights the importance of using a conditional approach, which accounts for differences in operating environments.

3.4 Results and Discussion

This section is divided into two parts. In the first, we present the calculated eco-efficiency scores. In the second part, we analyze the effect of contextual variables on the distribution of eco-efficiency scores.

3.4.1 Unconditional and conditional eco-efficiency scores

Based on our sample and following Daraio & Simar (2005), we determined the value of m (i.e., the size of the partial frontier) as the value for which the variation in the percentage of super-efficient observations³² decreases progressively with m . In our case, we choose $m = 300$ (see Figure A.3.1 in Appendix A.3). The number of bootstrap replicates (B) to obtain robust scores is set at 1000. The estimated unconditional and conditional eco-efficiency scores are shown in Table 3.3.

The average unconditional eco-efficiency score is 0.73. This suggests that, on average, the IMCs studied could reduce total waste management costs and residual waste collected by 27%, while keeping sorted waste quantities constant. In the sample, 111 IMCs out of the 727 evaluated (i.e., 15.3%)

³² A DMU is defined as super-efficient if it gets a value higher than 1 in the robust analysis.

have an eco-efficiency score greater than or equal to 1. They are therefore eco-efficient. This means that they would not be able to reduce total waste management costs and residual waste collected compared to all IMCs, without any change in the quantity of waste sorted.

Conditional eco-efficiency scores are higher than unconditional scores. This suggests that IMCs appear more efficient when contextual factors are taken into account. The gap between conditional and unconditional scores highlights the importance of accounting for these contextual factors to ensure a fairer assessment of eco-efficiency. The average conditional eco-efficiency score is 0.83, indicating that, on average, in a given context and all else being equal, the IMCs studied could reduce total waste management costs and the amount of residual waste collected by 17% given sorted waste tonnage. Furthermore, 195 out of 727 IMCs (i.e., 26.82%) achieve the highest level of eco-efficiency within their respective contexts. This suggests that a majority (73%) of IMCs still have room for improvement.

The minimum unconditional and conditional eco-efficiency scores (0.11 and 0.26, respectively) suggest that some IMCs may need guidance to improve their waste management services. Conversely, some IMCs exhibit eco-efficiency scores greater than 1, meaning they are super-efficient. This occurs because, in the robust model, the evaluated DMU may not be included in the reference sample used to construct the partial frontier. As a result, its eco-efficiency score can exceed 1, indicating that it outperforms the average of the IMCs to which it was compared (De Witte & Kortelainen, 2013).

Table 3.3 : Unconditional and conditional eco-efficiency scores

| | UNCOND_EFF | COND_EFF |
|--------------|------------|----------|
| Minimum | 0.11 | 0.26 |
| 1st quartile | 0.56 | 0.73 |
| Median | 0.71 | 0.87 |
| Mean | 0.73 | 0.83 |
| 3rd quartile | 0.91 | 0.99 |
| Maximum | 2.52 | 1.01 |

3.4.2 Effects of contextual variables on eco-efficiency

This section examines the influence of contextual variables on the distribution of eco-efficiency scores. The objective is to identify levers that can be activated by local authorities to target eco-efficiency improvement. As explained in Section 3.2, we non-parametrically regress the ratio of conditional to unconditional eco-efficiency scores on contextual variables. Figure

3.1 presents the results of this analysis for the partial frontier, illustrating the effects of contextual variables on eco-efficiency.

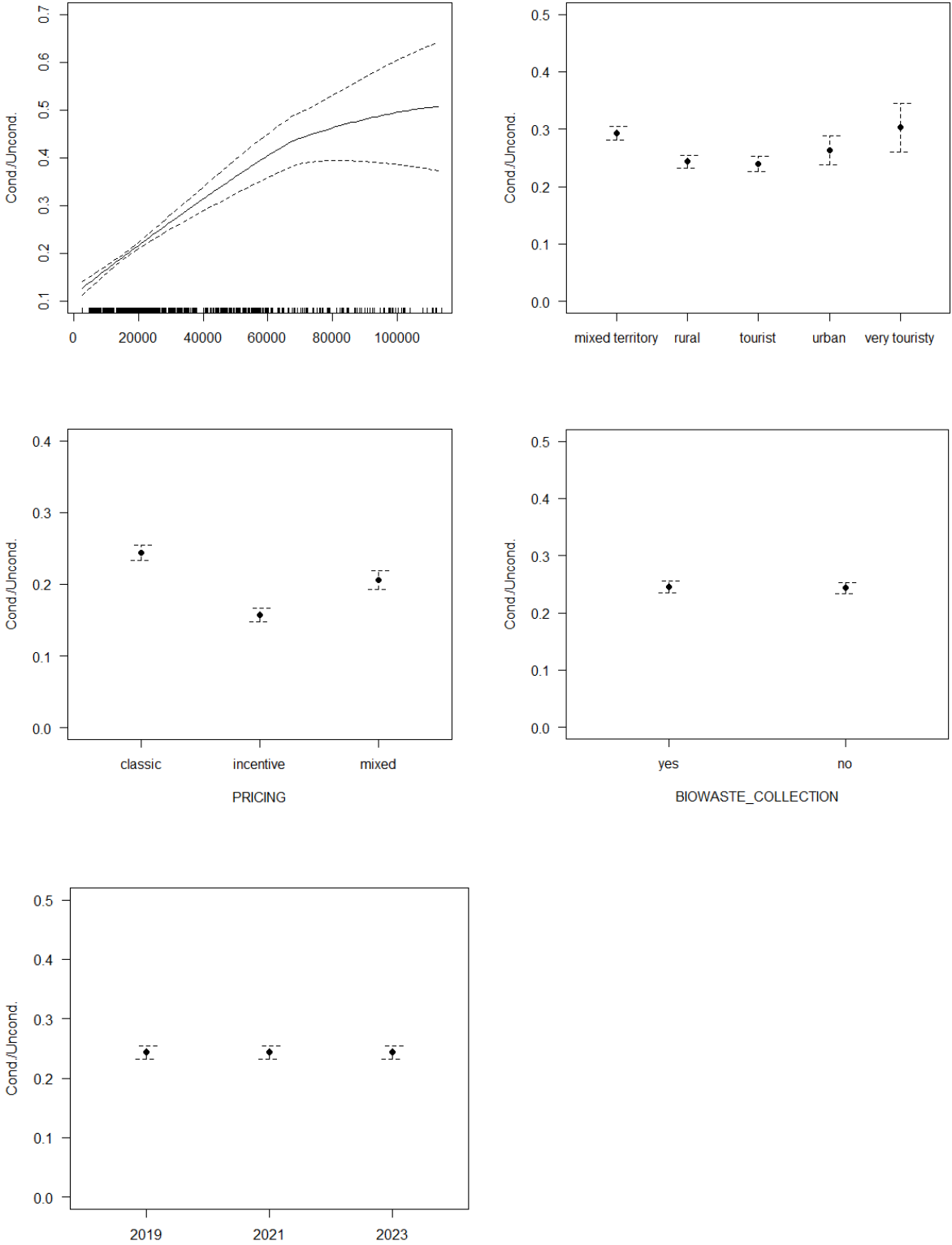


Figure 3.1 : Marginal effects of contextual variables on the conditional/unconditional eco-efficiency ratio (partial frontier, m= 1)

Our results indicate a negative effect of population size on eco-efficiency, suggesting the presence of diseconomies of scale in waste management. This may be explained by the fact that IMCs with smaller populations generate less waste, may have more homogeneous environments, and may not need to invest in large-scale infrastructure, which could make waste management less complex in these IMCs. The literature on this issue presents mixed findings. Similar to our study, Guerrini *et al.* (2017) found that smaller Italian municipalities tend to operate in more favorable conditions. In contrast, Carvalho & Marques (2014) argue that there exists a critical population threshold beyond which efficiency improves, estimating this threshold to be between 400,000 and 550,000 inhabitants in Portugal. Expósito & Velasco (2018) found that population size does not explain the efficiency of waste management services in Spanish regions. Conversely, Bohm *et al.* (2010) report economies of scale in waste management, highlighting that larger populations can help optimize overall waste management costs, as fixed costs are spread over a greater number of inhabitants, thus reducing the cost per capita. This heterogeneity in the results reported in the literature is likely due to differences in the size of structures in charge of waste management between countries as well as institutional or logistical specificities that could be explored in future research. For example, in France, IMCs responsible for providing waste management services are relatively large in terms of population served (they serve on average 51,936 inhabitants in our sample), and this can make the logistics more complex and increase organization and coordination cost.

Our results also highlight disparities in eco-efficiency across different IMCs typologies. Rural IMCs demonstrate, on average, higher eco-efficiency than mixed or very touristy IMCs. This could be explained by several factors. Rural areas are less populated, and as noted by Gómez-Sanabria *et al.* (2022), they generally produce less waste. Additionally, due to the availability of space and the presence of gardens, waste management systems in rural areas can rely more on local solutions, such as home composting, thereby reducing both residual waste and transportation costs. As shown by Timlett & Williams (2009), the lack of space for temporary waste storage can be one of the main barriers to waste sorting practices. However, this result does not imply that rural IMCs are free from challenges. Sparse populations may still lead to higher per capita collection costs, even if the overall system remains more efficient. In contrast, our study finds that IMCs with high levels of tourism exhibit lower eco-efficiency, consistent with previous findings (Romano & Molinos-Senante, 2020; Delgado-Antequera *et al.*, 2021). Tourism introduces seasonal fluctuations in waste generation, which creates operational difficulties such as the need for temporary collection reinforcements, additional

sorting infrastructure, and efforts to inform tourists about local sorting practices (Caponi, 2022). The challenge of managing waste from non-permanent residents, who may be unfamiliar with local waste management practices, contributes to inefficiencies. This issue is particularly pronounced in very touristy areas, where waste composition can vary due to the seasonal influx of visitors. Addressing these inefficiencies requires innovative solutions, such as deploying temporary waste collection systems during peak seasons and enhancing communication campaigns targeting tourists. As demonstrated by Avrami *et al.* (2024), targeted communications on the circular economy can increase sustainable behavior in terms of waste recycling. For mixed IMCs, those that are neither strictly rural nor highly urbanized or tourist, interpreting the results requires further analysis. These IMCs, which often encompass suburban or peri-urban areas, face unique challenges: they lack the logistical simplicity of rural IMCs and do not benefit from the extensive waste management infrastructure of large urban areas. Their intermediate status can lead to inefficiencies in coordinating waste management strategies. Additionally, as shown in Figure A.3.2 in Appendix A.3, IMCs with a mixed typology generally have larger populations than rural IMCs. This larger population size often comes with greater heterogeneity in lifestyles (e.g., urban and rural residents), complicating waste management efforts. For instance, the diversity of lifestyles and behaviors across urban, suburban, and rural areas can create challenges in effectively informing residents about waste sorting and recycling practices, making the standardization of solutions more difficult. A more detailed investigation of these areas, including a more thorough study of their characteristics, could provide additional insights and refine the interpretation of their eco-efficiency.

Our results also indicate that IMCs with incentive-based pricing systems are more eco-efficient than those using mixed or classical pricing systems. Furthermore, mixed pricing systems perform better than classical ones, confirming the positive role of economic instruments in optimizing waste management. To our knowledge, the effects of pricing systems on eco-efficiency have not been extensively studied in the literature. De Jaeger *et al.* (2011), who examined the effect of incentive-based pricing on economic efficiency, were unable to draw any clear conclusions. However, our results underline the importance of adopting this waste pricing model. Our finding aligns with the studies of Allers & Hoeben (2010) and Romano & Masserini (2023), who demonstrated that incentive-based pricing helps reduce residual waste production. The mechanism behind this improvement likely stems from behavioral changes: households subject to variable pricing tend to adopt more sustainable waste management practices, such as increased sorting and waste reduction at the source (e.g.,

composting biowaste). The impact of incentive-based pricing is not limited to waste reduction, it also has structural consequences for waste collection operations. By reducing the volume of residual waste, IMCs can lower collection frequency, resulting in cost savings in transportation and labor. However, implementing incentive pricing may face several challenges. As Kinnaman (2006) and Allers & Hoeben (2010) have pointed out, such systems can lead to illegal dumping and, consequently, may be costly for municipalities to implement. Public awareness campaigns and complementary policies, such as biowaste composting solutions that facilitate the reduction of unsorted waste, may be necessary to foster the acceptance of an incentive pricing system.

Regarding the separate collection of biowaste, our results do not indicate a significant effect on eco-efficiency. In fact, the proportion of IMCs implementing this policy may still be too low in our sample to detect a statistically significant effect. Therefore, we cannot draw firm conclusions about its impact on eco-efficiency. With a richer database, it could be interesting in future research to investigate the effect of a separate collection of biowaste on eco-efficiency or on cost-efficiency (i.e., economic efficiency). Indeed, as the separate collection of biowaste should normally lower the quantity of unsorted waste, analyzing for example whether the benefit in terms of cost from the decrease of unsorted waste outweighs the cost from the implementation of a separate collection of biowaste is important. On related variables, there are also relatively few studies. Carvalho & Marques (2014), have shown that industrial composting increases costs for municipalities. Based on this, it would be interesting to investigate the effect of home composting (which does not require transporting waste to industrial composting sites).

Finally, our analysis shows that time does not have a significant effect on eco-efficiency within our study period (2019, 2021, 2023). This result suggests that, with the available data, we are unable to capture the impact of major events, such as the COVID-19 pandemic, on waste management eco-efficiency. The lack of a significant time effect could be due to several reasons. First, the four-year timeframe might be too short to observe structural shifts in waste management performance. Second, the absence of data for 2020 prevents us from directly analyzing the pandemic's immediate effects. Future studies covering a longer period or using more granular data at the monthly level could provide a clearer assessment of the pandemic's influence on waste management eco-efficiency.

Figure A.3.3 in Appendix A.3 presents the marginal effects of contextual variables on the ratio of conditional to unconditional eco-efficiency scores, based on the full frontier. These results provide insights into how contextual factors influence the position of the technology

frontier. They show that the contextual variables assessed, notably population and pricing system, also influence the position of the technology frontier. These findings confirm the choice of our methodological approach, demonstrating that standard two-stage models would have been inadequate for capturing the relationships between contextual factors and eco-efficiency in our case.

3.5 Conclusion

In this article, we assessed the eco-efficiency of French IMCs responsible for public waste management services and examined the contextual factors influencing this eco-efficiency using a conditional order-m approach. Our results reveal that the type of area (e.g., tourist or rural) and the pricing system significantly influence eco-efficiency in waste management. These results highlight the challenges IMCs face in optimizing waste management, depending on their operating context.

To address these challenges and enhance eco-efficiency, local authorities need to develop strategies tailored to the specific characteristics of their territories. For example, in highly tourist areas, waste collection must adapt to seasonal fluctuations in waste generation. Targeted solutions, such as improved logistical planning, flexible waste collection schedules, and effective communication campaigns to raise tourists' awareness of sorting instructions, could help mitigate operational difficulties. Similarly, mixed territories, which are neither fully rural nor highly urbanized, require special attention, as they may face logistical inefficiencies. Our study also underscores the importance of expanding incentive-based pricing systems to reduce residual waste and optimize costs. However, successful implementation depends on overcoming potential barriers, including administrative complexity and public acceptance.

This study is the first to analyze eco-efficiency in the context of municipal waste management in France while also investigating the influence of contextual variables. Our findings regarding the positive effect of incentive-based pricing are particularly novel, as this aspect has been relatively underexplored in existing literature. In terms of tourism, our results align with previous studies, confirming its negative impact on eco-efficiency. In contrast, we found evidence of diseconomies of scale in the French context, an outcome that diverges from part of the literature, which identifies scale economies in different national contexts.

Finally, by demonstrating that improving waste management performance requires policies adapted to local specificities, our study offers valuable insights for local authorities. Future research should further explore other policy levers, such as source separation of biowaste. Adopting a more dynamic approach, by analyzing longer time series, could also provide deeper insights into how eco-efficiency evolves in response to regulatory changes and local waste policy developments.

References

- Allers, M. A., & Hoeben, C. (2010). Effects of Unit-Based Garbage Pricing: A Differences-in-Differences Approach. *Environmental and Resource Economics*, 45(3), 405-428. <https://doi.org/10.1007/s10640-009-9320-6>
- Avrami, E., Filatov, E. A., Durmanov, A. S., Shkalenko, A. V., Kosov, M. E., Ponkratov, V. V., Pozdnyaev, A. S., & Nikolaeva, I. V. (2024). A New Concept of Consumer Behavior in the Circular Economy. *Emerging Science Journal*, 8(4), Art. 4. <https://doi.org/10.28991/ESJ-2024-08-04-018>
- Bădin, L., Daraio, C., & Simar, L. (2012). How to measure the impact of environmental factors in a nonparametric production model. *European Journal of Operational Research*, 223(3), 818-833. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2012.06.028>
- Bohm, R. A., Folz, D. H., Kinnaman, T. C., & Podolsky, M. J. (2010). The costs of municipal waste and recycling programs. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(11), 864-871. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.01.005>
- Caponi, V. (2022). The economic and environmental effects of seasonality of tourism: A look at solid waste. *Ecological Economics*, 192, 107262. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107262>
- Carvalho, P., & Marques, R. C. (2014). Economies of size and density in municipal solid waste recycling in Portugal. *Waste Management*, 34(1), 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.004>
- Cazals, C., Florens, J.-P., & Simar, L. (2002). Nonparametric frontier estimation: A robust approach. *Journal of econometrics*, 106(1), 1-25.
- Charnes, A., Cooper, W. W., & Rhodes, E. (1978). Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research*, 2(6), 429-444. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(78\)90138-8](https://doi.org/10.1016/0377-2217(78)90138-8)
- Cordero, J. M., Pedraja-Chaparro, F., Pisaflores, E. C., & Polo, C. (2017). Efficiency assessment of Portuguese municipalities using a conditional nonparametric approach. *Journal of Productivity Analysis*, 48(1), 1-24. <https://doi.org/10.1007/s11123-017-0500-z>
- Daraio, C., Di Leo, S., & Simar, L. (2024). Viable eco-efficiency targets for waste collection communities. *Scientific Reports*, 14(1), 15038. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-66077-y>

- Daraio, C., & Simar, L. (2005). Introducing Environmental Variables in Nonparametric Frontier Models: A Probabilistic Approach. *Journal of Productivity Analysis*, 24(1), 93-121. <https://doi.org/10.1007/s11123-005-3042-8>
- Daraio, C., & Simar, L. (2007a). *Advanced Robust and Nonparametric Methods in Efficiency Analysis: Methodology and Applications*. Springer Science & Business Media.
- Daraio, C., & Simar, L. (2007b). Conditional nonparametric frontier models for convex and nonconvex technologies: A unifying approach. *Journal of Productivity Analysis*, 28(1-2), 13-32. <https://doi.org/10.1007/s11123-007-0049-3>
- De Jaeger, S., Eyckmans, J., Rogge, N., & Van Puyenbroeck, T. (2011). Wasteful waste-reducing policies? The impact of waste reduction policy instruments on collection and processing costs of municipal solid waste. *Waste Management*, 31(7), 1429-1440. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.021>
- De Witte, K., & Kortelainen, M. (2013). What explains the performance of students in a heterogeneous environment? Conditional efficiency estimation with continuous and discrete environmental variables. *Applied Economics*, 45(17), 2401-2412. <https://doi.org/10.1080/00036846.2012.665602>
- Delgado-Antequera, L., Gémar, G., Molinos-Senante, M., Gómez, T., Caballero, R., & Salazar-Garrido, R. (2021). Eco-efficiency assessment of municipal solid waste services: Influence of exogenous variables. *Waste Management*, 130, 136-146. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.022>
- Deprins, D., Simar, L., & Tulkens, H. (1984). *Measuring labor-efficiency in post offices* (LIDAM Reprints CORE 571). Université catholique de Louvain, Center for Operations Research and Econometrics (CORE). <https://econpapers.repec.org/paper/corlouvre/571.htm>
- Eurostat. (2023). *Government expenditure on environmental protection*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Government_expenditure_on_environmental_protection
- Expósito, A., & Velasco, F. (2018). Municipal solid-waste recycling market and the European 2020 Horizon Strategy: A regional efficiency analysis in Spain. *Journal of Cleaner Production*, 172, 938-948. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.221>
- Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, C. K., & Pasurka, C. (1989). Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: A nonparametric approach. *The review of economics and statistics*, 90-98.

- Gómez-Sanabria, A., Kiesewetter, G., Klimont, Z., Schoepp, W., & Haberl, H. (2022). Potential for future reductions of global GHG and air pollutants from circular waste management systems. *Nature Communications*, *13*(1), 106. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27624-7>
- Guerrini, A., Carvalho, P., Romano, G., Cunha Marques, R., & Leardini, C. (2017). Assessing efficiency drivers in municipal solid waste collection services through a non-parametric method. *Journal of Cleaner Production*, *147*, 431-441. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.079>
- Kinnaman, T. C. (2006). Policy Watch: Examining the Justification for Residential Recycling. *Journal of Economic Perspectives*, *20*(4), 219-232. <https://doi.org/10.1257/jep.20.4.219>
- Lo Storto, C. (2021). Effectiveness-efficiency nexus in municipal solid waste management: A non-parametric evidence-based study. *Ecological Indicators*, *131*, 108185. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108185>
- Oliveira, V., Sousa, V., Vaz, J. M., & Dias-Ferreira, C. (2018). Model for the separate collection of packaging waste in Portuguese low-performing recycling regions. *Journal of Environmental Management*, *216*, 13-24. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.065>
- Passarini, F., Vassura, I., Monti, F., Morselli, L., & Villani, B. (2011). Indicators of waste management efficiency related to different territorial conditions. *Waste Management*, *31*(4), 785-792. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.11.021>
- Rios, A.-M., & Picazo-Tadeo, A. J. (2021). Measuring environmental performance in the treatment of municipal solid waste: The case of the European Union-28. *Ecological Indicators*, *123*, 107328.
- Romano, G., & Masserini, L. (2023). Pay-as-you-throw tariff and sustainable urban waste management: An empirical analysis of relevant effects. *Journal of Environmental Management*, *347*, 119211. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119211>
- Romano, G., & Molinos-Senante, M. (2020). Factors affecting eco-efficiency of municipal waste services in Tuscan municipalities: An empirical investigation of different management models. *Waste Management*, *105*, 384-394. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.028>
- Romano, G., Rapposelli, A., & Marrucci, L. (2019). Improving waste production and recycling through zero-waste strategy and privatization: An empirical investigation.

- Resources, Conservation and Recycling*, 146, 256-263.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.030>
- Ruggiero, J. (2007). A comparison of DEA and the stochastic frontier model using panel data. *International Transactions in Operational Research*, 14(3), 259-266.
<https://doi.org/10.1111/j.1475-3995.2007.00585.x>
- Sarra, A., Mazzocchitti, M., & Rapposelli, A. (2017). Evaluating joint environmental and cost performance in municipal waste management systems through data envelopment analysis: Scale effects and policy implications. *Ecological Indicators*, 73, 756-771.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.035>
- SDES, Service des Données et Études Statistiques. (2021). *Bilan environnemental de la France—Édition 2020*. Bilan environnemental de la France.
<https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/bilan-environnemental/16-production-de-dechets-et-recyclage.php>
- Simar, L., & Wilson, P. W. (2007). Estimation and inference in two-stage, semi-parametric models of production processes. *Journal of Econometrics*, 136(1), 31-64.
<https://doi.org/10.1016/j.jeconom.2005.07.009>
- Simões, P., & Marques, R. C. (2012). On the economic performance of the waste sector. A literature review. *Journal of Environmental Management*, 106, 40-47.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.005>
- Timlett, R. E., & Williams, I. D. (2009). The impact of transient populations on recycling behaviour in a densely populated urban environment. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(9), 498-506. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.03.010>
- Yang, H., & Pollitt, M. (2010). The necessity of distinguishing weak and strong disposability among undesirable outputs in DEA: Environmental performance of Chinese coal-fired power plants. *Energy Policy*, 38(8), 4440-4444.
<https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.075>

Appendix A.3

Table A.3.1 : Descriptive statistics of the optimal bandwidth estimated for each variable

| | Minimum | 1st quartile | Median | Mean | 3rd quartile | Maximum |
|------------------|---------|--------------|---------|---------|--------------|---------|
| POPULATION | 760.20 | 1014.20 | 1258.70 | 2163.10 | 1310.80 | 9235.70 |
| TYPOLOGY | 0.00 | 0.24 | 0.30 | 0.29 | 0.35 | 0.75 |
| PRICING | 0.00 | 0.05 | 0.06 | 0.12 | 0.11 | 0.67 |
| SORTING_BIOWASTE | 0.08 | 0.22 | 0.29 | 0.29 | 0.33 | 0.50 |
| YEAR | 0.15 | 0.61 | 0.67 | 0.63 | 0.67 | 0.67 |

Table A.3.2 : IMCs typologies in SINOE®

The typology of an IMC is determined based on reference data provided by the The French National Institute of Statistics and Economic Studies (INSEE) and the French Institute for the Environment (IFEN). These data are collected at the municipal level and are available at the following address: <http://www.sinoe.org/documents/consult-doc/idDoc/1131>. The reference data are then used to calculate variables related to trade, tourism, housing, and population at the IMC for each year. The calculation is based on the list of municipalities within the respective IMC. Finally, the typology of each IMC is determined based on the criteria outlined in the following table.

| Typology | Definition |
|---------------|--|
| TOURIST | This variable groups together three types of IMCs: i) IMC is classified as “TOURIST and/or COMMERCIAL” if it meets at least one of the following three criteria: number of tourist beds per capita > 1.5, OR percentage of secondary residence > 50%, OR at least 10 shops per 1000 inhabitants. ii) IMC is classified as “URBAN TOURIST” if the number of tourist beds per capita is ≤ 2.5 AND housing density is > 100 dwellings/km ² . iii) IMC is classified as “OTHER TOURIST” if the number of tourist beds per capita is < 2.5 AND housing density is < 100 dwellings/km ² . |
| VERY TOURISTY | IMC is classified as “VERY TOURISTY” if the number of tourist beds/capita is > 2.5. |
| URBAN | IMC is classified as “URBAN” if it is not “TOURIST or COMMERCIAL” AND if its housing density > 200 dwellings/km ² OR if its housing density > 35 dwellings/km ² and its collective housing rate > 45% AND if its housing density ≤ 1,800 dwellings/km ² built. |
| RURAL | IMC is classified as “RURAL” if it is not “TOURIST or COMMERCIAL” AND if its housing density is ≤ 35 dwellings/km ² and its collective housing rate ≤ 20%. |
| MIXED | IMC is classified as “MIXED” if it does not fall into any of the above categories. In other words, it is neither “TOURIST”, nor “VERY TOURISTY”, nor “URBAN”, nor “RURAL”. |

Source: SINOE®, rules for calculating indicators in the Actor sheet.

Figure A.3.1 : Graph for selecting the size of the partial frontier (m)

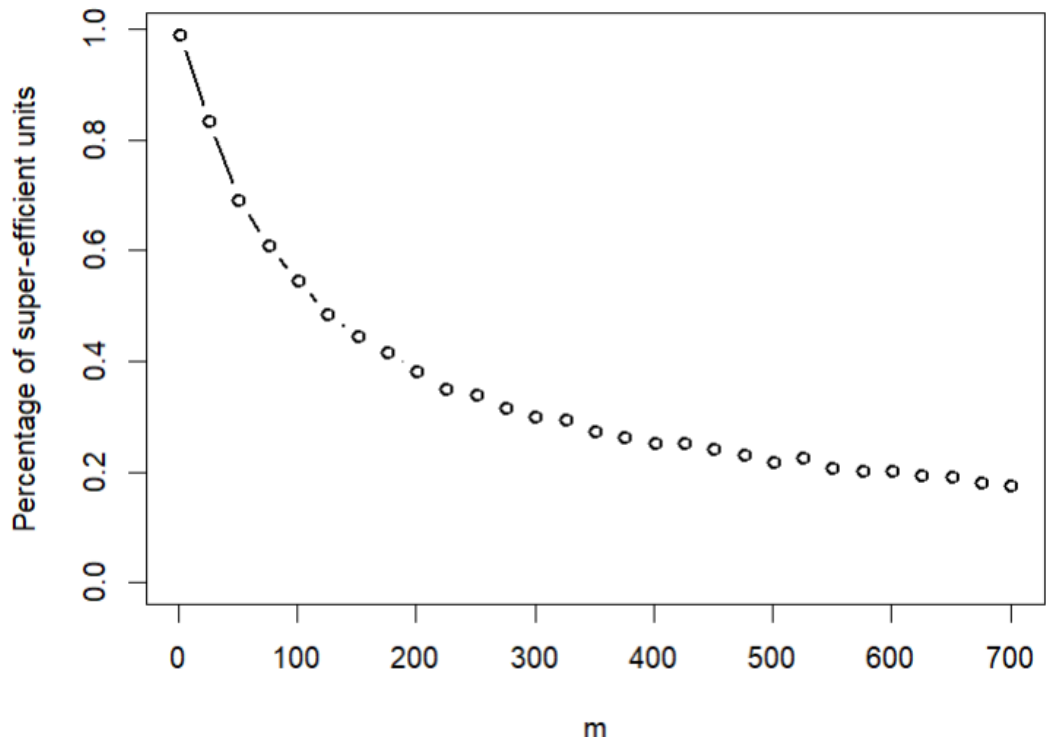


Figure A.3.2 : Population Distribution by Rural and Mixed Typologies

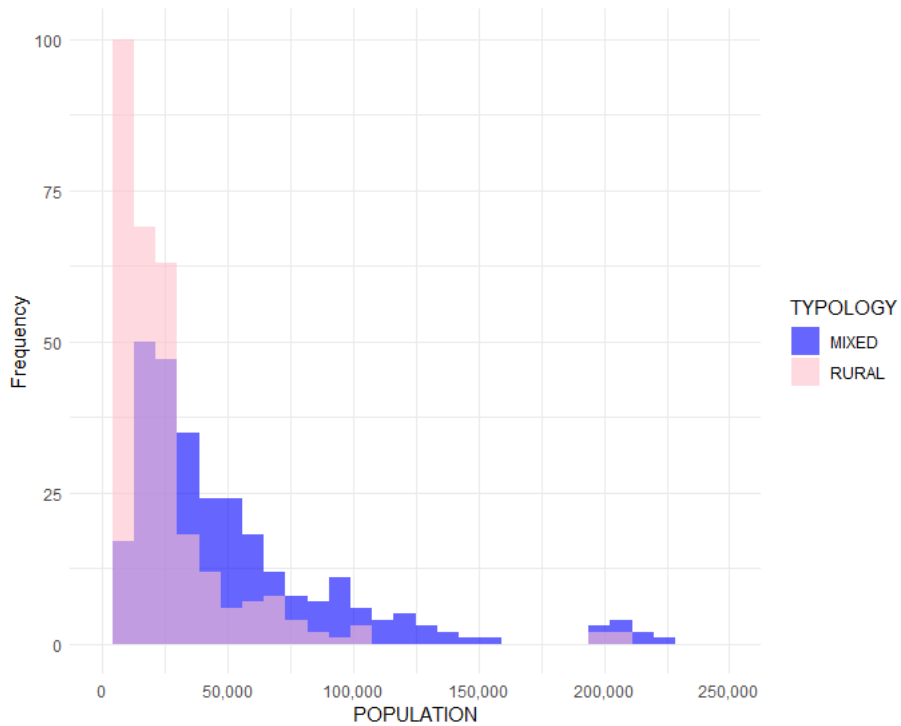
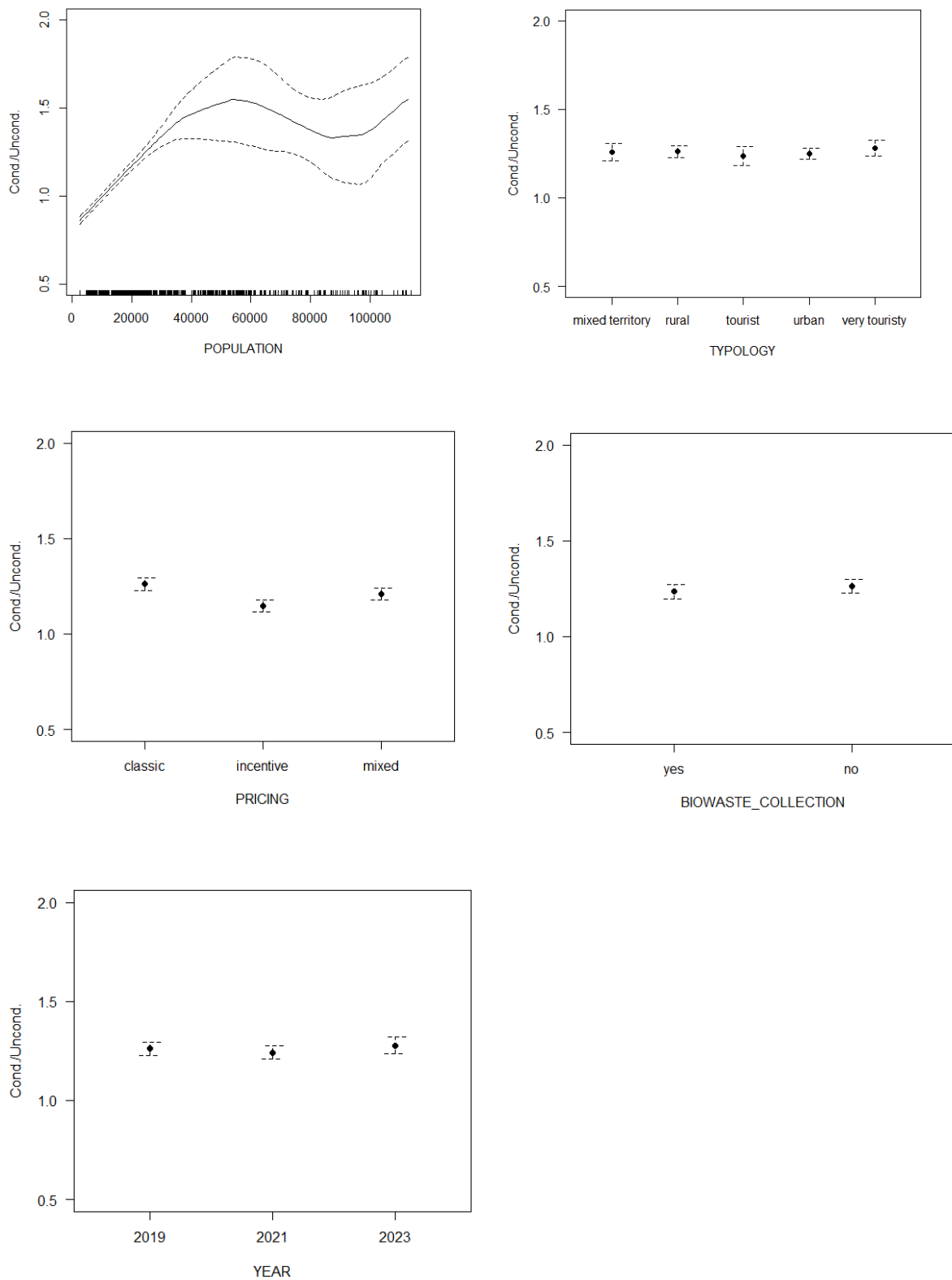


Figure A.3.3 : Marginal effects of contextual variables on the conditional/unconditional eco-efficiency ratio (full frontier)



Chapitre 4

4 The determinants of household food waste sorting: A French case study*

Abstract

This article presents the first econometric analysis of the determinants of food waste sorting behavior in France. We use data from an original national survey of 1020 French households, conducted by The French Public Agency for Ecological Transition in 2024. A theoretical model of household sorting behavior is developed, from which we derive an empirical specification linking sorting decisions to both individual characteristics and contextual factors. This specification is then estimated using the survey data. Our results show that access to a garden, environmental awareness, information about food waste sorting, and municipality size significantly influence food waste sorting practices. These findings provide valuable insights for French local authorities to enhance local public policies aimed at improving household food waste sorting practices.

Keywords: food waste, local public policy, econometric modeling, waste management, household sorting behavior.

JEL Classification: C01; D12; Q01; Q53; Q58

* Ce chapitre a été soumis à *Applied Economics*.

Ndimblane, A. (2025). The determinants of household food waste sorting: A French case study. Submitted on June 26, 2025, to *Applied Economics*.

4.1 Introduction

In France, since January 1, 2024, local authorities in charge of household waste management must offer residents solutions for the source sorting of food waste, in accordance with the anti-waste law for a circular economy.³³ The law primarily aims to reduce the production of food waste, and to encourage its sorting at source and recovery through composting or methanization. However, implementing this regulation remains challenging, and source sorting of food waste is still far from widespread. According to the French Agency for Ecological Transition (ADEME), only 40% of French households had access to a biowaste source-sorting solution provided by their local authority when the regulation came into effect (ADEME, 2023b). The management of food waste therefore represents a major environmental and economic challenge in France. Effective separate food waste collection systems implemented in several European countries (e.g., Germany, Sweden, the Netherlands) have shown that household commitment to waste sorting is essential (Bernstad, 2014). Households play a dual role: they are both major producers of food waste and key actors in reduction strategies, such as local composting programs. Understanding the determinants of household food waste sorting behavior is therefore essential to effectively inform and guide local waste management policies.

Several studies (e.g., Granzin & Olsen, 1991; Saphores *et al.*, 2012; Buccioli *et al.*, 2015) have been conducted to identify the factors that explain household waste sorting behavior. These studies highlight both internal factors, such as sociodemographic and psychosocial characteristics, and external factors, including municipality size and economic incentives. The literature indicates that the relative importance of sociodemographic and psychosocial variables varies by waste type, recycling system characteristics (Edgerton *et al.*, 2009), local factors (Saphores *et al.*, 2012), studied contexts and countries (Hansmann *et al.*, 2006), and infrastructure, norms, and policies (Oehman *et al.*, 2022). These studies show that such factors influence individual behavior in different ways, and the results cannot be generalized across all contexts.

Regarding food waste, most studies focus on the determinants of household food waste reduction (e.g., Chalak *et al.*, 2016; Annunziata *et al.*, 2021; Principato *et al.*, 2022; Agovino *et al.*, 2025). In contrast, relatively fewer studies examine the explanatory factors and barriers

³³ LAW n° 2020-105 of 10 February 2020 relating to the fight against waste and the circular economy. The obligation applies to all biowaste, which includes both food waste and green waste.

associated with household food waste sorting. For example, Oehman *et al.* (2022) highlight that, in the United States, key barriers include a lack of knowledge about food waste management and limited space for sorting bins. Bernstad (2014) assesses the impact of information campaigns and the provision of sorting equipment in Sweden, showing that these measures significantly improve household food waste sorting and separate collection. Similarly, Ghani *et al.* (2013) find that participation in food waste sorting among Malaysian households depends on the availability of infrastructure and the information provided by local authorities, while differences in gender, age, employment status, and education level were not statistically significant. Naujokas & Bobinaite (2025) emphasize the limited number of studies specifically addressing household food waste sorting. They argue that approaches must be tailored to specific contexts, given the variations in local conditions, infrastructure, and social norms.

In the French context, some studies have examined waste sorting in general (e.g., Kirakozian, 2016) or have focused on specific types of recyclable waste, such as glass, packaging, or batteries (e.g., Lagarenne & Wiltgen, 2001). However, to the best of our knowledge, no econometric study has analyzed the determinants of food waste sorting in France, while considering both household characteristics and those of their municipality of residence. This represents one of the main contributions of our study, which seeks to identify the factors influencing the source separation of food waste by French households. By developing a theoretical model of household sorting behavior adapted to our framework, we derive an empirical specification estimated using logistic regression. This allows us to assess how food waste sorting is influenced by both municipality size and individual household characteristics, including age, gender, education level, family size, environmental awareness, and the perceived quality of information. A further contribution of this article is to extend the empirical literature by examining the role of garden accessibility in food waste sorting behavior. To this end, we rely on an original national survey conducted by ADEME in 2024, which covers food waste sorting practices among 1020 French households.

The article is structured as follows. Section 4.2 presents the theoretical model explaining the decision to sort waste and the empirical methodology used to assess the determinants of food waste sorting behavior. Section 4.3 describes the survey and data used for the empirical analysis. Section 4.4 presents and discusses the results. Finally, Section 4.5 provides the conclusion and outlines some perspectives for future research.

4.2 Methodology

In this section, we present the binary choice economic model adapted to our framework and explain how logistic regression is used to estimate the effect of independent variables on the probability of food waste sorting. Under the French anti-waste law for a circular economy, the obligation to sort food waste applies to local authorities, who are responsible for providing residents with appropriate solutions. Local authorities have several options to comply with the regulation, including the implementation of individual or shared composting systems and solutions for the sorting and separate collection of food waste. However, this obligation does not directly apply to households: even when such systems are available, households remain free to decide whether or not to sort their food waste. This justifies the development of a model focused on individual decision-making in food waste sorting. In our model, based on standard economic theory, households are assumed to be rational agents seeking to maximize their utility.

4.2.1 Economic modeling of the decision by households to sort their food waste

We define q as the quantity of goods consumed and e as the effort required to sort food waste. This effort includes the time and organization required for sorting.³⁴

The utility of the representative household (i) can be simplified as follows:

$$U_i(q, e) = u_i(q) - w_i(e) \quad (4.1)$$

where $u_i(q)$ is the utility provided by the consumption of goods, with $u' > 0$ (utility increases with q) and $u'' < 0$ (marginal utility decreases with q). $w_i(e)$ is the cost of sorting (or the disutility induced by the sorting effort), with $w' > 0$ (disutility increases with e) and $w'' > 0$ (marginal disutility also increases with e).

From equation (4.1), we can deduce the utilities associated with decisions to sort (U_{1i}) or not to sort (U_{0i}) respectively as follows:

³⁴ We assume that equipment costs are negligible for households, as local authorities are responsible for providing the necessary equipment (e.g., sorting bins, composters) and generally cover the associated expenses. However, it should be noted that some households choose to purchase their own composters. For the sake of simplicity, we do not detail the various components of the effort required to sort food waste in this study.

$$U_{1i}(q, e) = u_i(q) - w_i(e) \quad (4.2)$$

$$U_{0i}(q) = u_i(q) \quad (4.3)$$

Applying rational choice theory, Rompf (2014) suggests that a household will only invest in recycling and sorting waste if the expected utility, after deducting associated costs, is greater than that of conventional waste disposal. This implies that a household will sort its food waste if the utility derived from doing so is greater than that of not sorting. The household chooses to sort if and only if:

$$U_{1i} > U_{0i} \rightarrow -w_i(e) > 0$$

As $w_i(e)$ is a (non-negative) cost, this means that in the absence of other factors influencing its utility, a rational household would have no interest in sorting. If some households decide to sort, it is because other factors influence their utility.

4.2.2 Introduction of factors explaining food waste sorting

We assume that several factors may influence the decision to sort food waste, including an interest in producing and using natural fertilizers in gardens, the need for social recognition, and environmental awareness (Miliute-Plepiene & Plepys, 2015; Oehman *et al.*, 2022; Naujokas & Bobinaite, 2025). Food waste sorting can also be driven by external factors such as incentive-based pricing or financial rewards (Li *et al.*, 2017), which can affect the household's utility function. Following Lagarenne & Wiltgen (2001), we integrate the net benefits derived from these factors, which we note as $v_i(x)$, into the household's utility function.

The utility function then takes the following form:

$$U_{1i}(q, e, x) = u_i(q) - w_i(e) + v_i(x) \quad (4.4)$$

We assume that $v_i(x)$ can be modeled by a combination of observable characteristics (x_i) and unobserved characteristics, which are assumed to vary randomly (ε_i):

$$v_i(x) = x_i\beta + \varepsilon_i \quad (4.5)$$

The vector β represents the parameters associated with the observable characteristics. Integrating expression (4.5) into (4.4), we obtain the following equation (4.6):

$$U_i(q, e, x_i) = u_i(q) - w_i(e) + x_i\beta + \varepsilon_i \quad (4.6)$$

The utilities of the household according to its choice expressed in equations (4.2) and (4.3) then become (4.7) and (4.8):

$$U_{1i}(q, e, x_i) = u_i(q) - w_i(e) + x_i\beta^1 + \varepsilon_i^1 \quad (4.7)$$

$$U_{0i}(q, x_i) = u_i(q) + x_i\beta^0 + \varepsilon_i^0 \quad (4.8)$$

The decision rule remains the same: the household sorts its food waste if:

$$U_{1i}(q, e, x_i) > U_{0i}(q, x_i) \rightarrow x_i(\beta^1 - \beta^0) + (\varepsilon_i^1 - \varepsilon_i^0) > w_i(e)$$

By setting $\beta^1 - \beta^0 = \beta$ and $\varepsilon_i^1 - \varepsilon_i^0 = \varepsilon_i$, we obtain the sorting condition:

$$x_i\beta + \varepsilon_i > w_i(e) \quad (4.9)$$

Equation (4.9) shows that households sort their food waste when the net benefit related to individual characteristics, contextual factors, and other unobserved factors exceeds the cost associated with the sorting effort.

4.2.3 Estimation of model parameters

We define Y as the variable representing the decision to sort:

$$Y_i = \begin{cases} 1, & \text{if } U_{1i} > U_{0i} \\ 0, & \text{if } U_{1i} < U_{0i} \end{cases}$$

The probability that household (i) sorts its food waste is then given by:

$$\begin{aligned} P[Y_i = 1] &= P[U_{1i}(q, e, x_i) > U_{0i}(q, x_i)] \\ &= P[x_i\beta - w_i(e) > -\varepsilon_i] \\ &= F(x_i\beta - w_i(e)) \end{aligned}$$

where F is the distribution function of $-\varepsilon$. Since we have no information on the cost induced by the sorting effort in our study, we consider this variable to be unobserved and assume that it is captured in the error term. Thus, we consider the simplified form:

$$P[Y_i = 1] = P[x_i\beta > -\varepsilon_i] = F(x_i\beta)$$

Logistic regression of the observed variable Y on the variables enables us to estimate the effects of the latter on the probability of sorting. The logit link function can be used to rewrite the distribution function as follows (equation 4.10):

$$P(Y_i = 1|x_i) = \frac{1}{1 + e^{-x_i\beta}} \quad (4.10)$$

The parameters β are estimated using the R software.

4.3 Data, variables and descriptive statistics

The data come from a 2024 survey conducted by ADEME on food waste management, involving a sample of 1020 households. As there are relatively few studies specifically on food waste sorting (Naujokas & Bobinaite, 2025), we reviewed articles addressing the sorting of recyclable household waste to guide the selection of explanatory variables. The main factors identified in this literature are summarized in Table 4.1.

Table 4.1 : Factors identified in the literature as determinants of household waste sorting

| Variables | Authors |
|------------------------------|---|
| <i>Sociodemographics</i> | |
| Education level | Granzin & Olsen (1991); Johnson <i>et al.</i> (2004); Do Valle <i>et al.</i> (2004); Saphores <i>et al.</i> (2012). |
| Age | Vining & Ebreo (1990); Granzin & Olsen (1991); Lagarenne & Wiltgen (2001); Do Valle <i>et al.</i> (2004); Hansmann <i>et al.</i> (2006); Ibanez <i>et al.</i> (2019). |
| Family size | Johnson <i>et al.</i> (2004); Saphores <i>et al.</i> (2012). |
| Gender | Johnson <i>et al.</i> (2004); Saphores <i>et al.</i> (2006, 2012) ; Vining & Ebreo (1990); Do Valle <i>et al.</i> (2004). |
| Housing type | Lagarenne & Wiltgen (2001); Timlett & Williams (2009). |
| <i>Psychosocials</i> | |
| Pro-environmental attitudes | Edgerton <i>et al.</i> (2009); Kirakozian (2016); Ibanez <i>et al.</i> (2019). |
| Belief in recycling efficacy | Vining & Ebreo (1990). |
| <i>Externals</i> | |
| Municipality size | Lagarenne & Wiltgen (2001). |
| Economic incentives | Buccioli <i>et al.</i> (2015). |
| Recycling information | Timlett & Williams (2009). |
| Sorting infrastructures | Timlett & Williams (2009); Kirakozian (2016). |

Based on the literature and the data available from the ADEME survey, we selected the following independent variables: gender, age, education level, family size, environmental sensitivity, perceived quality of food waste sorting information, access to an individual or

4. The determinants of household food waste sorting

shared garden, and the size of the municipality of residence. Compared to Table 1, we do not consider the variables “Belief in recycling efficacy” and “Economic incentives”, as these data were not collected in the survey. Furthermore, although studies on waste sorting emphasize the importance of infrastructure accessibility as a key factor (e.g., Timlett & Williams, 2009), to our knowledge, no study has specifically examined the role of garden availability in food waste sorting behavior. However, its potential importance has been acknowledged in previous research, notably by Edgerton *et al.* (2009). We therefore include this variable in our analysis. Table 4.2 provides a description of all selected variables.

Table 4.2 : Description of variables used in the model

| Variables | Description | Modalities of the variable |
|------------------------------|--|--|
| <i>Dependent variable</i> | | |
| SFW (sorting food waste) | Indicates whether the household sorts food waste or not. | Yes (if the household sorts); No (if the household does not sort). |
| <i>Independent variables</i> | | |
| Municipality | Indicates the size of the municipality in which the respondent lives. | < 2000 inhabitants; 2000 - 20,000 inhabitants; > 100,000 inhabitants; 20,000 - 100,000 inhabitants; Parisian (urban area comprising the city of Paris and its suburbs). |
| Gender | Indicates the respondent's gender. | M (for male); F (for female). |
| Age | Indicates the respondent's age group. | 18-34 years old; 35-49 years old; 50-64 years old; 65+ (65 years old or older). |
| Education | Indicates the respondent's level of education. | Nodegree-belowHS (no diploma or below High school diploma); HSdiploma (High school diploma); PSnoMaster (post-secondary, below master's degree); Masterdegree+ (master's degree or higher). |
| FamilySize | Indicates the respondent's household size. | 1; 2; 3+ (three or more). |
| Garden | Accessibility to an individual or shared garden. | No; Individual; Shared. |
| EnvironmentalSensitivity | Level of environmental sensitivity declared by the respondent. | Low; Medium; High. |
| QualityInformation | Quality of information on food waste sorting declared by the respondent. | Insufficient; Sufficient; Excellent. |

Source: Household survey conducted by ADEME in 2024

Table 4.3 shows that the distribution of respondents reflects a variety of sociodemographic profiles and living areas, enabling the analysis of food waste sorting behavior across diverse contexts. The sample includes individuals from both small municipalities and large urban areas, with a significant proportion residing in the Paris conurbation (which refers to the urban area comprising the city of Paris and its suburbs). It also captures variability in education levels, family size, and access to gardens among households. Moreover, over half of the respondents report engaging in food waste sorting, providing a solid basis for analyzing its determinants. Detailed descriptive statistics for all variables (for both sorters and non-sorters) are provided in Table A.4.1 in Appendix A.4.

Table 4.3 : Descriptive statistics of variables

| | Number | Proportion (%) |
|--------------------------------|--------|----------------|
| SFW = No | 431 | 42.25 |
| SFW = Yes | 589 | 57.75 |
| Municipality<2000 | 218 | 21.37 |
| Municipality2000-20,000 | 227 | 22.25 |
| Municipality20,000-100,000 | 157 | 15.39 |
| Municipality>100,000 | 258 | 25.29 |
| MunicipalityParisian | 160 | 15.69 |
| GenderM | 481 | 47.16 |
| GenderF | 539 | 52.84 |
| Age18-34 | 243 | 23.82 |
| Age35-49 | 232 | 22.75 |
| Age50-64 | 260 | 25.49 |
| Age65+ | 285 | 27.94 |
| EducationNodegree-belowHS | 271 | 26.57 |
| EducationHSdiploma | 207 | 20.29 |
| EducationPSnoMaster | 328 | 32.16 |
| EducationMasterdegree+ | 214 | 20.98 |
| FamilySize1 | 275 | 26.96 |
| FamilySize2 | 377 | 36.96 |
| FamilySize3+ | 368 | 36.08 |
| GardenNo | 395 | 38.73 |
| GardenIndividual | 263 | 25.78 |
| GardenShared | 362 | 35.49 |
| EnvironmentalSensitivityLow | 234 | 22.94 |
| EnvironmentalSensitivityMedium | 615 | 60.29 |
| EnvironmentalSensitivityHigh | 171 | 16.76 |
| QualityInformationInsufficient | 385 | 37.75 |
| QualityInformationSufficient | 478 | 46.86 |
| QualityInformationExcellent | 157 | 15.39 |

To assess potential multicollinearity among the independent variables included in the model, we calculated Generalized Variance Inflation Factors (GVIF), which are presented in Table A.4.2 in Appendix A.4. Since all GVIF values are relatively low, this suggests that multicollinearity is not an issue among the independent variables.

4.4 Results and Discussion

The results of the logistic regression are presented in Table 4.4. We estimate three separate models to identify the determinants of food waste sorting, gradually adding three groups of variables. Model 1 includes only external and housing-related characteristics. Model 2 includes household sociodemographic characteristics, and Model 3 incorporates self-reported psychosocial variables, in addition to those included in Models 1 and 2. This last group of variables is particular, as it is based on self-reported household assessments of their environmental sensitivity and the quality of available information. Overall, the results obtained indicate that households with access to a garden, a high level of environmental awareness, and information about food waste sorting are more likely to sort food waste. In contrast, households in large municipalities or in the Paris conurbation sort food waste less than those in municipalities with fewer than 2000 inhabitants.

Table 4.4 : Results of the logistic regression model

| | Logit (Dependent variable: SFW) | | |
|--------------------------------|---------------------------------|----------------------|----------------------|
| | (1) | (2) | (3) |
| Municipality2000-20,000 | -0.282 (0.227) | -0.271 (0.228) | -0.125 (0.242) |
| Municipality20,000-100,000 | -0.575** (0.245) | -0.578** (0.247) | -0.471* (0.262) |
| Municipality> 100,000 | -0.601*** (0.226) | -0.613*** (0.229) | -0.683*** (0.241) |
| MunicipalityParisian | -0.645*** (0.246) | -0.649*** (0.249) | -0.640** (0.266) |
| GardenIndividual | 2.150*** (0.219) | 2.156*** (0.227) | 2.024*** (0.238) |
| GardenShared | 0.803*** (0.157) | 0.802*** (0.164) | 0.753*** (0.175) |
| GenderF | | 0.012 (0.140) | -0.019 (0.149) |
| Age35-49 | | -0.242 (0.206) | -0.176 (0.220) |
| Age50-64 | | -0.056 (0.209) | -0.079 (0.223) |
| Age65+ | | -0.121 (0.218) | -0.255 (0.232) |
| EducationHSdiploma | | 0.033 (0.214) | 0.014 (0.230) |
| EducationPSnoMaster | | 0.020 (0.189) | 0.087 (0.203) |
| EducationMasterdegree+ | | 0.061 (0.211) | 0.032 (0.225) |
| FamilySize2 | | 0.091 (0.176) | 0.183 (0.188) |
| FamilySize3+ | | 0.006 (0.203) | 0.054 (0.217) |
| EnvironmentalSensitivityMedium | | | 0.731*** (0.183) |
| EnvironmentalSensitivityHigh | | | 1.074*** (0.243) |
| QualityInformationSufficient | | | 1.290*** (0.163) |
| QualityInformationExcellent | | | 1.432*** (0.235) |
| Constant | -0.021 (0.210) | 0.015 (0.308) | -1.402*** (0.361) |
| Observations | 1020 | 1020 | 1020 |
| Log Likelihood | -603.283 | -602.283 | -547.121 |
| Akaike Inf. Crit. | 1220.567 | 1236.566 | 1134.243 |

Note: *p<0.1; **p<0.05; ***p<0.01

4. The determinants of household food waste sorting

The confusion matrix, presented in Table A.4.3 in Appendix A.4, indicates an overall model accuracy of 0.71, suggesting that the model performs well in predicting households' food waste sorting behavior. Similarly, the McFadden pseudo- R^2 of 0.21 reflects a satisfactory model fit. Furthermore, the residual plot in Figure A.4.1 in Appendix A.4 shows that most fitted values fall within the standard error bands, indicating that the model adequately captures the structure of the data and that outliers are rare. To further interpret the results, we calculate the marginal effects of the independent variables and report them in Table 4.5.

Table 4.5 : Average marginal effects of independent variables on the probability of sorting food waste

| | Average marginal effect | Standard error | P-value |
|--------------------------------|-------------------------|----------------|---------|
| Municipality2000-20,000 | -0.022 | 0.043 | 0.605 |
| Municipality20,000-100,000 | -0.086 | 0.048 | 0.074 |
| Municipality>100,000 | -0.126 | 0.045 | 0.005 |
| MunicipalityParisian | -0.118 | 0.049 | 0.017 |
| GenderF | -0.003 | 0.027 | 0.898 |
| Age35-49 | -0.031 | 0.039 | 0.424 |
| Age50-64 | -0.014 | 0.040 | 0.722 |
| Age65+ | -0.046 | 0.042 | 0.270 |
| FamilySize2 | 0.033 | 0.034 | 0.332 |
| FamilySize3+ | 0.010 | 0.039 | 0.804 |
| EducationHSdiploma | 0.002 | 0.041 | 0.952 |
| EducationPSnoMaster | 0.015 | 0.036 | 0.669 |
| EducationMasterdegree+ | 0.006 | 0.040 | 0.888 |
| GardenIndividual | 0.383 | 0.040 | 0.000 |
| GardenShared | 0.160 | 0.037 | 0.000 |
| EnvironmentalSensitivityMedium | 0.136 | 0.034 | 0.000 |
| EnvironmentalSensitivityHigh | 0.197 | 0.043 | 0.000 |
| QualityInformationSufficient | 0.254 | 0.031 | 0.000 |
| QualityInformationExcellent | 0.280 | 0.043 | 0.000 |

The results show that living in a large municipality is associated with a lower probability of adopting food waste sorting. All else being equal, a household living in a municipality with more than 100,000 inhabitants has a 12.6% lower probability of sorting food waste compared to one in a municipality with fewer than 2000 inhabitants. Similarly, residing in a municipality with a population between 20,000 and 100,000 is associated with an 8.6% lower probability. Households in the Paris conurbation also show a significantly lower probability of sorting, with an 11.8% decrease compared to residents of municipalities with fewer than 2000 inhabitants. This result may reflect behavioral mechanisms linked to urban and densely populated environments. Such areas are often characterized by collective housing (e.g., apartment

buildings), where food waste sorting is more challenging due to space constraints and limited access to individual composting solutions. These findings are consistent with previous studies highlighting a negative relationship between urbanization and sorting behavior. For instance, Lagarenne & Wiltgen (2001) found that the glass sorting rate decreases with increasing urbanization, falling from 80% in rural municipalities to 50% in the Paris conurbation. Similarly, Edgerton *et al.* (2009) observed that the potential for participation in home composting is largely confined to specific geographic areas, such as suburban and rural regions.

Our results also show that access to a garden, whether individual or shared, positively influences food waste sorting. Having access to an individual garden increases the likelihood of sorting food waste by 38.3%, while access to a shared garden increases it by 16.9%, compared to households without garden access. The higher marginal effect associated with access to an individual garden compared to a shared one suggests that individual gardens, being more directly accessible, make sorting more practical and thus encourage greater household participation. This highlights the importance of convenience and available space in promoting food waste management. Access to a garden likely reflects better availability of space and appropriate infrastructure (e.g., composters) for managing food waste nearby. Additionally, due to potential odor issues, storing food waste may be easier in a house with a garden than in an apartment. Finally, households with their own gardens may have a greater interest in composting, as it allows them to fertilize their soil and reduce their use of chemical fertilizers. This finding aligns with previous studies emphasizing the role of infrastructure availability in promoting waste sorting behavior. For instance, Kirakozian (2016) found that the presence of sorting bins within a building has a positive effect on household sorting practices. Similarly, Timlett & Williams (2009) highlighted that insufficient infrastructure constitutes a major barrier to household recycling.

While garden accessibility has the highest marginal effect, environmental sensitivity also plays a significant role: households reporting high or medium levels of sensitivity are more likely to sort their food waste than those with low sensitivity. This suggests a positive relationship between environmental sensitivity and the likelihood of food waste sorting. A possible behavioral mechanism is that environmentally sensitive households may experience a stronger sense of moral obligation or personal responsibility to adopt sustainable practices (Barr & Gilg, 2006). This intrinsic motivation, often rooted in pro-environmental values, may lead them to perceive food waste sorting as a meaningful act of environmental protection. This result is consistent with previous findings by Edgerton *et al.* (2009), Kirakozian (2016), and Ibanez

et al. (2019), who also identified a positive association between pro-environmental attitudes and waste sorting and recycling behavior.

The results also indicate that households who rated the available information as excellent are 28% more likely to sort their food waste, and those who found it sufficient are 25.4% more likely to do so, compared to those who considered the information insufficient. This finding highlights that providing adequate information is one of the key conditions for promoting food waste sorting. Educating households about sorting practices helps them better understand the available management solutions and how to apply food waste composting in practice. This, in turn, can reduce the effort perceived by households when sorting food waste. In this regard, local authorities can play a central role by disseminating relevant information through media campaigns and social networks. The crucial role of information quality in promoting food waste sorting is emphasized in the literature (e.g., Ghani *et al.*, 2013; Chalak *et al.*, 2016). These studies show that consumer behavior related to food and food waste is strongly influenced by knowledge and education on food waste management. However, it is important to acknowledge that both the reported quality of information and the level of environmental sensitivity may be subject to self-reporting bias, as these psychosocial variables reflect respondents' subjective perceptions.

Our analysis does not reveal significant effects for the following socio-demographic variables: family size, age, education level, and gender. In the literature, the impact of many socio-demographic factors on recycling behavior remains ambiguous (Saphores *et al.*, 2012; Dupré, 2013). For instance, Granzin & Olsen (1991) and Johnson *et al.* (2004) report a positive relationship between education level and sorting behavior. In contrast, and consistent with our findings, Do Valle *et al.* (2004) find no statistically significant effect of education on recycling behavior. Saphores *et al.* (2012) and Johnson *et al.* (2004) find that family size positively influences waste recycling. However, in our model, we do not find a relationship between family size and food waste sorting. Regarding the age variable, some studies suggest that older individuals are more likely to engage in waste sorting (e.g., Granzin & Olsen, 1991; Lagarenne & Wiltgen, 2001), whereas others report no significant link between age and recycling (Do Valle *et al.*, 2004; Hansmann *et al.*, 2006), which aligns with our results. As for gender, some authors conclude that women are more likely than men to recycle (e.g., Johnson *et al.*, 2004; Saphores *et al.*, 2006; Saphores *et al.*, 2012), while others (Vining & Ebreo, 1990; Do Valle *et al.*, 2004) find no significant relationship, again consistent with our results. Saphores *et al.* (2012) suggest that this ambiguity regarding socio-demographic effects may reflect evolving

attitudes as environmental norms become more widespread, it may also result from local contextual factors.

Comparing the marginal effects shows that access to an individual garden has the strongest influence on food waste sorting, followed by perceived information quality and environmental sensitivity. In contrast, municipality size has a somewhat weaker, yet still significant, effect. Interestingly, residents of the Paris conurbation do not differ markedly from those living in other large municipalities (over 100,000 inhabitants), as their marginal effects on sorting behavior are quite similar. This suggests that residents of these large, highly urbanized areas face similar challenges when it comes to food waste sorting. It is worth noting that variables such as gender, age, education level, household size, environmental sensitivity, and perceived quality of sorting information, used in this study, are commonly examined in the literature on recycling behaviors. In contrast, access to a garden appears particularly relevant in the context of food waste sorting, given its strong and distinct influence observed in the analysis.

To assess the robustness of our results, we estimated probit models (see Table A.4.4 in Appendix A.4). Although these models show slight variations in coefficient magnitudes, the signs and statistical significance of the variables remain consistent with those obtained from the logit models. Furthermore, the weighted logit models presented in Table A.4.5 in Appendix A.5.1 confirm the robustness of our results and their validity at the national level.

4.5 Conclusion

In this study, we provide the first empirical analysis of the determinants of household food waste sorting using French data. We develop a theoretical model of household behavior, from which we derive an empirical specification linking sorting decisions to both individual and contextual factors. This specification is then estimated using logistic regression and an original survey of 1020 households conducted by ADEME in 2024.

The theoretical model highlights the importance of both internal and external factors in households' decision-making regarding food waste sorting. The results of the estimated empirical model show that access to an individual garden, a variable that has received limited attention in the literature, has strong explanatory power, with the highest marginal effect in our model. Households with access to a garden (either individual or shared) are significantly more likely to sort their food waste than those without. Moreover, consistent with the existing literature, external factors, particularly the size of the municipality, also emerge as significant

determinants of food waste sorting behavior. Households living in large municipalities or in the Paris conurbation are less likely to sort their food waste than those residing in smaller municipalities. In contrast, and in line with findings from studies conducted in other countries, sociodemographic variables such as household size, age, gender, and education level do not have any statistically significant effect in our analysis. Finally, our results show that environmental awareness and access to sufficient information about food waste sorting significantly increase the likelihood of participation in sorting, confirming the conclusions of previous research conducted across different countries.

These findings underscore the importance of accounting for external factors and housing characteristics when implementing food waste sorting policies. While promoting access to private gardens may pose challenges for local authorities due to land-use and urban planning constraints, developing small green spaces within neighborhoods could support shared composting initiatives and foster stronger household engagement in food waste management. Moreover, access to information is a key policy lever that local authorities can use to encourage household participation. Information campaigns should aim to educate households about food waste sorting and composting practices, while also raising their environmental awareness. These insights may guide French local authorities and offer valuable input to other European or international contexts aiming to design more effective campaigns for promoting food waste sorting.

Future research could further explore the impact of economic incentives, such as financial rewards or incentive-based pricing, on food waste sorting behavior. Moreover, longitudinal studies would allow researchers to track changes in sorting practices over time, particularly in response to policy implementation. An extension of the economic model proposed in this study could also involve a more detailed consideration of the effort required to sort food waste.

References

- ADEME. (2023b). Tri à la source des biodéchets : Tous mobilisés pour valoriser ces ressources encore trop gaspillées. *Agence de la transition écologique*.
<https://www.ademe.fr/presse/communiqu-national/tri-a-la-source-des-biodechets-tous-mobilises-pour-valoriser-ces-ressources-encore-trop-gaspillees/>
- Agovino, M., Annunziata, A., & Mariani, A. (2025). The role of economies of scale and efficiency in food shopping and management routines in reducing household food waste: The Italian case. *Applied Economics*, 57(15), 1708-1722.
<https://doi.org/10.1080/00036846.2024.2315096>
- Annunziata, A., Agovino, M., Ferraro, A., & Mariani, A. (2021). Food waste as a consequence of an inefficient consumer's choices: A microeconomic approach. *Applied Economics*, 53(54), 6266-6285. <https://doi.org/10.1080/00036846.2021.1937503>
- Barr, S., & Gilg, A. (2006). Sustainable lifestyles: Framing environmental action in and around the home. *Geoforum*, 37(6), 906-920.
<https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2006.05.002>
- Bernstad, A. (2014). Household food waste separation behavior and the importance of convenience. *Waste Management*, 34(7), 1317-1323.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.013>
- Buccioli, A., Montinari, N., & Piovesan, M. (2015). Do Not Trash the Incentive ! Monetary Incentives and Waste Sorting. *The Scandinavian Journal of Economics*, 117(4), 1204-1229. <https://doi.org/10.1111/sjoe.12122>
- Chalak, A., Abou-Daher, C., Chaaban, J., & Abiad, M. G. (2016). The global economic and regulatory determinants of household food waste generation: A cross-country analysis. *Waste Management*, 48, 418-422. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.040>
- Do Valle, P. O., Reis, E., Menezes, J., & Rebelo, E. (2004). Behavioral Determinants of Household Recycling Participation: The Portuguese Case. *Environment and Behavior*, 36(4), 505-540. <https://doi.org/10.1177/0013916503260892>
- Dupré, M. (2013). "Représentations sociales du tri sélectif et des déchets en fonction des pratiques de tri". *Les Cahiers Internationaux de Psychologie Sociale, Numéro 98(2)*, 173-209. <https://doi.org/10.3917/cips.098.0173>
- Edgerton, E., McKechnie, J., & Dunleavy, K. (2009). Behavioral Determinants of Household Participation in a Home Composting Scheme. *Environment and Behavior*, 41(2), 151-169. <https://doi.org/10.1177/0013916507311900>

- Ghani, W. A. W. Ab. K., 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 Management*, *33*(5), 1276-1281.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.019>
- Granzin, K. L., & Olsen, J. E. (1991). Characterizing Participants in Activities Protecting the Environment: A Focus on Donating, Recycling, and Conservation Behaviors. *Journal of Public Policy & Marketing*, *10*(2), 1-27.
- Hansmann, R., Bernasconi, P., Smieszek, T., Loukopoulos, P., & Scholz, R. W. (2006). Justifications and self-organization as determinants of recycling behavior: The case of used batteries. *Resources, Conservation and Recycling*, *47*(2), 133-159.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.10.006>
- Ibanez, L., Latourte, J.-C., & Roussel, S. (2019). Comportements pro-environnementaux et exposition à la nature : Une étude expérimentale. *Revue économique*, *70*(6), 1139-1151.
<https://doi.org/10.3917/reco.706.1139>
- Johnson, C. Y., Bowker, J. M., & Cordell, H. K. (2004). Ethnic Variation in Environmental Belief and Behavior: An Examination of the New Ecological Paradigm in a Social Psychological Context. *Environment and Behavior*, *36*(2), 157-186.
<https://doi.org/10.1177/0013916503251478>
- Kirakozian, A. (2016). The determinants of household recycling: Social influence, public policies and environmental preferences. *Applied Economics*, *48*(16), 1481-1503.
<https://doi.org/10.1080/00036846.2015.1102843>
- Lagarenne, C., & Wiltgen, S. (2001). *Déterminants des comportements de tri des ménages*. Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale. Série Etudes 01-E04. Ministère de l'environnement. <https://side.developpement-durable.gouv.fr/Default/doc/SYRACUSE/320134/determinants-des-comportements-de-tri-des-menages>
- Miliute-Plepiene, J., & Plepys, A. (2015). Does food sorting prevents and improves sorting of household waste? A case in Sweden. *Journal of Cleaner Production*, *101*, 182-192.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.013>
- Naujokas, G., & Bobinaite, V. (2025). Understanding Food Waste Sorting Practices: Insights from a Systematic Review. *Sustainability*, *17*(9), Art. 9.
<https://doi.org/10.3390/su17094236>
- Oehman, J. M., Babbitt, C. W., & Flynn, C. (2022). What predicts and prevents source separation of household food waste? An application of the theory of planned behavior.

- Resources, Conservation and Recycling*, 186, 106492.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106492>
- Principato, L., Secondi, L., Cicatiello, C., & Mattia, G. (2022). Caring more about food: The unexpected positive effect of the Covid-19 lockdown on household food management and waste. *Socio-Economic Planning Sciences*, 82, 100953.
<https://doi.org/10.1016/j.seps.2020.100953>
- Rompf, S. A. (2014). *System Trust and Cooperation: The Case of Recycling Behavior* [MPRA Paper]. <https://mpra.ub.uni-muenchen.de/60279/>
- Saphores, J.-D. M., Nixon, H., Ogunseitan, O. A., & Shapiro, A. A. (2006). Household Willingness to Recycle Electronic Waste: An Application to California. *Environment and Behavior*, 38(2), 183-208. <https://doi.org/10.1177/0013916505279045>
- Saphores, J.-D. M., Ogunseitan, O. A., & Shapiro, A. A. (2012). Willingness to engage in a pro-environmental behavior: An analysis of e-waste recycling based on a national survey of U.S. households. *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 49-63.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.12.003>
- Timlett, R. E., & Williams, I. D. (2009). The impact of transient populations on recycling behaviour in a densely populated urban environment. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(9), 498-506. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.03.010>
- Vining, J., & Ebreo, A. (1990). What Makes a Recycler? : A Comparison of Recyclers and Nonrecyclers. *Environment and Behavior*, 22(1), 55-73.
<https://doi.org/10.1177/0013916590221003>

Appendix A.4

Table A.4.1 : Detailed descriptive statistics (for sorters and non-sorters)

| Variables | SFW=1 | | SFW=0 | |
|--------------------------------|--------|----------------|--------|----------------|
| | Number | Proportion (%) | Number | Proportion (%) |
| Municipality<2000 | 167 | 28.35 | 51 | 11.83 |
| Municipality2000-20,000 | 150 | 25.47 | 77 | 17.87 |
| Municipality20,000-100,000 | 79 | 13.41 | 78 | 18.10 |
| Municipality>100,000 | 118 | 20.03 | 140 | 32.48 |
| MunicipalityParisian | 75 | 12.73 | 85 | 19.72 |
| GenderM | 282 | 47.88 | 199 | 46.17 |
| GenderF | 307 | 52.12 | 232 | 53.83 |
| Age18-34 | 144 | 24.45 | 99 | 22.97 |
| Age35-49 | 132 | 22.41 | 100 | 23.20 |
| Age50-64 | 152 | 25.81 | 108 | 25.06 |
| Age65+ | 161 | 27.33 | 124 | 28.77 |
| EducationNodegree-belowHS | 156 | 26.49 | 115 | 26.68 |
| EducationHSdiploma | 119 | 20.20 | 88 | 20.42 |
| EducationPSnoMaster | 189 | 32.09 | 139 | 32.25 |
| EducationMasterdegree+ | 125 | 21.22 | 89 | 20.65 |
| FamilySize1 | 132 | 22.41 | 143 | 33.18 |
| FamilySize2 | 220 | 37.35 | 157 | 36.43 |
| FamilySize3+ | 237 | 40.24 | 131 | 30.39 |
| GardenNo | 145 | 24.62 | 250 | 58.00 |
| GardenIndividual | 227 | 38.54 | 36 | 8.35 |
| GardenShared | 217 | 36.84 | 145 | 33.64 |
| EnvironmentalSensitivityLow | 97 | 16.47 | 137 | 31.79 |
| EnvironmentalSensitivityMedium | 378 | 64.18 | 237 | 54.99 |
| EnvironmentalSensitivityHigh | 114 | 19.35 | 57 | 13.23 |
| QualityInformationInsufficient | 141 | 23.94 | 244 | 56.61 |
| QualityInformationSufficient | 333 | 56.54 | 145 | 33.64 |
| QualityInformationExcellent | 115 | 19.52 | 42 | 9.74 |

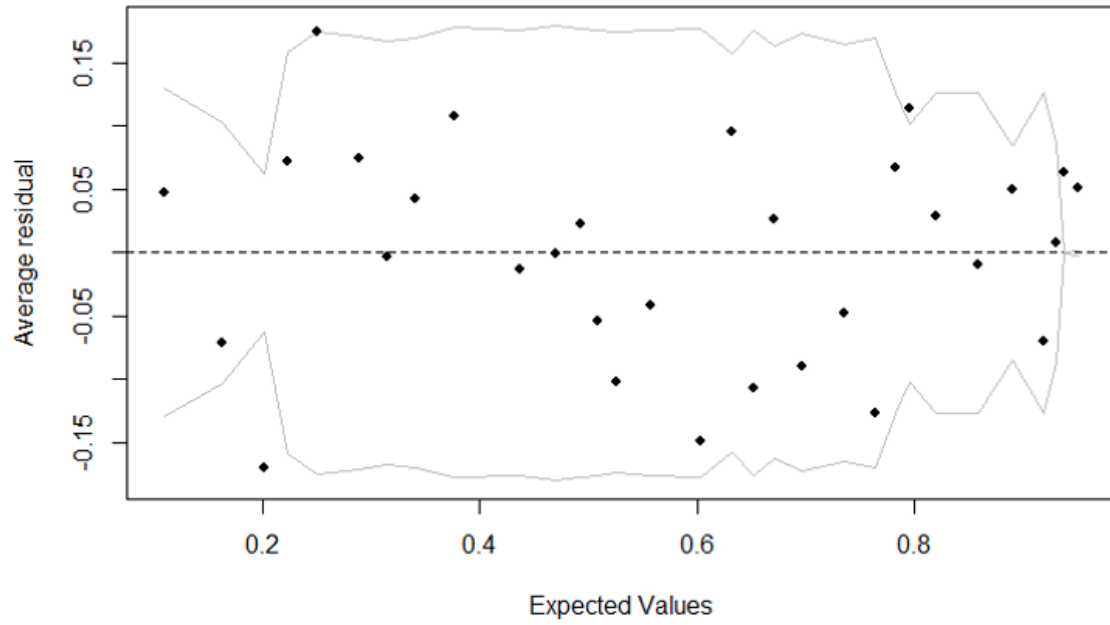
Table A.4.2 : GVIF calculated for independent variables

| Variable | Df | GVIF | GVIF ^{1/(2*Df)} |
|--------------------------|----|-------|--------------------------|
| Municipality | 4 | 1.308 | 1.034 |
| Gender | 1 | 1.019 | 1.009 |
| Age | 3 | 1.47 | 1.066 |
| Education | 3 | 1.204 | 1.031 |
| FamilySize | 2 | 1.501 | 1.107 |
| Garden | 2 | 1.314 | 1.071 |
| EnvironmentalSensitivity | 2 | 1.081 | 1.020 |
| QualityInformation | 2 | 1.066 | 1.016 |

Table A.4.3 : Confusion matrix

| Predicts | Real | |
|----------|------|-----|
| | 0 | 1 |
| 0 | 261 | 128 |
| 1 | 170 | 461 |

Figure A.4.1 : Binned residual plot



4. The determinants of household food waste sorting

Table A.4.4 : Probit model results

| | Probit (Dependent variable: SFW) | | |
|--------------------------------|----------------------------------|----------------------|----------------------|
| | (1) | (2) | (3) |
| Municipality2000-20,000 | -0.180 (0.134) | -0.175 (0.135) | -0.100 (0.141) |
| Municipality20,000-100,000 | -0.361** (0.147) | -0.361** (0.148) | -0.290* (0.155) |
| Municipality> 100,000 | -0.377*** (0.135) | -0.386*** (0.137) | -0.427*** (0.143) |
| MunicipalityParisian | -0.402*** (0.148) | -0.406*** (0.149) | -0.404** (0.157) |
| GardenIndividual | 1.291*** (0.125) | 1.295*** (0.130) | 1.206*** (0.136) |
| GardenShared | 0.499*** (0.098) | 0.496*** (0.102) | 0.459*** (0.106) |
| GenderF | | 0.009 (0.085) | -0.013 (0.089) |
| Age35-49 | | -0.157 (0.124) | -0.117 (0.130) |
| Age50-64 | | -0.034 (0.126) | -0.058 (0.132) |
| Age65+ | | -0.072 (0.132) | -0.165 (0.138) |
| EducationHSdiploma | | 0.015 (0.129) | 0.019 (0.136) |
| EducationPSnoMaster | | 0.004 (0.114) | 0.049 (0.120) |
| EducationMasterdegree+ | | 0.038 (0.127) | 0.029 (0.134) |
| FamilySize2 | | 0.060 (0.107) | 0.107 (0.112) |
| FamilySize3+ | | 0.014 (0.123) | 0.023 (0.129) |
| EnvironmentalSensitivityMedium | | | 0.434*** (0.108) |
| EnvironmentalSensitivityHigh | | | 0.648*** (0.144) |
| QualityInformationSufficient | | | 0.779*** (0.096) |
| QualityInformationExcellent | | | 0.861*** (0.138) |
| Constant | -0.010 (0.126) | 0.013 (0.186) | -0.817*** (0.213) |
| Observations | 1020 | 1020 | 1020 |
| Log Likelihood | -602.922 | -601.761 | -546.133 |
| Akaike Inf. Crit. | 1219.844 | 1235.522 | 1132.267 |

Note: *p<0.1; **p<0.05; ***p<0.01

Appendix A.4.1 : Estimation of a Weighted Logit Model

The survey used in this study is based on quota sampling, a non-random sampling method. This approach involves constructing a sample that reflects the known distribution of the population across key socio-demographic characteristics, with the aim of representing the French population as accurately as possible. The sample was structured around the following variables: gender, age, socio-professional category, region, and size of the municipality. Taking these variables into account, a post-survey data adjustment was applied by the survey firm to ensure that the study results are representative of the French population. These variables and their distribution within the total population are available from the National Institute of Statistics and Economic Studies (INSEE). Based on this, we estimated a weighted logit model (presented in the following Table A.4.5) to test the robustness of our findings and their validity at the national level.

4. The determinants of household food waste sorting

Table A.4.5 : Weighted logit model

| | Weighted logit (Dependent variable: SFW) | | |
|--------------------------------|--|----------------------|----------------------|
| | (1) | (2) | (3) |
| Municipality2000-20,000 | -0.290 (0.231) | -0.288 (0.231) | -0.143 (0.247) |
| Municipality20,000-100,000 | -0.605** (0.249) | -0.616** (0.251) | -0.545** (0.265) |
| Municipality> 100,000 | -0.559** (0.225) | -0.575** (0.228) | -0.637*** (0.237) |
| MunicipalityParisian | -0.648*** (0.245) | -0.660*** (0.248) | -0.638** (0.265) |
| GardenIndividual | 2.164*** (0.230) | 2.171*** (0.241) | 2.063*** (0.246) |
| GardenShared | 0.827*** (0.162) | 0.826*** (0.169) | 0.784*** (0.179) |
| GenderF | | 0.005 (0.145) | -0.032 (0.156) |
| Age35-49 | | -0.237 (0.216) | -0.155 (0.230) |
| Age50-64 | | -0.133 (0.218) | -0.188 (0.237) |
| Age65+ | | -0.212 (0.226) | -0.365 (0.236) |
| EducationHSdiploma | | 0.097 (0.225) | 0.070 (0.247) |
| EducationPSnoMaster | | 0.093 (0.191) | 0.122 (0.203) |
| EducationMasterdegree+ | | 0.101 (0.212) | 0.051 (0.224) |
| FamilySize2 | | 0.152 (0.182) | 0.233 (0.196) |
| FamilySize3+ | | -0.007 (0.211) | -0.023 (0.226) |
| EnvironmentalSensitivityMedium | | | 0.712*** (0.192) |
| EnvironmentalSensitivityHigh | | | 0.910*** (0.268) |
| QualityInformationSufficient | | | 1.201*** (0.168) |
| QualityInformationExcellent | | | 1.414*** (0.245) |
| Constant | -0.060 (0.209) | -0.030 (0.313) | -1.322*** (0.377) |
| Observations | 1020 | 1020 | 1020 |
| Log Likelihood | -610.571 | -609.689 | -559.185 |

Note: *p<0.1; **p<0.05; ***p<0.01

Conclusion générale

Cette thèse porte sur les politiques locales de gestion des déchets ménagers et assimilés, en s'intéressant aux caractéristiques territoriales et individuelles, ainsi qu'aux leviers d'action dont disposent les intercommunalités pour favoriser une gestion durable des déchets. D'un point de vue théorique, elle aborde la gestion des déchets comme un service public local assuré par les intercommunalités au bénéfice des habitants de leur territoire. Sur le plan empirique, différentes méthodes quantitatives ont été mobilisées pour répondre à l'objectif de recherche. Les quatre chapitres développés proposent ainsi des enseignements complémentaires sur les facteurs économiques et sociodémographiques des intercommunalités, les caractéristiques individuelles des ménages, ainsi que les politiques locales favorables à une gestion durable des déchets.

Le premier chapitre montre que les départements français peuvent être regroupés statistiquement en clusters selon leurs performances en matière de collecte des déchets ainsi que leurs caractéristiques économiques et sociodémographiques. Les départements très urbanisés, touristiques ou densément peuplés présentent, en moyenne, des quantités élevées de déchets résiduels par habitant, ainsi qu'un faible niveau de collecte séparée des déchets recyclables. Ceux caractérisés par une forte urbanisation et un tourisme intense produisent des quantités de déchets résiduels nettement plus élevées. À l'inverse, les départements peu denses, peu touristiques et faiblement urbanisés génèrent des quantités de déchets résiduels faibles, comparativement aux autres. Ces résultats mettent en évidence les défis auxquels certains territoires sont confrontés, liés à leurs caractéristiques propres, et soulignent la nécessité d'adapter les politiques locales de gestion des déchets aux spécificités territoriales.

Le deuxième chapitre met en évidence l'efficacité de la collecte séparée des biodéchets dans la réduction des quantités de déchets résiduels collectés. Il montre également que les effets des solutions de tri à la source varient selon certaines caractéristiques des intercommunalités, telles que la densité de population. Les résultats de ce chapitre mettent en lumière les défis spécifiques auxquels sont confrontées les intercommunalités denses ou touristiques dans la gestion des déchets, et soulignent que la tarification incitative constitue un levier efficace pour réduire les quantités de déchets résiduels.

Le troisième chapitre révèle un effet négatif de la taille de la population desservie sur l'efficacité de la gestion des déchets, suggérant que les intercommunalités moins peuplées bénéficient d'une organisation moins complexe, leur permettant de gérer les déchets plus

efficacement. Il met également en évidence des disparités d'éco-efficience selon la typologie des intercommunalités : les intercommunalités rurales présentent, en moyenne, une éco-efficience plus élevée que celles à forte activité touristique. Enfin, ce chapitre montre l'influence positive de la tarification incitative dans l'optimisation des services publics de gestion des déchets.

Le quatrième chapitre met en évidence le rôle déterminant des caractéristiques individuelles et territoriales dans les comportements de tri des déchets alimentaires. Les résultats montrent que, toutes choses égales par ailleurs, la sensibilité environnementale des ménages et la perception de la qualité de l'information reçue sur le tri influencent positivement les pratiques de tri des déchets alimentaires. L'accès à un jardin, individuel ou partagé, constitue également un facteur facilitateur important. Ce chapitre montre aussi que les habitants des grandes communes (plus de 100 000 habitants) et de la région parisienne trient significativement moins les déchets alimentaires que ceux des petites communes (moins de 2 000 habitants). Ce résultat met en lumière des freins comportementaux spécifiques au contexte urbain dense, souvent liés à un accès restreint à l'espace pour stocker ou composter les biodéchets, ainsi qu'à certaines caractéristiques propres aux habitants de ces territoires.

Les résultats de ces quatre chapitres apportent des éclairages spécifiques à plusieurs enjeux de la gestion des déchets – amélioration des performances de collecte, réduction des déchets résiduels, amélioration du service, compréhension des déterminants du tri des biodéchets – qui peuvent être synthétisées pour faire émerger plusieurs enseignements utiles aux politiques locales de gestion des déchets.

En dehors de la prévention des déchets, qui constitue une action prioritaire pour les acteurs publics locaux, cette thèse met en lumière certains leviers d'action favorables à une gestion durable des déchets. Les résultats du chapitre 4 montrent que l'accès à un jardin, qu'il soit individuel ou partagé, favorise fortement le tri à la source des déchets alimentaires. Ce constat souligne que proposer des solutions techniques adaptées constitue un levier d'action essentiel pour encourager le tri. En effet, la présence d'un jardin facilite l'installation d'un composteur, dont la disponibilité immédiate rend la gestion des biodéchets plus pratique pour les ménages. De plus, l'intérêt pour le compost, notamment comme fertilisant pour les jardins, peut renforcer la motivation à trier et à valoriser les biodéchets. Si le compostage de proximité constitue une solution à promouvoir en raison de ses bénéfices environnementaux et économiques (Pergola *et al.*, 2018), la collecte séparée des biodéchets en vue de leur valorisation représente une alternative pertinente dans les zones où le compostage est difficile à développer (comme montré

dans le chapitre 2). Toutefois, l'ADEME (2018) estime que cette collecte séparée nécessite une organisation logistique conséquente, soulevant des enjeux à la fois économiques et environnementaux. Par exemple, une augmentation de la fréquence de collecte peut entraîner une hausse des émissions de gaz à effet de serre. Pour rendre cette politique plus soutenable, les intercommunalités peuvent adopter des stratégies d'optimisation visant à limiter les coûts supplémentaires et les impacts environnementaux en substituant partiellement les fréquences de collecte des déchets résiduels par celle des biodéchets.

L'adoption des pratiques de tri à la source des biodéchets par les ménages peut également être renforcée par des campagnes de communication ciblées. Comme l'illustre le chapitre 4, la clarté de l'information fournie par les intercommunalités constitue un levier d'action essentiel, permettant aux usagers de mieux comprendre les consignes de tri et de s'engager dans la pratique. En outre, les chapitres 1 et 2 montrent que les zones touristiques et densément peuplées sont confrontées à d'importants flux de déchets. Le chapitre 3 souligne également que le tourisme engendre des variations saisonnières dans la production de déchets, générant des contraintes logistiques et nuisant à l'éco-efficience. Dans les zones touristiques, plusieurs solutions peuvent être envisagées pour faciliter le tri sélectif, notamment pour les visiteurs temporaires, et améliorer l'efficacité du service de gestion des déchets. Celles-ci peuvent inclure la mise en place d'équipements adaptés de tri et de collecte pendant les pics touristiques, la formation des personnels des structures d'accueil, le renforcement des campagnes de communication, ainsi que la diffusion de supports multilingues expliquant les consignes locales de tri des déchets. Dans les zones densément peuplées, des solutions de tri adaptées, telles que la mise en place d'équipements d'apport volontaire pour les biodéchets, peuvent également être déployées. Ces dispositifs peuvent être complétés par des campagnes de sensibilisation visant à promouvoir les consignes de tri, notamment auprès des résidents non permanents. La communication devrait également viser à renforcer la sensibilité des ménages aux enjeux environnementaux, un facteur déterminant de leurs comportements de tri des déchets alimentaires (comme le montre le chapitre 4).

Un levier économique important mis en évidence dans cette thèse est l'instauration de la tarification incitative des déchets. Sa mise en œuvre requiert une organisation technique permettant d'identifier les usagers et de mesurer les volumes de déchets produits, ce qui peut constituer une contrainte pour certaines intercommunalités (Bénard, 2008). Le chapitre 3 montre que les intercommunalités ayant adopté ce mode de tarification présentent généralement une éco-efficience supérieure à celles ayant une tarification classique. Celle-ci apparaît donc

comme une mesure efficace pour optimiser simultanément les quantités de déchets résiduels et les coûts de gestion des déchets. Cependant, certaines études (par exemple, Glachant, 2005) ont montré que la tarification incitative comporte des risques de dépôts sauvages ou de détournement des flux de déchets par les ménages. Il est donc essentiel que sa mise en œuvre repose sur une concertation avec les usagers, et qu'elle s'accompagne d'équipements de tri des biodéchets, afin d'éviter que la mesure ne soit perçue comme trop contraignante. Enfin, il convient de rappeler que les différents leviers d'action à la disposition des intercommunalités, identifiés dans cette thèse, ne doivent pas être envisagés isolément. Ils s'inscrivent dans une logique d'articulation des instruments de politiques environnementales (Delache & Gastaldo, 1992), nécessitant des expérimentations, des ajustements progressifs et des échanges de bonnes pratiques entre intercommunalités partageant des caractéristiques territoriales similaires.

Ensemble, les résultats des différents chapitres de la thèse mettent en lumière les facteurs favorisant une gestion durable des déchets et soulignent l'importance d'une approche territorialisée, intégrant les spécificités économiques et sociodémographiques des intercommunalités. Une telle approche repose sur une connaissance fine des territoires afin de concevoir des solutions de gestion des déchets plus efficaces et mieux adaptées. La réussite de ces politiques dépend également de l'adhésion des usagers, dont l'engagement est influencé par leurs caractéristiques sociodémographiques, leur sensibilité aux enjeux environnementaux, ainsi que par les caractéristiques de leur zone de résidence. En ce sens, une meilleure compréhension des profils des ménages constitue un enjeu central pour renforcer leur implication dans la gestion des déchets.

Certains aspects théoriques ou empiriques de cette thèse mériteraient d'être approfondis, ouvrant ainsi la voie à de futures recherches. Un premier point concerne la disponibilité et la complétude des données. Si la base SINOE® constitue une source précieuse d'informations sur les politiques locales de gestion des déchets en France, elle ne fournit des données spécifiques sur les biodéchets que pour un nombre limité d'intercommunalités. Cela s'explique en partie par le caractère relativement récent des politiques de tri à la source des biodéchets, qui n'ont pas encore donné lieu à un recueil exhaustif et détaillé d'informations dans cette base. Par ailleurs, il convient de souligner que la nature même de ce flux de déchets complique sa mesure. Les biodéchets tendent à disparaître des circuits de collecte lorsqu'ils sont gérés localement, notamment par le compostage de proximité, ce qui réduit leur visibilité statistique et rend plus complexe l'évaluation des politiques qui leur sont consacrées. Pour contourner cela, nous avons choisi d'appréhender la gestion durable des biodéchets à travers une approche fondée sur la

réduction des déchets résiduels. Ce choix nous a semblé pertinent, dans la mesure où la séparation des biodéchets des déchets résiduels en vue de leur valorisation constitue l'un des objectifs centraux des politiques de tri à la source.

Ensuite, il convient de rappeler que les caractéristiques territoriales et individuelles peuvent être appréhendées à travers une pluralité de facteurs, qu'il est difficile de saisir dans un seul modèle. Nous avons tenté de prendre en compte cette complexité en mobilisant des méthodes variées et en étudiant un large éventail de facteurs, choisis à la lumière de la littérature, du contexte français et des données disponibles. Néanmoins, certains aspects mériteraient d'être approfondis. Par exemple, la prise en compte des contraintes budgétaires auxquelles sont confrontées les intercommunalités, ainsi que des marges de manœuvre financières dont elles disposent, pourrait permettre de mieux comprendre certains freins institutionnels à la généralisation du tri à la source des biodéchets, malgré les obligations réglementaires en vigueur. En complément, des approches qualitatives pourraient constituer une perspective pertinente, en permettant d'explorer plus finement les modes d'organisation des intercommunalités et les choix opérés localement en matière de gestion des déchets.

Parmi les prolongements envisageables de cette recherche, des études comparatives à l'échelle européenne ou internationale apparaissent particulièrement pertinentes, notamment en s'appuyant sur des pays disposant d'une expérience plus ancienne du tri à la source des biodéchets, comme la Suède, l'Allemagne ou l'Autriche. De telles comparaisons permettraient d'identifier des leviers d'action et des pratiques transférables au contexte français, qu'il s'agisse de dispositifs techniques, d'incitations économiques ou de modes d'organisation institutionnelle. Elles contribueraient également à mettre en lumière les spécificités françaises en matière de gestion des biodéchets.

Une autre piste de recherche pourrait porter sur l'approfondissement des enjeux liés à l'utilisation, en agriculture, des fertilisants issus de la valorisation des biodéchets. Si plusieurs études soulignent les bénéfices agronomiques du compost, notamment en termes de fertilité des sols et de recyclage du phosphore (Hosseinpur *et al.*, 2012), d'autres mettent en lumière les nombreux freins à son utilisation, tels que la présence potentielle de contaminants, la concurrence avec les engrais minéraux ou encore les coûts liés à son traitement (Treadwell *et al.*, 2018). La prise en compte de ces enjeux est essentielle pour favoriser le retour au sol de la matière organique et ainsi développer une filière durable de valorisation des biodéchets.

Bibliographie

- Abbott, A., Nandeibam, S., & O'Shea, L. (2011). Explaining the variation in household recycling rates across the UK. *Ecological Economics*, 70(11), 2214-2223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.06.028>
- ADEME. (2013). *État de l'art de la collecte séparée et de la gestion de proximité des biodéchets – Analyse comparative*. <https://expertises.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/Rapport-Biodechets.pdf>
- ADEME. (2018). *A technical and economic study of separate biowaste collection* [Report]. <https://librairie.ademe.fr/ged/1515/etude-technico-economique-cs-biodechets-201801-synthesis.pdf>
- ADEME. (2021a). *La collecte des déchets par le service public en France : Résultats clés 2019 et zooms thématiques*. https://librairie.ademe.fr/cadic/6021/collecte_des_dechets_enquete_2019-v2.pdf
- ADEME. (2021b). *MODECOM™ 2017 Campagne nationale de caractérisation des déchets ménagers et assimilés*.
- ADEME. (2022). *Évaluation de la généralisation du tri à la source des biodéchets*. <https://librairie.ademe.fr/economie-circulaire-et-dechets/5904-evaluation-de-la-generalisation-du-tri-a-la-source-des-biodechets.html>
- ADEME. (2023a). *Déchets chiffres-clés Édition Juin 2023*. <https://librairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/4351-modecom-2017-campagne-nationale-de-caracterisation-des-dechets-menagers-et-assimiles.html>
- ADEME. (2023b). Tri à la source des biodéchets : Tous mobilisés pour valoriser ces ressources encore trop gaspillées. *Agence de la transition écologique*. <https://www.ademe.fr/presse/communique-national/tri-a-la-source-des-biodechets-tous-mobilises-pour-valoriser-ces-ressources-encore-trop-gaspillees/>
- ADEME. (2025). *Un an après sa mise en place, quel bilan peut-on tirer du tri à la source des biodéchets ?* ADEME Infos. <https://infos.ademe.fr/economie-circulaire-dechets/2025/un-an-apres-sa-mise-en-place-quel-bilan-peut-on-tirer-du-tri-a-la-source-des-biodechets/>
- Agovino, M., Annunziata, A., & Mariani, A. (2025). The role of economies of scale and efficiency in food shopping and management routines in reducing household food waste: The Italian case. *Applied Economics*, 57(15), 1708-1722. <https://doi.org/10.1080/00036846.2024.2315096>

- Agovino, M., Cerciello, M., & Musella, G. (2019). The good and the bad: Identifying homogeneous groups of municipalities in terms of separate waste collection determinants in Italy. *Ecological Indicators*, 98, 297-309.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.003>
- Agovino, M., & Musella, G. (2020). Separate waste collection in mountain municipalities. A case study in Campania. *Land Use Policy*, 91, 104408.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104408>
- Alacevich, C., Bonev, P., & Söderberg, M. (2021). Pro-environmental interventions and behavioral spillovers: Evidence from organic waste sorting in Sweden. *Journal of Environmental Economics and Management*, 108, 102470.
<https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102470>
- Allers, M. A., & Hoeben, C. (2010). Effects of Unit-Based Garbage Pricing: A Differences-in-Differences Approach. *Environmental and Resource Economics*, 45(3), 405-428.
<https://doi.org/10.1007/s10640-009-9320-6>
- Angouria-Tsorochidou, E., Walk, S., Körner, I., & Thomsen, M. (2023). Environmental and economic assessment of household food waste source-separation efficiency in a German case study. *Cleaner Waste Systems*, 5, 100092.
<https://doi.org/10.1016/j.clwas.2023.100092>
- Annunziata, A., Agovino, M., Ferraro, A., & Mariani, A. (2021). Food waste as a consequence of an inefficient consumer's choices: A microeconomic approach. *Applied Economics*, 53(54), 6266-6285. <https://doi.org/10.1080/00036846.2021.1937503>
- Attar, M. (2008). *Les enjeux de la gestion des déchets ménagers et assimilés en France en 2008* (13 ; Avis et Rapport du Conseil économique et social, p. 124).
https://www.lecese.fr/sites/default/files/pdf/Avis/2008/2008_13_michele_attar.pdf
- Aujollet, Y., Douard, P., Girardot, P.-E., & Legait, B. (2020). *Les filières de recyclage de déchets en France métropolitaine*.
https://www.economie.gouv.fr/files/files/directions_services/cge/filieres-dechets-recyclage.pdf
- Avrami, E., Filatov, E. A., Durmanov, A. S., Shkalenko, A. V., Kosov, M. E., Ponkratov, V. V., Pozdnyaev, A. S., & Nikolaeva, I. V. (2024). A New Concept of Consumer Behavior in the Circular Economy. *Emerging Science Journal*, 8(4), Art. 4.
<https://doi.org/10.28991/ESJ-2024-08-04-018>
- Aznar, O., Déprés, C., & Tarrisse-Vicard, F. (2014). Chapitre 13. Collectivités territoriales et services publics locaux d'environnement : Enjeux pour les espaces ruraux. In

- Repenser l'économie rurale* (p. 199-212). Éditions Quæ.
<https://doi.org/10.3917/quae.jean.2014.01.0199>
- Bădin, L., Daraio, C., & Simar, L. (2012). How to measure the impact of environmental factors in a nonparametric production model. *European Journal of Operational Research*, 223(3), 818-833. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2012.06.028>
- Barbier, R. (2021). Faire collectif avec les déchets : Essai sur l'ordre public rudologique. *Géocarrefour*, 95(1), Art. 1. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.16183>
- Barbier, V., Frois, P., & Le Masne, P. (2003). Service public local et développement durable. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 2, 317-338.
<https://doi.org/10.3917/reru.032.0317>
- Barr, S., & Gilg, A. (2006). Sustainable lifestyles: Framing environmental action in and around the home. *Geoforum*, 37(6), 906-920. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2006.05.002>
- Bénard, F. (2008). Gestion des déchets et développement de la redevance incitative : Exemple de transformation du modèle économique d'un service public. *Flux*, 74(4), 30-46.
<https://doi.org/10.3917/flux.074.0030>
- Bernstad, A. (2014). Household food waste separation behavior and the importance of convenience. *Waste Management*, 34(7), 1317-1323.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.013>
- Bertolini, G. (1996). Recherche sur les déchets en économie et en sociologie : Un état de l'art : Partie 1. Recherche en économie. *Environnement, Ingénierie & Développement*, N°2-2ème Trimestre 1996. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.590>
- Bertolini, G. (1998). Qu'est-ce qu'un déchet ? Le droit européen rejette l'acceptation économique. *Environnement, Ingénierie & Développement*.
- Best, H., & Kneip, T. (2019). Assessing the Causal Effect of Curbside Collection on Recycling Behavior in a Non-randomized Experiment with Self-reported Outcome. *Environmental and Resource Economics*, 72(4), 1203-1223. <https://doi.org/10.1007/s10640-018-0244-x>
- Beuve, J., Huet, F., Porcher, S., & Saussier, S. (2013). *Les performances des modes de gestion alternatifs des services publics : Les cas de la collecte des déchets en France. Rapport pour l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie*. https://chaire-eppp.org/files_chaire/rapport_final_ademe_-_mars_2013_0.pdf
- Boespflug, M., Carré, C., & Lamarche, T. (2021). Biodéchets : Retour d'expériences de commoning autour du compostage de proximité. *Flux*, 124-125(2-3), 12-26.
<https://doi.org/10.3917/flux1.124.0012>

- Bohm, R. A., Folz, D. H., Kinnaman, T. C., & Podolsky, M. J. (2010). The costs of municipal waste and recycling programs. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(11), 864-871. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.01.005>
- Bourdin, S., Nadou, F., & Raulin, F. (2019). Les collectivités locales comme acteurs intermédiaires de la territorialisation de la transition énergétique : L'exemple de la méthanisation. *Géographie, économie, société*, 21(4), 273-293. <https://doi.org/10.3166/ges>
- Bourdin, S., & Ragazzi, E. (2018). La science régionale et la performance des politiques publiques : Retour sur les méthodes d'évaluation. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 2, 225-242. <https://doi.org/10.3917/reru.182.0225>
- Bozio, A., & Grenet, J. (2010). VI. L'évaluation des politiques publiques. *Repères*, 107-117.
- Brown, K., Turner, R. K., Hameed, H., & Bateman, I. (1997). Environmental carrying capacity and tourism development in the Maldives and Nepal. *Environmental Conservation*, 24(4), 316-325. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000428>
- Buccioli, A., Montinari, N., & Piovesan, M. (2015). Do Not Trash the Incentive ! Monetary Incentives and Waste Sorting. *The Scandinavian Journal of Economics*, 117(4), 1204-1229. <https://doi.org/10.1111/sjoe.12122>
- Bueno, M., & Valente, M. (2019). The effects of pricing waste generation: A synthetic control approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 96, 274-285. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2019.06.004>
- Callaway, B. (2020). Difference-in-Differences for Policy Evaluation. In K. F. Zimmermann (Éd.), *Handbook of Labor, Human Resources and Population Economics* (p. 1-61). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57365-6_352-1
- Caponi, V. (2022). The economic and environmental effects of seasonality of tourism: A look at solid waste. *Ecological Economics*, 192, 107262. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107262>
- Carattini, S., Baranzini, A., & Lalive, R. (2018). Is Taxing Waste a Waste of Time? Evidence from a Supreme Court Decision. *Ecological Economics*, 148, 131-151. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.02.001>
- Carvalho, P., & Marques, R. C. (2014). Economies of size and density in municipal solid waste recycling in Portugal. *Waste Management*, 34(1), 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.004>
- Cazals, C., Florens, J.-P., & Simar, L. (2002). Nonparametric frontier estimation: A robust approach. *Journal of econometrics*, 106(1), 1-25.

- Cerqua, A., Fiorino, N., & Galli, E. (2024). Do green parties affect local waste management policies? *Journal of Environmental Economics and Management*, 128, 103056. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2024.103056>
- Chalak, A., Abou-Daher, C., Chaaban, J., & Abiad, M. G. (2016). The global economic and regulatory determinants of household food waste generation: A cross-country analysis. *Waste Management*, 48, 418-422. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.040>
- Charnes, A., Cooper, W. W., & Rhodes, E. (1978). Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research*, 2(6), 429-444. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(78\)90138-8](https://doi.org/10.1016/0377-2217(78)90138-8)
- Chazirakis, P., Giannis, A., & Gidaracos, E. (2023). Material flow and environmental performance of the source segregated biowaste composting system. *Waste Management*, 160, 23-34. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.02.005>
- Cheng, J., Shi, F., Yi, J., & Fu, H. (2020). Analysis of the factors that affect the production of municipal solid waste in China. *Journal of Cleaner Production*, 259, 120808. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120808>
- Cirelli, C., & Florin, B. (2015). *Sociétés urbaines et déchets : Éclairages internationaux*. Presses universitaires François-Rabelais.
- Colón Jordà, J., Cadena, E., Pognani, M., Maulini Duran, C., Barrena Gómez, R., Sanchez, A., Font i Segura, X., & Artola Casacuberta, A. (2015). *Environmental burdens of source-selected biowaste treatments: Comparing scenarios to fulfil the European Union landfill directive. The case of Catalonia*. <https://recercat.cat/handle/2072/430473>
- Cordero, J. M., Pedraja-Chaparro, F., Pisaflores, E. C., & Polo, C. (2017). Efficiency assessment of Portuguese municipalities using a conditional nonparametric approach. *Journal of Productivity Analysis*, 48(1), 1-24. <https://doi.org/10.1007/s11123-017-0500-z>
- Daraio, C., Di Leo, S., & Simar, L. (2024). Viable eco-efficiency targets for waste collection communities. *Scientific Reports*, 14(1), 15038. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-66077-y>
- Daraio, C., & Simar, L. (2005). Introducing Environmental Variables in Nonparametric Frontier Models: A Probabilistic Approach. *Journal of Productivity Analysis*, 24(1), 93-121. <https://doi.org/10.1007/s11123-005-3042-8>
- Daraio, C., & Simar, L. (2007a). *Advanced Robust and Nonparametric Methods in Efficiency Analysis: Methodology and Applications*. Springer Science & Business Media.

- Daraio, C., & Simar, L. (2007b). Conditional nonparametric frontier models for convex and nonconvex technologies: A unifying approach. *Journal of Productivity Analysis*, 28(1-2), 13-32. <https://doi.org/10.1007/s11123-007-0049-3>
- De Jaeger, S., Eyckmans, J., Rogge, N., & Van Puyenbroeck, T. (2011). Wasteful waste-reducing policies? The impact of waste reduction policy instruments on collection and processing costs of municipal solid waste. *Waste Management*, 31(7), 1429-1440. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.021>
- De Silva, L., & Taylor, R. L. C. (2024). If You Build It, Will They Compost? The Effects of Municipal Composting Services on Household Waste Disposal and Landfill Emissions. *Environmental and Resource Economics*, 87(3), 761-789. <https://doi.org/10.1007/s10640-023-00834-x>
- De Witte, K., & Kortelainen, M. (2013). What explains the performance of students in a heterogeneous environment? Conditional efficiency estimation with continuous and discrete environmental variables. *Applied Economics*, 45(17), 2401-2412. <https://doi.org/10.1080/00036846.2012.665602>
- Defeuilley, C., Lupton, S., & Serret, Y. (1997). The French household waste regime. *Document de travail, CIRED, Paris*.
- Delache, X., & Gastaldo, S. (1992). Les instruments des politiques d'environnement. *Economie et Statistique*, 58-259. <https://doi.org/10.3406/estat.1992.5689>
- Delgado-Antequera, L., G mar, G., Molinos-Senante, M., Gómez, T., Caballero, R., & Sala-Garrido, R. (2021). Eco-efficiency assessment of municipal solid waste services: Influence of exogenous variables. *Waste Management*, 130, 136-146. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.022>
- Deprins, D., Simar, L., & Tulkens, H. (1984). *Measuring labor-efficiency in post offices* (LIDAM Reprints CORE 571). Université catholique de Louvain, Center for Operations Research and Econometrics (CORE). <https://econpapers.repec.org/paper/corlouvre/571.htm>
- Derycke, P.-H., & Huntzinger, H. (1986). *Pour une analyse socio-économique des services collectifs territoriaux*. 31(1), 6-18.
- Do Valle, P. O., Reis, E., Menezes, J., & Rebelo, E. (2004). Behavioral Determinants of Household Recycling Participation: The Portuguese Case. *Environment and Behavior*, 36(4), 505-540. <https://doi.org/10.1177/0013916503260892>

- Dupré, M. (2013). “Représentations sociales du tri sélectif et des déchets en fonction des pratiques de tri”. *Les Cahiers Internationaux de Psychologie Sociale, Numéro 98(2)*, 173-209. <https://doi.org/10.3917/cips.098.0173>
- Durand, M., & Bacconnier, S. (2021). Le service public des déchets : Quelles limites ? *Raison présente, 220(4)*, 19-28. <https://doi.org/10.3917/rpre.220.0019>
- Edgerton, E., McKechnie, J., & Dunleavy, K. (2009). Behavioral Determinants of Household Participation in a Home Composting Scheme. *Environment and Behavior, 41(2)*, 151-169. <https://doi.org/10.1177/0013916507311900>
- Ek, C., & Miliute-Plepiene, J. (2018). Behavioral spillovers from food-waste collection in Swedish municipalities. *Journal of Environmental Economics and Management, 89*, 168-186. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.01.004>
- Eurostat. (2023). *Government expenditure on environmental protection*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Government_expenditure_on_environmental_protection
- Expósito, A., & Velasco, F. (2018). Municipal solid-waste recycling market and the European 2020 Horizon Strategy: A regional efficiency analysis in Spain. *Journal of Cleaner Production, 172*, 938-948. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.221>
- Fadhullah, W., Imran, N. I. N., Ismail, S. N. S., Jaafar, M. H., & Abdullah, H. (2022). Household solid waste management practices and perceptions among residents in the East Coast of Malaysia. *BMC Public Health, 22(1)*, 1. <https://doi.org/10.1186/s12889-021-12274-7>
- Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, C. K., & Pasurka, C. (1989). Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: A nonparametric approach. *The review of economics and statistics*, 90-98.
- Ferrara, I., & Missios, P. (2005). Recycling and Waste Diversion Effectiveness: Evidence from Canada. *Environmental and Resource Economics, 30(2)*, 221-238. <https://doi.org/10.1007/s10640-004-1518-z>
- Fredriksson, A., & Oliveira, G. M. de. (2019). Impact evaluation using Difference-in-Differences. *RAUSP Management Journal, 54(4)*, 519-532. <https://doi.org/10.1108/RAUSP-05-2019-0112>
- Galbraith, J. K. (1958). *The Affluent Society*. Houghton Mifflin.
- Gatier, A. (2016). *La tarification incitative de la gestion des ordures ménagères—Quels impacts sur les quantités collectées ?* Études et documents n° 140 du Service de

- l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD).
- Ghani, W. A. W. Ab. K., 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 Management*, *33*(5), 1276-1281.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.019>
- Gidarakos, E., Havas, G., & Ntzamilis, P. (2006). Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. *Waste Management*, *26*(6), 668-679.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.018>
- Glachant, M. (2005). La politique nationale de tarification du service des déchets ménagers en présence de politiques municipales hétérogènes. *Économie & prévision*, *167*(1), 85-100.
<https://doi.org/10.3406/ecop.2005.7400>
- Gómez-Sanabria, A., Kieseewetter, G., Klimont, Z., Schoepp, W., & Haberl, H. (2022). Potential for future reductions of global GHG and air pollutants from circular waste management systems. *Nature Communications*, *13*(1), 106. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27624-7>
- Granzin, K. L., & Olsen, J. E. (1991). Characterizing Participants in Activities Protecting the Environment: A Focus on Donating, Recycling, and Conservation Behaviors. *Journal of Public Policy & Marketing*, *10*(2), 1-27.
- Guerrini, A., Carvalho, P., Romano, G., Cunha Marques, R., & Leardini, C. (2017). Assessing efficiency drivers in municipal solid waste collection services through a non-parametric method. *Journal of Cleaner Production*, *147*, 431-441.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.079>
- Hage, O., Sandberg, K., Söderholm, P., & Berglund, C. (2018). The regional heterogeneity of household recycling: A spatial-econometric analysis of Swedish plastic packing waste. *Letters in Spatial and Resource Sciences*, *11*(3), 245-267.
<https://doi.org/10.1007/s12076-017-0200-3>
- Hansmann, R., Bernasconi, P., Smieszek, T., Loukopoulos, P., & Scholz, R. W. (2006). Justifications and self-organization as determinants of recycling behavior: The case of used batteries. *Resources, Conservation and Recycling*, *47*(2), 133-159.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.10.006>
- Hosseinpour, A. R., Kiani, Sh., & Halvaei, M. (2012). Impact of municipal compost on soil phosphorus availability and mineral phosphorus fractions in some calcareous soils.

- Environmental Earth Sciences*, 67(1), 91-96. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1482-1>
- Husson, F., Lê, S., & Pagès, J. (2016). *Analyse de données avec R*. Presses Universitaires de Rennes. <https://hal.science/hal-01292429>
- Ibanez, L., Latourte, J.-C., & Roussel, S. (2019). Comportements pro-environnementaux et exposition à la nature : Une étude expérimentale. *Revue économique*, 70(6), 1139-1151. <https://doi.org/10.3917/reco.706.1139>
- INEC, Institut National de l'Économie Circulaire. (2018). *Tri à la source des biodéchets*. <https://institut-economie-circulaire.fr/wp-content/uploads/2018/04/focus-tri-a-la-source-des-biodechets-et-economie-circulaire-vcv4.pdf>
- INRA, Institut National de la Recherche Agronomique. (2015). *L'adaptation au changement climatique* (Édition française de Scientific American). <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/cahier-special-accaf-pour-la-science-l-adaptation-au-changement-climatique-fr.pdf>
- Jankauskienė, J., Laužikė, K., & Kaupaitė, S. (2024). The Use of Anaerobic Digestate for Greenhouse Horticulture. *Agronomy*, 14(10), Art. 10. <https://doi.org/10.3390/agronomy14102437>
- Jevons, W. S. (1871). *The theory of political economy*. London Macmillan. <http://archive.org/details/theoryofpolitica00jevouoft>
- Johnson, C. Y., Bowker, J. M., & Cordell, H. K. (2004). Ethnic Variation in Environmental Belief and Behavior: An Examination of the New Ecological Paradigm in a Social Psychological Context. *Environment and Behavior*, 36(2), 157-186. <https://doi.org/10.1177/0013916503251478>
- Jourda, G., & Malet, V. (2022). *La gestion des déchets dans les Outre-mer. Rapport d'information fait au nom de la délégation sénatoriale aux outre-mer* (Rapport d'information fait au nom de la délégation sénatoriale aux outre-mer N° 195 (2022-2023) ; SÉNAT session ordinaire de 2022-2023). <https://www.senat.fr/notice-rapport/2022/r22-195-notice.html>
- Kinnaman, T. C. (2006). Policy Watch: Examining the Justification for Residential Recycling. *Journal of Economic Perspectives*, 20(4), 219-232. <https://doi.org/10.1257/jep.20.4.219>
- Kirakozian, A. (2016). The determinants of household recycling: Social influence, public policies and environmental preferences. *Applied Economics*, 48(16), 1481-1503. <https://doi.org/10.1080/00036846.2015.1102843>

- Koszel, M., & Lorenkowicz, E. (2015). Agricultural Use of Biogas Digestate as a Replacement Fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 7, 119-124. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.12.004>
- Krutwagen, B., Kortman, J., & Verbist, K. (2008). *Inventory of Existing Studies Applying Life Cycle Thinking to Biowaste Management*. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC47277>
- Lagarenne, C., & Wiltgen, S. (2001). *Déterminants des comportements de tri des ménages*. Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale. Série Etudes 01-E04. Ministère de l'environnement. <https://side.developpement-durable.gouv.fr/Default/doc/SYRACUSE/320134/determinants-des-comportements-de-tri-des-menages>
- Li, C. J., Huang, Y. Y., & Harder, M. K. (2017). Incentives for food waste diversion: Exploration of a long term successful Chinese city residential scheme. *Journal of Cleaner Production*, 156, 491-499. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.198>
- Lo Storto, C. (2021). Effectiveness-efficiency nexus in municipal solid waste management: A non-parametric evidence-based study. *Ecological Indicators*, 131, 108185. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108185>
- Lupton, S. (2011). *Économie des déchets. Une approche institutionnaliste*. De Boeck.
- Ma, J., & Hipel, K. W. (2016). Exploring social dimensions of municipal solid waste management around the globe – A systematic literature review. *Waste Management*, 56, 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.041>
- Maragkaki, A. E., Sabathianakis, G., Litas, G., Poda, A., Tsompanidis, C., & Manios, T. (2023). Life cycle assessment of source separation of biowaste, pay as you throw systems and autonomous composting units in the Municipality of Katerini, Greece. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 25(4), 2498-2512. <https://doi.org/10.1007/s10163-023-01708-6>
- Maugé, J., & (dir.). (2022). *Bilan environnemental de la France—Édition 2021*. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/bilan-environnemental-de-la-france-edition-2021>
- Miliute-Plepiene, J., & Plepys, A. (2015). Does food sorting prevents and improves sorting of household waste? A case in Sweden. *Journal of Cleaner Production*, 101, 182-192. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.013>

- Naujokas, G., & Bobinaite, V. (2025). Understanding Food Waste Sorting Practices: Insights from a Systematic Review. *Sustainability*, 17(9), Art. 9.
<https://doi.org/10.3390/su17094236>
- Oehman, J. M., Babbitt, C. W., & Flynn, C. (2022). What predicts and prevents source separation of household food waste? An application of the theory of planned behavior. *Resources, Conservation and Recycling*, 186, 106492.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106492>
- Oliveira, V., Sousa, V., Vaz, J. M., & Dias-Ferreira, C. (2018). Model for the separate collection of packaging waste in Portuguese low-performing recycling regions. *Journal of Environmental Management*, 216, 13-24.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.065>
- Oskamp, S., Harrington, M. J., Edwards, T. C., Sherwood, D. L., Okuda, S. M., & Swanson, D. C. (1991). Factors Influencing Household Recycling Behavior. *Environment and Behavior*, 23(4), 494-519. <https://doi.org/10.1177/0013916591234005>
- Passarini, F., Vassura, I., Monti, F., Morselli, L., & Villani, B. (2011). Indicators of waste management efficiency related to different territorial conditions. *Waste Management*, 31(4), 785-792. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.11.021>
- Pergola, M., Persiani, A., Palese, A. M., Di Meo, V., Pastore, V., D'Adamo, C., & Celano, G. (2018). Composting: The way for a sustainable agriculture. *Applied Soil Ecology*, 123, 744-750. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.016>
- Porter, R. C. (2002). *The Economics of Waste*. Routledge.
- Principato, L., Secondi, L., Cicatiello, C., & Mattia, G. (2022). Caring more about food: The unexpected positive effect of the Covid-19 lockdown on household food management and waste. *Socio-Economic Planning Sciences*, 82, 100953.
<https://doi.org/10.1016/j.seps.2020.100953>
- Resse, A. (2007). Évaluation de solutions mises en place par les collectivités pour réduire les quantités de biodéchets dans les ordures ménagères résiduelles. *Ingénieries eau-agriculture-territoires*, 50, 63-76.
- Rios, A.-M., & Picazo-Tadeo, A. J. (2021). Measuring environmental performance in the treatment of municipal solid waste: The case of the European Union-28. *Ecological Indicators*, 123, 107328.
- Rocher, L. (2015). Entre secteur et territoires, la gestion des déchets au prisme de la planification. *Politiques et management public*, 32(4), 311-327.

- Romano, G., Lombardi, G. V., Rapposelli, A., & Gastaldi, M. (2022). The factors affecting Italian provinces' separate waste-collection rates: An empirical investigation. *Waste Management, 139*, 217-226. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.037>
- Romano, G., & Masserini, L. (2023). Pay-as-you-throw tariff and sustainable urban waste management: An empirical analysis of relevant effects. *Journal of Environmental Management, 347*, 119211. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119211>
- Romano, G., & Molinos-Senante, M. (2020). Factors affecting eco-efficiency of municipal waste services in Tuscan municipalities: An empirical investigation of different management models. *Waste Management, 105*, 384-394. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.028>
- Romano, G., Rapposelli, A., & Marrucci, L. (2019). Improving waste production and recycling through zero-waste strategy and privatization: An empirical investigation. *Resources, Conservation and Recycling, 146*, 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.030>
- Rompf, S. A. (2014). *System Trust and Cooperation: The Case of Recycling Behavior* [MPRA Paper]. <https://mpra.ub.uni-muenchen.de/60279/>
- Ruggiero, J. (2007). A comparison of DEA and the stochastic frontier model using panel data. *International Transactions in Operational Research, 14*(3), 259-266. <https://doi.org/10.1111/j.1475-3995.2007.00585.x>
- Saphores, J.-D. M., Nixon, H., Ogunseitan, O. A., & Shapiro, A. A. (2006). Household Willingness to Recycle Electronic Waste: An Application to California. *Environment and Behavior, 38*(2), 183-208. <https://doi.org/10.1177/0013916505279045>
- Saphores, J.-D. M., Ogunseitan, O. A., & Shapiro, A. A. (2012). Willingness to engage in a pro-environmental behavior: An analysis of e-waste recycling based on a national survey of U.S. households. *Resources, Conservation and Recycling, 60*, 49-63. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.12.003>
- Sarra, A., Mazzocchitti, M., & Rapposelli, A. (2017). Evaluating joint environmental and cost performance in municipal waste management systems through data envelopment analysis: Scale effects and policy implications. *Ecological Indicators, 73*, 756-771. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.035>
- SDES, Service des Données et Études Statistiques. (2021). *Bilan environnemental de la France—Édition 2020*. Bilan environnemental de la France. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/bilan-environnemental/16-production-de-dechets-et-recyclage.php>

- Simar, L., & Wilson, P. W. (2007). Estimation and inference in two-stage, semi-parametric models of production processes. *Journal of Econometrics*, *136*(1), 31-64. <https://doi.org/10.1016/j.jeconom.2005.07.009>
- Simões, P., & Marques, R. C. (2012). On the economic performance of the waste sector. A literature review. *Journal of Environmental Management*, *106*, 40-47. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.005>
- Sintov, N., Geislar, S., & White, L. V. (2019). Cognitive Accessibility as a New Factor in Proenvironmental Spillover: Results From a Field Study of Household Food Waste Management. *Environment and Behavior*, *51*(1), 50-80. <https://doi.org/10.1177/0013916517735638>
- Struk, M. (2017). Distance and incentives matter: The separation of recyclable municipal waste. *Resources, Conservation and Recycling*, *122*, 155-162. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.023>
- Tarrisse-Vicard, F., Conte, J. L., Aznar, O., Antoni, A., Ferzli, R., & Gouet, J. (2013). Gestion des déchets ménagers : Comment les collectivités françaises mobilisent-elles leurs usagers ? *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, *13-1*, Art. 13-1. <https://doi.org/10.4000/vertigo.13417>
- Timlett, R. E., & Williams, I. D. (2009). The impact of transient populations on recycling behaviour in a densely populated urban environment. *Resources, Conservation and Recycling*, *53*(9), 498-506. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.03.010>
- Timlett, R., & Williams, I. D. (2011). The ISB model (infrastructure, service, behaviour): A tool for waste practitioners. *Waste Management*, *31*(6), 1381-1392. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.12.010>
- Treadwell, J. L., Clark, O. G., & Bennett, E. M. (2018). Dynamic simulation of phosphorus flows through Montreal's food and waste systems. *Resources, Conservation and Recycling*, *131*, 122-133. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.12.018>
- Tsai, T.-H., & Sheu, S.-J. (2009). Will unit-pricing enhance recycling? *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, *16*(2), 102-108. <https://doi.org/10.1080/13504500902796765>
- Tucker, P., Grayson, J., & Speirs, D. (2001). Integrated effects of a reduction in collection frequency for a kerbside newspaper recycling scheme. *Resources, Conservation and Recycling*, *31*(2), 149-170. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(00\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(00)00078-1)
- USDA, United States department of agriculture. (2000). Part 637 Environmental Engineering National Engineering Handbook; 210-VI-NEH, February 2000.

- https://irrigationtoolbox.com/NEH/Part637_EnvironmentalEngineering/H_210_637_02.pdf
- Usui, T., & Takeuchi, K. (2014). Evaluating Unit-Based Pricing of Residential Solid Waste: A Panel Data Analysis. *Environmental and Resource Economics*, 58(2), 245-271. <https://doi.org/10.1007/s10640-013-9702-7>
- Valente, M. (2023). Policy evaluation of waste pricing programs using heterogeneous causal effect estimation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 117, 102755. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2022.102755>
- Vergara, S. E., & Tchobanoglous, G. (2012). Municipal Solid Waste and the Environment: A Global Perspective. *Annual Review of Environment and Resources*, 37(Volume 37, 2012), 277-309. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-050511-122532>
- Vining, J., & Ebreo, A. (1990). What Makes a Recycler? : A Comparison of Recyclers and Nonrecyclers. *Environment and Behavior*, 22(1), 55-73. <https://doi.org/10.1177/0013916590221003>
- Yang, H., & Pollitt, M. (2010). The necessity of distinguishing weak and strong disposability among undesirable outputs in DEA: Environmental performance of Chinese coal-fired power plants. *Energy Policy*, 38(8), 4440-4444. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.075>
- Zuindeau, B. (2005). Analyse économique des disparités écologiques spatiales : Une étude à partir des départements français. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 3, 331-354. <https://doi.org/10.3917/reru.053.0331>

Liste des figures

| | |
|---|-----|
| 1.1 : Analyse en composantes principales : graphe des départements | 28 |
| 1.2 : Analyse en composantes principales : graphe des variables | 28 |
| 1.3 : Plan factoriel de la classification..... | 31 |
| 1.4 : Typologie des départements selon leur performance de collecte des déchets | 32 |
| 2.1 : Evolution of the mean residual household waste collected per capita in the sample and at the national level..... | 50 |
| 2.2 : Distribution of intermunicipal entities by presence of biowaste sorting solutions in 2021 .. | 50 |
| 2.3 : Distribution of intermunicipal entities by waste pricing system..... | 53 |
| 2.4 : Distribution of intermunicipal entities according to the presence of separate collection for biowaste in 2021 | 53 |
| 2.5 : Trends in residual household waste quantities for treatment and control groups | 54 |
| 2.6 : Trends in residual household waste quantities for treatment and control groups | 60 |
| A.2.1 : Distribution of intermunicipal entities by the number of biowaste sorting solutions deployed ... | 69 |
| 3.1 : Marginal effects of contextual variables on the conditional/unconditional eco-efficiency ratio (partial frontier, $m= 1$) | 83 |
| A.3.1 : Graph for selecting the size of the partial frontier (m)..... | 94 |
| A.3.2 : Population Distribution by Rural and Mixed Typologies | 94 |
| A.3.3 : Marginal effects of contextual variables on the conditional/unconditional eco-efficiency ratio (full frontier)..... | 95 |
| A.4.1 : Binned residual plot | 117 |

Liste des tableaux

| | |
|---|-----|
| 1 : Définition économique du biodéchet | 8 |
| 1.1 : Statistiques descriptives des variables (quantités de déchets collectés en Kg/hab.) | 25 |
| 1.2 : Statistiques descriptives des variables illustratives..... | 27 |
| 1.3 : Décomposition de l’inertie des axes factoriels..... | 27 |
| 1.4 : Description des classes par les variables..... | 34 |
| A.1.1 : Matrice de corrélation des variables illustratives | 42 |
| 2.1 : Descriptive Statistics for residual household waste quantities | 51 |
| 2.2 : Descriptive statistics for quantitative variables used to perform the heterogeneity analyses | 52 |
| 2.3 : Estimation results for the placebo test of parallel trends (2007-2011 and 2009-2011) | 55 |
| 2.4 : Effect of source separation of biowaste on quantities of residual household waste collected.. | 56 |
| 2.5 : Effect of biowaste source separation on residual household waste by tourist accommodation.... | 57 |
| 2.6 : Effect of biowaste source separation on residual household waste by density | 58 |
| 2.7 : Effect of biowaste source separation on residual household waste by income..... | 58 |
| 2.8 : Effect of biowaste source separation on residual household waste by pricing | 59 |
| 2.9 : Estimation results for the placebo test of parallel trends (2007-2011 and 2009-2011) | 61 |
| 2.10 : Effect of separate collection of biowaste on quantities of residual household waste collected.. | 62 |
| A.2.1 : Definitions of the variables used to perform the heterogeneity analyses..... | 69 |
| 3.1 : Descriptive statistics for input-output variables included in the model | 79 |
| 3.2 : Descriptive statistics for contextual variables | 81 |
| 3.3 : Unconditional and conditional eco-efficiency scores | 82 |
| A.3.1 : Descriptive statistics of the optimal bandwidth estimated for each variable..... | 93 |
| A.3.2 : IMCs typologies in SINOE@..... | 93 |
| 4.1 : Factors identified in the literature as determinants of household waste sorting | 103 |
| 4.2 : Description of variables used in the model | 104 |
| 4.3 : Descriptive statistics of variables..... | 105 |
| 4.4 : Results of the logistic regression model..... | 107 |
| 4.5 : Average marginal effects of independent variables on the probability of sorting food wast..... | 108 |
| A.4.1 : Detailed descriptive statistics (for sorters and non-sorters) | 116 |
| A.4.2 : GVIF calculated for independent variables..... | 116 |
| A.4.3 : Confusion matrix..... | 117 |
| A.4.4 : Probit model results..... | 118 |
| A.4.5 : Weighted logit model..... | 120 |

Résumé : Cette thèse porte sur les politiques publiques locales de gestion des déchets ménagers et assimilés en France. Elle s'appuie sur des analyses économiques menées à trois échelles : les départements, les intercommunalités et les ménages. Les données utilisées proviennent principalement de la base SINOE® de l'Agence de la transition écologique (ADEME), ainsi que de l'INSEE. La première partie explore les disparités spatiales de performance en matière de collecte des déchets entre les départements français. Une analyse en composantes principales et une classification ascendante hiérarchique permettent d'établir une typologie des départements en fonction des quantités de déchets collectés et de leurs caractéristiques économiques et sociodémographiques. La deuxième partie propose une analyse originale de l'impact des solutions de tri à la source des biodéchets sur les quantités de déchets résiduels collectés par les intercommunalités et utilise la méthode des doubles différences. Elle examine également l'hétérogénéité de l'effet du tri à la source selon les caractéristiques économiques et sociodémographiques des intercommunalités. La troisième partie présente une première évaluation de l'éco-efficacité des intercommunalités dans la gestion des déchets. À l'aide d'une méthode non paramétrique (*Free Disposal Hull*), elle analyse l'influence des caractéristiques économiques et sociodémographiques, ainsi que de la tarification incitative, sur l'éco-efficacité.

Mots-clés : Déchets ménagers et assimilés, Politiques publiques locales, Analyse économique, Éco-efficacité, Biodéchets, Tarification incitative.

La quatrième partie analyse les déterminants individuels et territoriaux du tri à la source des déchets alimentaires en s'appuyant sur une enquête nationale auprès des ménages menée par l'ADEME en 2024. L'étude mobilise un modèle économique du comportement des ménages en matière de tri et repose sur une estimation empirique basée sur la régression logistique. Les résultats de la thèse montrent que les performances en matière de gestion des déchets sont fortement influencées par les caractéristiques territoriales : les zones denses, urbaines ou touristiques font face à des volumes importants de déchets. La thèse souligne également l'efficacité de la collecte séparée des biodéchets et de la tarification incitative dans la réduction des déchets résiduels. Elle montre enfin que l'engagement des ménages dans le tri des biodéchets dépend à la fois des caractéristiques de leur lieu de résidence (taille de la commune, accès à un jardin) et de facteurs individuels (sensibilité environnementale, qualité perçue de l'information reçue sur le tri). Cette thèse met ainsi en lumière les caractéristiques territoriales et individuelles, ainsi que les leviers d'action à la disposition des intercommunalités, qui favorisent une gestion durable des déchets ménagers et assimilés.

Abstract: The focus of this thesis is on local public policies related to the management of household waste in France. It consists of economic analyses conducted at three different levels: subregional (French departments) level, intermunicipal cooperation entity level, and household level. The data used come mainly from the SINOE® database of the French Agency for Ecological Transition (ADEME), as well as from INSEE. The first part explores spatial disparities in waste collection performance across French departments. A principal component analysis and a hierarchical cluster analysis are used to establish a typology of departments based on the quantities of waste collected and their economic and sociodemographic characteristics. The second part offers an original analysis of the impact of source separation solutions for biowaste on the quantities of residual waste collected by intermunicipal cooperation entities using a difference-in-differences method. It also examines the heterogeneity of the effects of biowaste source separation according to the economic and sociodemographic characteristics of the intermunicipal cooperation entities. The third part presents a first evaluation of the eco-efficiency of intermunicipal cooperation entities in waste management. Using a non-parametric method (*Free Disposal Hull*), it analyzes the influence of economic and sociodemographic characteristics, as well as waste pricing systems, on eco-efficiency.

Keywords: Household waste, Local public policies, Economic analysis, Eco-efficiency, Biowaste, Incentive pricing.

The fourth part analyzes the individual and territorial determinants of source separation of food waste, based on a national household survey conducted by ADEME in 2024. The study draws on an economic model of household behavior regarding waste sorting and relies on an empirical estimation using logistic regression. The thesis shows that waste management performance is strongly influenced by territorial characteristics: dense, urban, or tourist areas face large volumes of waste. The thesis also highlights the effectiveness of separate collection of biowaste and of incentive pricing in reducing residual waste. Finally, it shows that household engagement in biowaste sorting depends both on the characteristics of their area of residence (municipality size, access to a garden) and on individual factors (environmental awareness, perceived quality of information received on sorting). Overall, this thesis highlights territorial and individual characteristics, as well as the levers available to intermunicipal cooperation entities, that support sustainable management of household waste.