



HAL
open science

Trajectoires de transition vers une économie circulaire durable de la gestion des biodéchets des territoires

Lynda Aissani, Anastasia Papangelou, Jean-Baptiste Bahers, Pierre Thiriet, Jean-Denis Mathias, Sylvie Huet, Mathieu Maguet

► To cite this version:

Lynda Aissani, Anastasia Papangelou, Jean-Baptiste Bahers, Pierre Thiriet, Jean-Denis Mathias, et al.. Trajectoires de transition vers une économie circulaire durable de la gestion des biodéchets des territoires : Projet GRAINE BECOOME 1 : rapport final. Ademe. 2022, 65 p. hal-04075353

HAL Id: hal-04075353

<https://hal.inrae.fr/hal-04075353>

Submitted on 20 Apr 2023

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.

TRAJECTOIRES DE TRANSITION VERS UNE ECONOMIE CIRCULAIRE DURABLE DE LA GESTION DES BIODECHETS DES TERRITOIRES

PROJET GRAINE
BEECOME 1

RAPPORT FINAL

Sept 2022



EXPERTISES

CITATION DE CE RAPPORT

AISSANI Lynda, PAPANGELOU Anastasia, BAHERS Jean-Baptiste, THIRIET Pierre, MATHIAS Jean-Denis, HUET Sylvie, MAGUET Mathieu, MATHGEN Ariane. 2022. Rapport final du projet BEECOME. 67 pages.

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

Ce document est diffusé par l'ADEME

ADEME

20, avenue du Grésillé

BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 2106D0004

Étude réalisée par INRAE et CNRS pour ce projet cofinancé par l'ADEME

Projet de recherche coordonné par : AISSANI Lynda

Appel à projet de recherche : GRAINE

Coordination technique - ADEME : MULLER Fabienne

Direction/Service : Valorisation des Déchets

SOMMAIRE

RÉSUMÉ.....	4
ABSTRACT.....	5
1. CONTEXTE ET POSITIONNEMENT DU PROJET	6
1.1. Objectifs du projet.....	6
1.2. Contexte et positionnement du projet	6
1.2.1. Contexte et enjeux	6
1.2.2. Etat de l'art scientifique et caractère novateur du projet.....	6
1.2.3. Bénéfices et résultats	8
2. METHODOLOGIE.....	10
2.1. Lot 1 – Coordination	10
2.2. Lot 2 - Identification des <i>drivers</i> socio-économiques, spatiaux et métaboliques pour l'identification et l'évaluation des trajectoires de transition vers une économie circulaire durable de la gestion des biodéchets des territoires	10
2.2.1. Tâche 2.1 – Identification des échelles territoriales pertinentes de la bioéconomie circulaire vers une interterritorialité des trajectoires de transition – L'approche par les flux de biodéchets	10
2.2.2. Tâche 2.2 – Inventaire des <i>drivers</i> – L'approche par les acteurs des filières bioéconomiques.....	11
3. PRINCIPAUX RESULTATS	12
3.1. Tâche 2.1 – Identification des échelles territoriales pertinentes de la bioéconomie circulaire pour favoriser une interterritorialité des trajectoires de transition – L'approche par les flux de biodéchets	12
3.1.1. Introduction – Questions de recherche.....	12
3.1.2. Définition du système étudié	12
3.1.3. Equations du modèle territorial métabolique de flux et description	13
3.1.3.1. Production de biodéchets des ménages	13
3.1.3.2. Production de biodéchets des professionnels	14
3.1.3.3. Collecte et traitement des biodéchets.....	16
3.1.4. Visualisations du métabolisme territorial des flux de biodéchets de Rennes Métropole.....	17
3.1.5. Flux de biodéchets : présents et futurs	19
3.2. Tâche 2.2 – Inventaire des <i>drivers</i> – L'approche par les acteurs des filières bioéconomiques	22
3.2.1. Introduction – Questions de recherche.....	22
3.2.2. Méthodologie et premiers résultats de la revue de littérature	22
3.2.2.1. Revue de la littérature : recherche et analyse	22
3.2.2.2. Les <i>drivers</i> du métabolisme urbain : cadre théorique	25
3.2.3. Analyse de la littérature : approches, <i>drivers</i> , avenir	26
3.2.3.1. Approches d'identification et d'analyse des <i>drivers</i>	26
3.2.3.2. <i>Drivers</i> de l'UM : qu'est-ce qui influence les flux et les stocks et comment ?	27
3.2.4. Futures visions.....	36
3.2.5. Un cadre pour identifier les <i>drivers</i> et les utiliser pour envisager le futur	37
3.2.6. Etude de cas : les flux de biodéchets à Rennes Métropole	39
3.2.6.1. Aire d'étude et sources des données.....	39
3.2.6.2. Identifier les principaux <i>drivers</i> et influences	40
3.2.6.3. Influence des <i>drivers</i> sur les flux et ces futurs tels qu'envisagés dans la Stratégie 2030	44
3.2.6.4. Utilité et applicabilité du cadre de travail	44

4. BILAN DES AVANCEES DU PROJET	56
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	57
INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES.....	65

RÉSUMÉ

Longtemps en économie de l'environnement, un déchet était considéré comme un effet indésirable issu des systèmes de production, générant un sortant sans utilité ni valeur économique et associé à une externalité environnementale négative. La communauté scientifique a questionné cette approche en développant de nouveaux cadres théoriques pour appréhender le déchet comme une ressource dans un système circulaire. Les biodéchets (de cuisine, de jardin, d'industries agroalimentaires, résidus de culture, effluents d'élevage) sont désormais identifiés comme des ressources pour la mise en œuvre d'une bioéconomie circulaire durable. Toutefois, la mise en œuvre des filières de valorisation des biodéchets est généralement déconnectée du contexte socioéconomique et environnemental tant il s'avère complexe de mener une réflexion systémique. Une telle réflexion systémique permettrait de mieux comprendre les besoins et contraintes du territoire afin d'adapter les stratégies de déploiement de l'économie circulaire et de s'assurer de l'efficacité des processus.

Le projet BEECOME (Biowaste, Environment, ECOnomy and MEtabolism) se base sur le développement d'une approche systémique pour identifier les stratégies de circuit court les plus adaptées au territoire pour la gestion des biodéchets. Il a pour objectif l'identification des drivers et la détermination et la définition de l'articulation des échelles spatiales concernées, vers un régime d'interterritorialité préalable à la construction et l'évaluation des trajectoires de transition vers une économie circulaire durable de la gestion des biodéchets des territoires. L'interterritorialité se définit comme les relations entre les territoires, mais aussi les relations entre les territoires et les réseaux.

Ce travail a permis d'aboutir à des partis-pris méthodologiques déterminants pour la compréhension des dynamiques de transition des territoires. Il s'appuie sur une analyse de la littérature, des entretiens auprès des parties prenantes des territoires cas d'études et une étude des flux du métabolisme socioéconomique des territoires

L'originalité du projet réside dans la prise en compte simultanée des drivers locaux et des options techniques et celles issues de l'économie sociale et solidaire de gestion des biodéchets pour identifier les trajectoires potentielles d'économie circulaire d'un territoire.

ABSTRACT

For a long time, in environmental economics, waste was considered as an undesirable effect of production systems, generating an output without utility or economic value and associated with a negative environmental externality. The scientific community has questioned this approach by developing new theoretical frameworks to understand waste as a resource in a circular system. Bio-waste (from the kitchen, garden, food industry, crop residues, livestock effluents) is now identified as a resource for the implementation of a sustainable circular bioeconomy. However, the implementation of bio-waste recovery systems is generally disconnected from the socio-economic and environmental context, as it is so complex to conduct a systemic reflection. Such a systemic reflection would allow a better understanding of the needs and constraints of the territory in order to adapt the deployment strategies of the circular economy and to ensure the efficiency of the processes.

The BEECOME (Biowaste, Environment, ECONomy and MEtabolism) project is based on the development of a systemic approach to identify the short circuit strategies most adapted to the territory for the management of bio-waste. It aims to identify drivers and determine and define the articulation of the spatial scales involved, towards a regime of interterritoriality prior to the construction and evaluation of transition trajectories towards a sustainable circular economy of bio-waste management of territories. Interterritoriality is defined as the relations between territories, but also the relations between territories and networks.

This work has led to methodological choices that are crucial for understanding the dynamics of transition in territories. It is based on an analysis of the literature, interviews with stakeholders in the case study territories and a study of the flows of the socio-economic metabolism of the territories.

The originality of the project lies in the simultaneous consideration of local drivers and technical options and those resulting from the social and solidarity economy of bio-waste management to identify potential trajectories of circular economy of a territory.

1. Contexte et positionnement du projet

1.1. Objectifs du projet

Le projet BEECOME (Biowaste, Environment, ECONomy and METabolism) avait pour ambition le développement d'une approche systémique pour identifier les stratégies de transition vers une économie circulaire de la gestion des déchets organiques dans les territoires. Son objectif principal était de développer une méthodologie adaptée à l'objet d'étude et capable de fournir des stratégies d'action face aux problèmes complexes que sont la circularité des flux et leur valorisation plus ou moins poussée.

Il s'agissait de renforcer les capacités scientifiques en partageant les connaissances sur les méthodologies existantes et en développant une nouvelle. Une réflexion critique sur les enjeux systémiques identifiés a donc été menée et a ainsi contribué à l'état de l'art. La modélisation des trajectoires a été réalisée sur la base d'une approche de type dynamique des systèmes (Forrester, 1961 ; Sterman, 2000) et de métabolisme urbain dans une perspective d'écologie politico-industrielle (Bahers et al., 2017). Des scénarios ont été décrits sur la base d'un ensemble de caractéristiques économiques, technologiques, sociales et géographiques propres, qui sont appelés *drivers*, représentant différentes perspectives politiques, économiques et sociales.

1.2. Contexte et positionnement du projet

1.2.1. Contexte et enjeux

Longtemps en économie de l'environnement, un déchet était considéré comme un effet indésirable issu des systèmes de production, générant un sortant sans utilité ni valeur économique, usuellement considéré comme une pollution et donc associé à une externalité environnementale négative (Daly, 1991). La communauté scientifique a questionné cette approche en développant de nouveaux cadres théoriques pour appréhender le déchet comme une ressource dans un système circulaire (Geissdoerfer et al., 2017). L'économie circulaire replace le concept de fin de vie au sein des systèmes industriels en pointant l'augmentation de la réutilisation et du recyclage et la diminution de la production de déchets via la modification des systèmes de production et des modèles d'affaires (Kirchherr et al., 2017). Toutes ces stratégies d'économie circulaire peuvent être analysées à différentes échelles (Aissani et al., 2018) : microscopique telle que les plateformes ou symbioses industrielles (Boons et al., 2011), mésoscopique telle qu'une collectivité (Baas et Boons, 2004) jusqu'au macroscopique telle que la région ou le pays.

Le concept de circuit court, montrant une préférence pour les échelles microscopiques et mésoscopiques à travers le bouclage des flux de déchets est inclus dans le cadre de l'économie circulaire (Mayer et al., 2018, Sousa-Zomer et al., 2018). Le choix d'une unité territoriale (UT) permet de définir une unité de gestion homogène autorisant une articulation fonctionnelle pour la gestion circulaire des biodéchets. L'UT comprend le réseau d'acteurs territorialisé, délimité géographiquement et fortement ancré (Jedelhauser et Binder, 2018, Beaurain et Varlet, 2015) dans un écosystème territorial complexe (Bahers et al., 2018). Même si tous les types de déchets représentent un enjeu en termes d'économie circulaire, les biodéchets (de cuisine, de jardin, d'industries agroalimentaires, résidus de culture, effluents d'élevage) sont désormais identifiés comme des ressources pour la mise en œuvre d'une bioéconomie circulaire durable.

En effet, la récupération des biodéchets peut être nécessaire pour remédier au manque de carbone organique dans les sols agricoles, pour fournir du phosphore et de l'azote au sol, pour produire de l'énergie renouvelable localement ou des molécules à forte valeur ajoutée. Ces différents types d'utilisation dépendent fortement des caractéristiques locales. Toutefois, la mise en œuvre de ces options de valorisation des déchets est généralement déconnectée du contexte socioéconomique et environnemental tant il s'avère complexe de mener une réflexion systémique. Une telle réflexion systémique permettrait d'appréhender les besoins et contraintes du territoire afin d'adapter les stratégies de déploiement de l'économie circulaire (Aissani et Laurent, 2016) et de s'assurer de l'efficacité des processus (Huppes et Ishikawa, 2005). L'approche systémique considère un système dans son ensemble plutôt que ses différentes parties et permet de prendre en compte les interactions entre les parties comme un élément à part entière du système (Rosnay, 1975, Khan et al., 2019). L'utilisation d'une approche systémique pour élaborer les stratégies de transition (Cederquist et Goluke, 2016 ; Lopes et Videira, 2018) vers une économie circulaire apparaît comme un défi car elle nécessite une approche interdisciplinaire entre sciences sociales (économie et géographie), ingénierie et sciences environnementales.

1.2.2. Etat de l'art scientifique et caractère novateur du projet

Dans un contexte de crise multidimensionnelle (sanitaire, environnementale, économique et sociale), les modèles de développement humain doivent se réinventer pour devenir résilients. L'économie circulaire est promue comme un des

modèles de transition pouvant y contribuer en se basant notamment sur la gestion des matières premières permise par la circularité des flux et la création d'opportunités partenariales. Le terme utilisé est celui de trajectoire (Bognon et al., 2018 ; Haberl et al., 2019) pour identifier l'évolution d'un système socio-écologique et dans notre cas cette évolution illustre la transition du système anthropique d'un modèle linéaire à un modèle circulaire.

L'Union Européenne s'est saisie du problème de l'économie circulaire, laissant apparaître des tensions sur sa définition, les secteurs concernés et les objectifs assignés (Giampietro et al., 2019). Dès lors, il ressort que l'économie circulaire se décline à différents niveaux de territoire en fonction des activités et des territoires considérés (Giampietro et al., 2019). En France, les discussions sur l'économie circulaire émergent lors du Grenelle de l'Environnement en 2007 et lors de la deuxième Conférence environnementale en 2013 avec l'ouverture d'un chantier associé dans la feuille de route pour la transition énergétique. Dans le Plan de réduction et de valorisation des déchets présenté en 2014, l'économie circulaire y est décrite comme une « démarche globale » dont « la politique de prévention et de gestion des déchets en constitue l'un des piliers essentiels » (Ministère de l'Écologie, 2014). En s'appuyant sur la hiérarchie européenne des modes de gestion des déchets, la valorisation matière est à privilégier directement après les mesures de prévention et de réemploi. Enfin la loi de Transition Énergétique pour la Croissance Verte (loi n° 2015-992 du 17 août 2015) inscrit le traitement des déchets dans le cadre plus vaste de l'économie circulaire.

Dans l'ensemble de ces textes, la notion de territorialité est relativement absente (Bahers et al., 2017). En effet, il n'est pas fait mention de l'échelle territoriale appropriée à laquelle la gestion des flux doit être réalisée. En d'autres termes, la gestion des flux de matières peut être alors qualifiée de « a-territoriale » (Bahers et al., 2017). Or, il est possible de trouver des préconisations spatiales et notamment le principe de proximité pour la gestion des déchets dans la Directive cadre 2008/98/CE. Même si cette directive énonce ce principe, le manque de précision de ces contours laisse une libre appropriation et interprétation de la part des acteurs. Dès lors, la représentation de la proximité peut prendre différentes formes telles qu'identifiées par Bahers et al. (2017), comme une proximité industrielle favorisant les liens économiques entre industriels pour des questions techniques, de filiales ou encore d'économie d'échelle ou encore une proximité socio-économique privilégiant le développement d'une dynamique socio-économique du territoire. Torre (2008) avait décrit cette pluralité de forme de la proximité en la ramenant au pragmatisme de l'action nécessitant une proximité qui peut être géographique ou non. A cela, il est également intéressant d'ajouter la dimension politico-administrative avec les obligations érigées par la loi NOTRE qui charge les régions de la réalisation de la planification territoriale de la gestion des déchets et de la mise en cohérence avec les autres types de planification. D'après une étude publiée par (Esparon, 2017), les trois objectifs auxquels doit répondre une unité territoriale adéquate sont : 1) de rendre compte à la fois de la structure de la ressource et de la demande que pose cette ressource, les biodéchets dans notre cas, 2) de permettre l'émergence d'une communauté de gestion à tous les stades de la vie de la ressource, 3) d'être l'échelle qu'intègre un ensemble d'enjeux de gestion de la ressource et tous les acteurs dont les décisions ont un impact sur les enjeux communs de la gestion. L'unité de la gestion doit se construire dans l'objectif de permettre à la fois l'analyse et la gestion, par tous les acteurs, de tout le cycle de vie d'une ressource. Zimmerman (2005) et Olofsson & Börjesson (2018) mettent en lumière la notion d'ancrage territorial et questionnent la nature des liens qui maintiennent les activités bioéconomiques au sein de son territoire géographique, ces liens pouvant être de différentes natures et renvoyant finalement à l'enjeu de proximité dans tout son pluralisme. La question de la territorialité reste alors ouverte et complexe au regard de la diversité des acteurs et des types de déchets dont les échelles de gestion varient.

L'analyse de la filière seule n'est pas pertinente pour intégrer les interactions d'un système productif dans son ensemble. Elle ne donne qu'une représentation partielle des relations de cause à effet et n'a donc qu'une vue analytique d'une chaîne au sein d'un système plus vaste (Nielsen, 2007). L'approche par la chaîne de valeur issue d'analyses microéconomiques émerge pour combler le vide méthodologique et mettre en évidence les activités créatrices de valeur (Porter & Kramer, 1999). Ce concept a ouvert la voie à la notion de système de valeur pour mettre en évidence les emboîtements des chaînes de valeur dans des réseaux interconnectés (Boons et al., 2011). La chaîne de valeur intègre la chaîne de traitement final des biens usagés qu'offre l'avantage d'intégrer le cycle de vie complet d'un produit. Néanmoins, la chaîne de valeur se concentre sur un seul produit (Kaplinsky & Morris, 2001). Dans la littérature scientifique on peut retrouver certaines méthodes analytiques, comme l'approche middle-out, qui met l'accent sur l'intervention du feedback dans les processus durables (Costa & Ferrão, 2010) utilisée pour étudier les systèmes de production. De nos jours, les analyses quantitatives reposent sur des découpages normalisés du tissu industriel tels que le secteur et les activités économiques (INSEE, 2019). Ces méthodes ne donnent pas entière satisfaction lorsqu'il s'agit d'observer l'ensemble des processus de l'amont à l'aval tels que les flux physiques de fournitures au sein d'un système productif. L'unité d'analyse doit aussi contenir l'ensemble des flux de biodéchets circulant en un territoire circonscrit et l'ensemble des acteurs du réseau de création de valeurs qui y sont associés. Cette promesse de valorisation optimale des biodéchets des territoires via l'économie circulaire n'a de sens que si les trajectoires d'économie circulaire sont respectueuses de l'environnement, présentent des coûts raisonnables et des effets sociologiques bénéfiques. Différents types de trajectoires sont envisageables (Kampelmann, 2016) : celles héritées de « la troisième révolution industrielle » défendue par Rifkin (2008) et celles relevant de la « post-croissance ». Ces deux types de trajectoires opposent

des modèles de développement basés sur une logique de croissance pour la première et sur une logique d'un développement moins intensif en capital pour la seconde.

La modélisation des bouclages de flux et des trajectoires de développement nécessite une analyse systémique intégrant les conditions biophysiques (écosystèmes, cycles biogéochimiques), sociales (institutions, organisations et acteurs) et territoriales (Lowe, 1997), Mc Ginnis et Ostrom, 2014, Barles, 2014, Kampelmann, 2016). Une telle approche apparaît essentielle comme base de compréhension et de description des systèmes socio-écologiques que sont les systèmes de gestion des biodéchets sur les territoires et leur évolution dans un contexte de transition (leur trajectoire). Ainsi, la gestion des biodéchets est un système socio-écologique à l'intersection de différents champs : les politiques nationales et supranationales de gestion des déchets, de l'agriculture et de l'énergie, leur mise en œuvre locale, les représentations des différents acteurs, les technologies et filières existantes, les opérateurs, etc. Différents travaux soulignent ce besoin d'analyse systémique, mais également métabolique pour appréhender de telles trajectoires socio-écologiques à caractère multidimensionnel (Holling, 2006 ; Fisher-Kowalski et Haberl, 2007 ; Barles, 2015).

Cette réflexion sur une transition vers plus de circularité pour les systèmes de gestion des déchets a été abordée de manière différente dans la littérature et notamment par Kampelmann (2016), Merli et al. (2018) et Lupton (2018). Kampelmann (2016) propose une analyse systémique de la gestion des matières organiques urbaines de la ville de Bruxelles pour identifier les trajectoires alternatives existantes et pour montrer qu'elles ne sont pas neutres quant à leurs conséquences économiques, sociales et environnementales en opposant délibérément deux systèmes contrastés de gestion (centralisée et décentralisée) représentant respectivement les trajectoires dites « industrielles » et « post-croissances ». Il argue qu'un système hybride/mixte permettrait d'augmenter la résilience des territoires à la condition de s'affranchir des inévitables contradictions et concurrences qu'engendrerait cette hybridité des filières de gestion des déchets urbains. Cette problématique est d'autant plus prégnante concernant les biodéchets des ménages qui peuvent être gérés à domicile (compostage individuel) ou de manière centralisée (méthanisation) avec des objectifs et des performances économiques et sociales clairement différentes. Merli et al. (2018) et Lupton (2018) interrogent les bienfaits de la circularité du recyclage agricole des déchets et effluents organiques car cette circularité est accompagnée, le plus souvent, d'un apport d'éléments exogènes (éléments traces métalliques, micropolluants, bactéries pathogènes et antibiorésistance). Ces travaux font émerger la nécessité d'une approche la plus globale possible pour embrasser la complexité de la modélisation prospective de ces systèmes socio-écologiques qu'est la gestion des biodéchets dans une logique d'économie circulaire.

Arnsperger et Bourg (2016) Buclet (2015) et Loiseau et al. (2016) quant à eux, questionnent la législation, l'appropriation par les acteurs et la mise en œuvre de l'économie circulaire dans sa capacité à promouvoir un modèle de développement économe en ressources. En s'appuyant sur les enjeux de l'augmentation de la capacité de recyclage des déchets, Arnsperger et Bourg (2016) mettent en lumière le paradoxe actuel de promotion de nouveaux marchés des matières premières secondaires issues des déchets et donc d'une rationalité marchande mettant l'accent sur leur haute valeur ajoutée (sous-entendue économique) au regard d'un enjeu contradictoire de réduction de la quantité des déchets produits. Selon Arnsperger et Bourg (2016), l'économie circulaire mainstream est un « outil de consolidation technophile du capitalisme croissantiste » dans lequel une place importante est faite aux éco-organismes et lobbys industriels. Le métabolisme est ici alors un outil de sécurisation des approvisionnements et de pérennisation des filières de recyclage dans une logique de production. Dès lors, la place de l'économie sociale et solidaire et des initiatives de réemploi et réparation est peu visible et peu promue d'autant quand ces initiatives sont peu ou pas rétributrices. Afin de se prémunir de ces effets pervers et d'identifier les effets rebonds (ou effets systémiques induits), une réflexion métabolique pour l'économie circulaire doit être articulée de façon optimale entre les différentes échelles micro, méso et macroscopique (Arnsperger et Bourg, 2016 ; Aissani et al., 2018).

Quant à la question environnementale qui, elle est le plus souvent absente dans l'analyse de l'économie circulaire ou se réduit à un indicateur de recirculation des flux. Selon Desvaux (2017), les enjeux environnementaux ne sont conviés que dans la mesure où ils abondent à la trajectoire circulaire concernée et permettent donc le développement de nouveaux marchés économiques et le renforcement de la compétitivité à l'échelle concernée.

1.2.3. Bénéfices et résultats

BEECOME ambitionnait d'aider les territoires à identifier les trajectoires de transition vers une économie circulaire pour la gestion des biodéchets via l'analyse des flux territoriaux et des *drivers* de leur gestion.

A l'aune de la complexité sur différents plans de la construction de trajectoires territoriales pour une circularité des biodéchets illustrée dans le précédent état de l'art, l'originalité du projet BEECOME réside dans la prise en compte simultanée des différents *drivers* des trajectoires de transitions possibles vers une économie circulaire territorialisée. Ces *drivers* peuvent être locaux, nationaux et supranationaux et de nature politique, économique, environnementale et sociale en s'appuyant sur les chaînes de valeurs, filières et technologies existantes et à venir, mais aussi sur des initiatives plus marginales notamment de l'économie sociale et solidaire. Pour mener à bien ce projet, un véritable dialogue interdisciplinaire a été nécessaire

comme identifié dans la littérature, car il n'existe pas nécessairement de convergence d'intérêts de ces *drivers*, parfois fortement contradictoires. Plusieurs études de cas alimenteront cette méthodologie et permettront de la mettre en pratique en s'appuyant sur le concept de métabolisme territorial.

En premier lieu, pour définir l'échelle analytique adaptée pour une étude de cas, il a été nécessaire de faire un diagnostic permettant la compréhension des limites et atouts liés à chaque décision. Cette réflexion a abouti à la proposition des échelles spatiales les plus adaptées ainsi que l'articulation nécessaire avec les échelles infra et supra. Même si la communauté de communes est une échelle géographique qui maintient un niveau de proximité et d'autorité tout en diversifiant les acteurs (Esparon 2017) et est un lieu d'action (Fimbel et al., 2010) qu'offre une vision des interactions entre tous les acteurs relatifs à la valorisation des biodéchets, le projet BEECOME s'est intéressé et a questionné toutes les échelles territoriales liées à la gestion des biodéchets.

En deuxième lieu, un inventaire relativement fin et exhaustif a été réalisé concernant les *drivers* des trajectoires de transition des territoires pour la gestion des biodéchets. L'identification et la compréhension de leur comportement et de leurs interactions sont fondamentales pour l'élaboration de trajectoires et mettent en évidence l'insuffisance de l'analyse des seuls aspects technologiques et économiques. Dans le périmètre d'étude, une approche intégrative de la chaîne d'activité économique depuis la collecte du biodéchet jusqu'à la production du produit ou matière valorisée a été considérée. Cette approche associe deux réseaux d'acteurs (Producteur-consommateur et consommateur-revalorisateur), en intégrant une vision des interactions entre les entreprises au sein d'un système productif, dans une approche dont le lien au territoire est prédominant. Cela permet de suivre le chemin du flux de matière nécessaire afin de voir plus loin qu'une approche technologique et économique.

En troisième lieu, une approche scénario (que l'on pourra aussi qualifier de contextualisée) constitue une des principales originalités du projet. En effet, les valeurs qualitatives et quantitatives des *drivers* sociaux, économiques et techniques et leur comportement dépendent fortement du contexte. Le contexte peut être défini comme le cadre politique, administratif, social, économique et environnemental dans lequel une trajectoire doit être mise en œuvre. L'essence même d'une trajectoire est sa capacité à s'ancrer dans le présent et avoir un sens et une pérennité dans le futur. Dès lors, n'ayant pas de certitude sur l'évolution du contexte dans le futur à moyen et long terme, il est indispensable de proposer différents scénarios représentatifs d'une évolution particulière du contexte. La diversité d'intérêts des acteurs locaux est à considérer si on veut encourager le dialogue entre les acteurs, les *drivers*, les trajectoires et les technologies et initiatives de valorisation des biodéchets. Le choix de la politique de gouvernance territoriale est donc d'importance, car elle crée le contexte pouvant favoriser des activités plus ou moins propices à valoriser les bioressources locales.

La complexité du projet BEECOME a été révélatrice de la difficulté actuelle de la mise en œuvre de la transition sur les territoires et présentait donc la promesse de mieux y parvenir en s'appuyant sur la nécessaire interdisciplinarité entre sciences humaines et sociales et sciences de l'environnement.

2. Méthodologie

2.1. Lot 1 – Coordination

Le projet a démarré le 25 mars 2021 pour une durée de 18 mois et a pris fin le 24 septembre 2022. Différentes réunions d'avancement du projet ont eu lieu depuis la date de début du projet avec une périodicité assez forte compte tenu de la durée courte du projet.

Trois recrutements de personnels non-permanents ont eu lieu : Anastasia Papangelou, post-doctorante sur toute la durée du projet et Ariane Mathgen et Mathieu Maguet, stagiaires de 6 mois chacun de septembre 2021 à février 2022.

Huit chercheurs de INRAE et du CNRS ont été impliqués dans le projet.

2.2. Lot 2 - Identification des *drivers* socio-économiques, spatiaux et métaboliques pour l'identification et l'évaluation des trajectoires de transition vers une économie circulaire durable de la gestion des biodéchets des territoires

Ce lot a pour objectif l'identification des *drivers* et la détermination et la définition de l'articulation des échelles spatiales concernées, vers un régime d'interterritorialité préalable à la construction et l'évaluation des trajectoires de transition vers une économie circulaire durable de la gestion des biodéchets des territoires. L'interterritorialité se définit comme les relations entre les territoires, mais aussi les relations entre les territoires et les réseaux. Ce travail a été réalisé via une analyse de la littérature, des entretiens auprès des parties prenantes des territoires cas d'études et une pré-étude des flux du métabolisme socioéconomique des territoires

2.2.1. Tâche 2.1 – Identification des échelles territoriales pertinentes de la bioéconomie circulaire vers une interterritorialité des trajectoires de transition – L'approche par les flux de biodéchets

La tâche 2.1 consistait à identifier l'articulation des échelles d'analyse géographique (échelle spatiale) pour une mise en œuvre territoriale des stratégies d'économie circulaire visant à améliorer la gestion des biodéchets. La compréhension de cette interterritorialité est nécessaire et préalable à l'analyse de la transition bioéconomique d'un territoire et doit représenter non seulement la coordination des niveaux appropriés pour la prise de décision, mais également pour collecter des données pertinentes concernant le métabolisme territorial et les flux de déchets, ainsi que les données socio-économiques. Il s'agissait donc de développer une analyse des flux du métabolisme socioéconomique des territoires liés à la bioéconomie circulaire. De nombreuses sources de données ont été utilisées comme celles de l'Agreste, de Sitram (transport de marchandises), de Sinoe (ADEME – déchets), des rapports des collectivités locales et régionales. Elles ont été complétées par la littérature scientifique pour évaluer les performances de certaines installations notamment.

En effet, la première hypothèse, qui est le pivot de la réflexion, implique que la compréhension du métabolisme territorial repose sur une articulation complexe des échelles spatiales. Il convient donc de travailler à ces différentes échelles qui influent sur la circulation des flux :

- A l'échelle du territoire de consommation (comme une métropole), le profil métabolique territorial varie selon de nombreux déterminants, comme : le tissu industriel, la morphologie urbaine (réseaux de transport et infrastructures), l'agriculture, l'évolution de la population, les jeux d'acteurs.
- A l'échelle d'un territoire local environnant ce territoire de consommation, le profil métabolique territorial peut s'expliquer par la relation ville/campagne (avec toutes les limites de ces deux notions, qui tendent à se rapprocher (continuum) en termes de mode d'urbanisation et de pratiques, mais dont les distinctions pourraient réapparaître ici à l'aune du métabolisme).
- A l'échelle de l'hinterland du territoire, le profil métabolique territorial peut également s'étudier au travers des espaces d'approvisionnement et des déchets mobilisés par les flux territoriaux.

Ainsi, étant donné que les échelles d'action ne coïncident que très rarement avec les échelles métaboliques, il faut étudier leurs articulations dans des dimensions sociales, politiques et techniques. La stratégie d'un acteur privé ou public ne lui permet pas de maîtriser l'ensemble de la filière sur un territoire. Cette hypothèse a nécessité donc de développer une réflexion multi-scalaire (Emelianoff, 2008) pour expliquer un profil métabolique territorial.

Sachant que les différentes échelles géographiques présentent des caractéristiques contrastées en termes d'enjeux de gestion des biodéchets, de niveau de prise de décision, de relations interterritoriales, de rapports de force et de dynamique sociale, différentes échelles géographiques ont été étudiées pour le terrain d'études qu'est Rennes Métropole pour comprendre leur nécessaire articulation dans cette logique de mise en œuvre de l'économie circulaire. Un retour

d'expériences internationales a également mené pour identifier certains enjeux de la mise en territoire de projets bioéconomiques et métaboliques. Ainsi, il a été proposé une réflexion sur l'articulation des échelles géographiques, vers l'interterritorialité de la bioéconomie circulaire, la plus pertinente pour les différents cas d'étude.

2.2.2. Tâche 2.2 – Inventaire des *drivers* – L'approche par les acteurs des filières bioéconomiques

La tâche 2.2 consistait en l'identification des *drivers* impliqués dans la mise en œuvre de l'économie circulaire pour la gestion des biodéchets. Ces *drivers* sont des facteurs influençant la mise en œuvre d'une économie circulaire des biodéchets d'un territoire et peuvent être de natures variées : contraintes techniques, opportunités et opportunités économiques, agilité des technologies et des filières, résilience et réversibilité des territoires, décentralisation du traitement des déchets, externalisation ou relocalisation métabolique, contraintes réglementaires spatiales et techniques et évolution dans le temps, dépendance au sentier du contexte métabolique, rapports de force entre parties prenantes, justice sociale et environnementale, caractéristiques géographiques, quantification actuelle et historique des flux de ressources et biodéchets.

Ces *drivers* ont été identifiés à l'aide d'entretiens semi-directifs auprès des acteurs publics, privés, associatifs des filières présentes sur les territoires, à différentes étapes opérationnelles et fonctionnelles, et à différentes échelles territoriales. Les facteurs historiques de transitions métaboliques ont également été examinés. Cette perspective renvoie aux travaux relatifs aux régimes socio-écologiques, qui tendent à comprendre les déterminants des mutations des métabolismes territoriaux sur le long terme. Les grilles d'analyse suivantes ont été utilisées:

- De l'écologie politico-industrielle (qui consiste à utiliser les outils de l'écologie industrielle pour faire une analyse d'écologie politique en lien avec la justice environnementale) ;
- De l'écologie territoriale (qui se fonde sur l'analyse des processus naturels et sociaux qui sont à l'origine des flux de matières et d'énergie, qui réciproquement les transforment) ;
- Du bio-régionalisme (ou territorialisme) visant à étudier les conditions locales d'auto-soutenabilité environnementale, sociale et culturelle.

Ces approches conceptuelles ont permis de faire la critique réflexive des trajectoires métaboliques et bioéconomiques des différents cas d'étude. Cette tâche a été suivie d'un travail d'un inventaire des *drivers*, et une analyse de leur convergence d'intérêt ou au contraire des écarts et oppositions dans ce qu'ils produisent dans les territoires. En effet, il sera intéressant de révéler au travers de ces *drivers*, les angles morts des filières, les flux cachés de la bioéconomie, les rapports de force et au contraire les synergies de collaboration entre acteurs territoriaux.

A l'issue de cette tâche, l'enjeu est d'identifier la nature quantifiable ou qualifiable des *drivers*. C'est principalement à partir des *drivers* quantifiables et de la détermination de leurs liens qu'a été mené un travail de modélisation dynamique des scénarios de trajectoires territoriales. Les *drivers* qualitatifs quant à eux, tels que, par exemple les stratégies politiques, peuvent infléchir ces trajectoires.

3. Principaux résultats

BEECOME avait pour objectif de démontrer la faisabilité de l'approche systémique territoriale pour la construction de trajectoires de transition vers une gestion des biodéchets plus durable à l'échelle d'un territoire sur la base de l'identification de *drivers* territoriaux. Il s'agit alors de formaliser une preuve de concept et de la mettre à l'épreuve d'un territoire celui de Rennes Métropole. Le territoire de Rennes Métropole a été retenu pour l'élaboration de cette preuve de concept de la faisabilité du projet qui consiste en (figure 1) : (1) la formalisation d'un modèle de métabolisme des flux de déchets alimentaires et verts des ménages ; (2) l'identification de *drivers* qualitatifs et quantitatifs pouvant influencer les trajectoires de transition et les scénarios de contraintes représentant différentes perspectives politiques, économiques et sociales à un horizon de 10 ans ; (3) la formalisation et l'étude d'un premier modèle dynamique simple, initialisé sur la base du modèle de métabolisme, et simulant l'impact des principaux *drivers* et des scénarios de contraintes identifiés sur le taux de biodéchets valorisés.

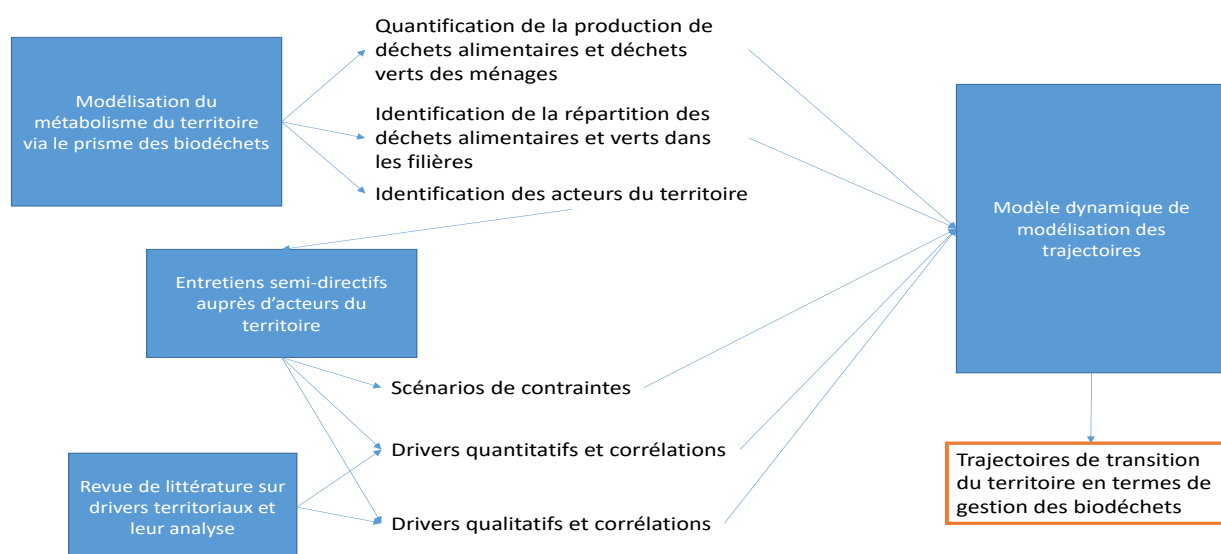


Figure 1 : Conceptualisation de l'approche systémique territoriale BEECOME

3.1. Tâche 2.1 – Identification des échelles territoriales pertinentes de la bioéconomie circulaire pour favoriser une interterritorialité des trajectoires de transition – L'approche par les flux de biodéchets

3.1.1. Introduction – Questions de recherche

La première étape de travail a consisté en la compréhension et la modélisation de la circulation des flux de biodéchets à l'échelle de Rennes Métropole. Cette étude du métabolisme territorial de la Métropole se focalise sur deux types de biodéchets produits par les ménages et les gros producteurs (DCT et déchets verts), leur répartition dans les différents exutoires et les acteurs du territoire.

3.1.2. Définition du système étudié

Le modèle métabolique de base est un modèle multicouche de type *Material Flow Analysis* (MFA) avec les caractéristiques suivantes :

- Limite/portée du système

Le modèle est construit en prenant comme point de départ les biodéchets (DCT des ménages et des gros producteurs (commerce, restauration) et déchets verts des ménages, de la collectivité et des professionnels) produits à Rennes Métropole (RM) tout en considérant une approche multi-échelle de leur gestion. Les processus liés à la gestion des déchets sont inclus dans le système indépendamment de leur emplacement, indiqués par un indice approprié, par ex. 9RM et 9Fr respectivement pour les plateformes de compostage de Rennes Métropole et hors Bretagne. Dès lors, le modèle métabolique s'intéresse à l'ensemble des processus liés à la gestion des déchets de RM mais dont la réalisation opérationnelle peut avoir lieu hors du territoire.

- Processus

Les types de processus suivants sont inclus dans le modèle : production de déchets (par exemple, ménages, Hôtellerie, Restauration, Café (HoReCa)), collecte (par exemple, déchetteries), traitement (par exemple, incinération, compostage) et élimination (incinération) ou réutilisation (retour sur les sols agricoles).

Pour faciliter l'analyse des acteurs et une approche multi-échelle, chaque processus est caractérisé selon le principal type d'acteurs impliqués : individuels (ex. ménages), collectifs (ex. déchetteries, composteur de quartier), privés (commerce, méthanisation) et autres publics.

- Portée spatiale

En première approche, trois échelles différentes sont identifiées : Rennes Métropole (RM), la région Bretagne (Br), et le reste de la France (Fr). Ce sont les échelles les plus pertinentes concernant la collecte et la gestion des biodéchets (RM), la planification (Br –Plan Régional de Prévention et de Gestion des Déchets (PRPGD), Schéma Régional Biomasse (SRB)), et potentiellement la valorisation (Br, Fr). A un stade ultérieur, il serait intéressant d'explorer des échelles spatiales plus fines, par exemple, quartiers et communes de RM, l'aire urbaine, le « bassin de vie » de Rennes, ou Pays de Rennes, qui est l'échelle du schéma de cohérence territoriale (SCoT).

- Portée temporelle

- Données historiques : données recueillies chaque fois que possible sur les deux dernières décennies, à partir de la prise en charge de la compétence déchets par Rennes Métropole (2001 – 2020), afin de saisir l'évolution et les tendances de la production et de la gestion des déchets organiques.
- Année de référence : 2019 (données disponibles à ce stade pour 2020 également, mais 2019 est prise comme dernière année « normale »)
- Scénarios : court à moyen terme. L'horizon est 2030, le même que le moyen terme pour le PRPGD et l'horizon de la nouvelle Stratégie Déchets de RM.

- Matériaux, biens et substances

Les matériaux suivants sont inclus dans le modèle :

- FFOM (f) : Fraction fermentescible des ordures ménagères. La majorité des déchets alimentaires des ménages à RM sont collectés dans les ordures ménagères résiduelles (OMR). Une petite quantité de déchets verts est également incluse dans cette collecte.
- Déchets alimentaires (a) : DCT provenant des ménages, de la restauration et du commerce alimentaire, y compris les déchets évitables (par exemple, les aliments avariés et les restes de repas) et les déchets inévitables (pelures et autres parties non comestibles des aliments).
- Déchets verts (v) : déchets de jardin des ménages, des espaces verts publics et des professionnels, collectés dans les parcs à déchets (déchetteries et plateformes de végétaux) et majoritairement compostés.
- Compost (c) : soit à partir de processus centralisés/industrialisés (compost de plateformes) soit à partir d'un compostage à petite échelle/décentralisé (de proximité ou individuel).
- Digestat (d) : digestat issu de la digestion anaérobie des biodéchets.
- Scories d'incinération et autres résidus solides (m, de mâchefers) : scories, clinkers et mâchefers issus de l'incinération des biodéchets.
- Cendres volantes (r, REFIOM) : sous-produits de l'incinération.

La quantité de matière brute de ces flux est indiquée dans la version de base. Des facteurs de conversion spécifiques à chaque matériau, et lorsqu'ils sont également disponibles pour chaque procédé, sont utilisés pour convertir ultérieurement le poids frais en matière sèche (MS), en azote (N), en phosphore (P) et en carbone (C). Pas de contenu énergétique à ce stade : (i) il sera intégré ultérieurement à une approche ACV (projet BEECOME 2) pour inclure également l'énergie pour le transport et tous les types d'énergie de procédé et (ii) dans une volonté initiale de mettre l'un accent sur la « valorisation des matériaux » (prévention, valorisation de la matière organique et nutriments) à ce stade.

3.1.3. Equations du modèle territorial métabolique de flux et description

3.1.3.1. Production de biodéchets des ménages

La plus grande partie des biodéchets de Rennes Métropole est mélangée aux ordures ménagères résiduelles, collectées en porte à porte et incinérée dans l'usine d'incinération de Rennes Villejean. Au niveau national, 20 % des déchets résiduels collectés en porte-à-porte sont des déchets assimilés issus des activités économiques (MODECOM, 2017), le même taux est

considéré pour RM. La part de matière putrescible dans ces déchets en mélange est de 28 % pour la région Bretagne (Région Bretagne, 2020), hypothèse également identique pour RM. La collecte en porte-à-porte des DCT à RM est encore au stade expérimental, ne desservant que 11 immeubles (122 foyers) en 2019.

Les déchets de jardin sont généralement déposés en déchèteries avec seulement une petite part de 5 à 6 % collectés en porte-à-porte (Rennes Métropole, 2019), et ils sont compostés. Comme les données ne sont pas disponibles pour distinguer les origines des déchets verts dans les déchèteries, tous les déchets verts sont affectés aux espaces verts, ce qui implique que le processus « espaces verts » dans le modèle inclut tous les espaces verts, publics comme privés.

Pour estimer les quantités de DCT détournées vers le compostage de proximité à l'échelle de l'immeuble ou du quartier, le nombre de sites de compostage de proximité existants de Rennes Métropole (2019) est multiplié par une estimation du nombre moyen d'habitants desservis pour chaque site (Bahers et Giacchè, 2018). La quantité de DCT dans ces composteurs est de 60 à 70 kg/hab/an selon le projet Miniwaste (Resse et Bioteau, 2012). Cette quantité est en accord avec les estimations de la FFOM produite par habitant à RM (40-50 kg/hab/an) et ADEME (50 kg/hab/an), en supposant que les ménages ayant accès au compostage de proximité produisent plus de déchets organiques (Sollier et al., 2012).

Pour les déchets de jardin, le calcul est basé sur la recommandation d'estimation simplifiée de production développée dans le projet Miniwaste (Resse et Bioteau, 2012). Sur cette base, les déchets verts représentent environ 20 % en masse des DCT (les déchets de jardin représentent 4,7 % de la masse en OMR vs 22,8% pour les DCT).

Pour le compostage de proximité, un rendement de 1/3 est considéré (Bahers et Giacchè, 2018). 20 % du compost est considéré comme réutilisé dans les jardins collectifs, tandis que le reste retourne aux sols des ménages privés (ce qui reste à vérifier).

Le compostage individuel est également présent à Rennes. RM déclare avoir livré 9 000 composteurs individuels depuis 2015. Cependant, il est difficile de savoir combien de ces bacs sont encore utilisés (régulièrement), et combien de déchets organiques (DCT et déchets verts) ces bacs reçoivent et traitent. En supposant un taux de 115 kg/foyer/an de déchets organiques compostés (ADEME, 2012) et que les 9 000 composteurs soient actuellement utilisés, un total de 1 035 t de déchets organiques pourrait être traité de cette manière, soit près de 6 % de la FFOM à RM en 2019.

La figure 2 schématise le métabolisme des biodéchets des ménages et des espaces publics.

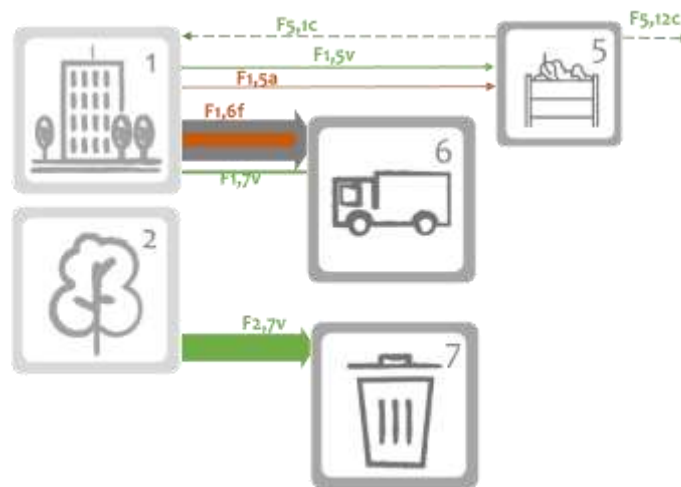


Figure 2 : Métabolisme des déchets verts de Rennes Métropole. Flèches oranges : FFOM et déchets alimentaires ; flèches vertes : déchets verts

3.1.3.2. Production de biodéchets des professionnels

Pour estimer les quantités de biodéchets produits par les professionnels, l'hypothèse faite est que Rennes Métropole collecte et gère tous les déchets produits par les « petits producteurs » (production assimilée aux OM et inférieure à 10 t/an, sans obligation de collecte sélective). RM collecte les biodéchets des petits producteurs soit par le biais des OMR (F3,6f, 20 % de l'OMR total d'après MODECOM (2017), soit séparément (F3,6a). 793 t de biodéchets ont été collectés de manière sélective en 2019, qui sont tous attribués à des « petits producteurs » professionnels. Cependant, 122 ménages (households, hh) ont également bénéficié d'une collecte séparée pour leurs biodéchets en 2019, ce qui signifie que les ménages ont contribué à hauteur de 13,1 t, soit 1,7%, à ces 793 t :

$$\text{Quantité de biodéchets des petits producteurs} = 183 \frac{\text{kg}_{\text{OMR}}}{\text{inh}} \times 28\% \left(\frac{\text{FFOM}}{\text{OMR}} \right) \times 2,1 \frac{\text{inh}}{\text{hh}} \times 122 \text{ hh} = 13,1 \text{ t}$$

Les déchets produits par les « gros producteurs » (>10 t/an) sont gérés, quasiment exclusivement, par des acteurs privés et il est donc difficile d'avoir des estimations exactes de leurs quantités et destinations. Les quantités générées sont estimées à partir de la base OEB (OEB, 2020) pour les Déchets Professionnels Non Dangereux (DAE). Le jeu de données OEB comprend les données de Rennes Métropole pour les années 2014-2017 ; une valeur pour 2019 a été extrapolée (en tiret orange pour Rennes Métropole) à partir de ces cinq points de données (figure 3).

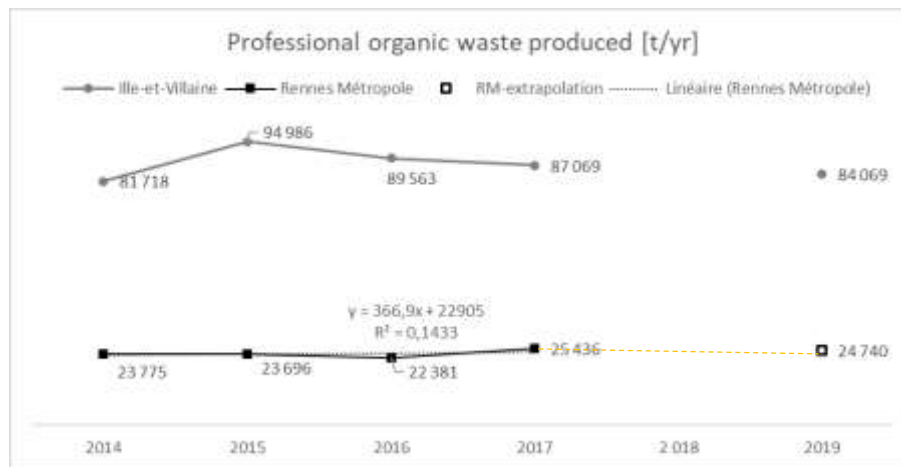


Figure 3 : Déchets organiques produits par les professionnels sur la période 2014-2017 à Rennes Métropole et Ile-et-Vilaine [source : (OEB, 2020)] et extrapolation pour 2019 pour Rennes Métropole

Les données de la base OEB sur les biodéchets professionnels (petits et gros producteurs agrégés) sont des estimations de la Chambre de Commerce et de l'industrie de Bretagne (CCI Bretagne, 2019). Les bilans réguliers de la CCI s'appuient sur des enquêtes et des ratios pour déduire les quantités annuelles de déchets produits par l'ensemble des professionnels de Bretagne et de chacun des départements. Ainsi la quantité de déchets organiques professionnels produits par les gros producteurs en RM est considérée comme la différence entre les quantités totales produites telles qu'estimées par la CCI, et les déchets « petits producteurs » collectés par RM :

$$F_{4,10} = Q_{DAE,org,RM}^{tot} - F_{3,6}$$

En l'absence d'autres informations, il est supposé que tous les déchets organiques professionnels sont dirigés vers le site de méthanisation hors RM à Combré dans le Maine et Loire (figure 4).

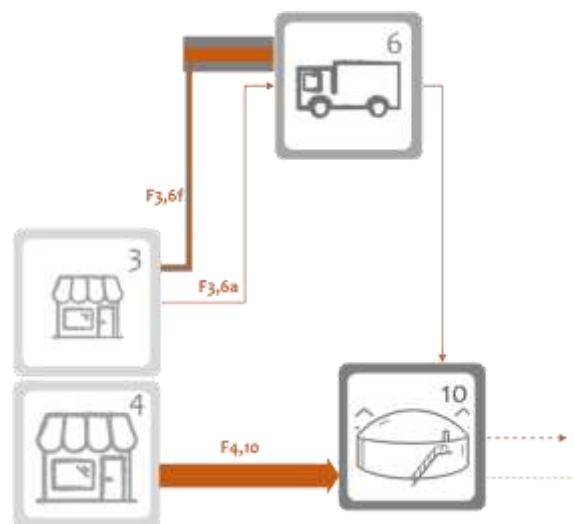


Figure 4 : Métabolisme des biodéchets des professionnels de Rennes Métropole

Si la base OEB ne reprend que les quantités totales de biodéchets issus des professionnels au niveau de RM, les rapports de la CCI reprennent la répartition par filière au niveau départemental (tableau 1). En supposant la même répartition sectorielle entre RM et le Département, une estimation est obtenue par secteur, par exemple, 4 700 t du commerce (19 % des 24 740 t en 2019) et 5 195 t des services (21 %).

	Ille-et-Vilaine [t/an]					Parts	
	2019	2017	2016	2015	2014	2019	average
Agri-pêche	3 574	3 782	5 002	6 497	5 476	4%	5,6%
BTP	86	61	54	62	79	0%	0,1%
Commerce	16 281	16 719	17 948	19 285	18 975	19%	20,4%
IAA	45 567	46 607	49 476	50 790	41 429	54%	53,5%
Industries	716	733	799	747	623	1%	0,8%
Services	17 845	19 167	16 283	17 603	15 137	21%	19,7%
	84 069	87 069	89 563	94 986	81 718	100%	100%

Tableau 1: Répartition des biodéchets professionnels produits en Ille-et-Vilaine par filière [Source : (CCI Bretagne, 2019)], et parts correspondantes pour 2019 et la période 2014-9

3.1.3.3. Collecte et traitement des biodéchets

Les biodéchets des ménages sont collectés soit :

- En porte-à-porte, en tant que fraction organique des ordures ménagères résiduelles (FFOM) ;
- Déposés dans les déchèteries, majoritairement des déchets verts ;
- Par une collecte sélective en porte-à-porte : de petites quantités de déchets verts ménagers sont collectés séparément et il existe une opération pilote de collecte séparée des déchets alimentaires pour certaines entreprises (gros producteur voir « biodéchets de professionnels ») et quelques immeubles.

Comme aucune information n'est disponible sur le devenir des déchets verts collectés séparément, il est supposé que ce flux est traité sur la plateforme de compostage. Depuis 2016, F7,9 est en outre scindé en deux flux, l'un traité à RM (plate-forme de compostage Ecosys à Orgères, 76 % des déchets verts) et l'autre exporté vers la Loire Atlantique (plate-forme de compostage Terralys, 24 % des déchets verts). On suppose que le compost de Terralys reste en Loire-Atlantique et qu'il n'est donc pas exporté plus loin. Il n'y a pas non plus de données quantitatives sur le devenir du compost d'Orgères. L'ADEME rapporte que 62 % du compost produit au niveau national est utilisé en agriculture, suivi des espaces verts et des jardins individuels (ADEME, 2015). Une étude ADEME rapporte que 46 % du compost industriel est appliqué sur les terres agricoles, 47 % est utilisé au niveau des espaces verts et des ménages, et les derniers 8 % sont repris par les entreprises (ADEME et al., 2021). Faute de meilleure approximation, il est estimé que 60 % du compost d'Ecosys sont utilisés dans les exploitations agricoles d'Ille-et-Vilaine et le reste est réparti à parts égales entre espaces publics et jardins privés.

L'incinérateur transforme les déchets en cendres et en énergie (en supposant que les résidus autres que les cendres, tels que les métaux, ne sont pas attribués aux biodéchets). Pour estimer les quantités respectives, les informations utilisées sont celles trouvées sur le site web de l'incinérateur de Valoreizh, selon lesquelles l'incinérateur reçoit 144 000 t de déchets par an, alors qu'il produit 24 000 t de mâchefers, 31 000 MWh d'électricité et 125 000 MWh de chaleur. Ces valeurs ont été comparées aux données publiées dans les rapports annuels sur les déchets de RM. En 2019, l'incinérateur a traité 134 252 t de déchets dont 102 663 t ont été collectées à RM.

Les petits flux de déchets alimentaires collectés séparément en porte à porte (793 t en 2019 (Rennes Métropole, 2019)), sont acheminés vers l'usine de méthanisation de Méta Bio Energies (Suez) à Combrée, à 80 km au sud-ouest de Rennes (F6,10 = F4,6). L'usine traite environ 24 000 t/an de déchets alimentaires, 12 000 t de déchets verts, 11 000 t de lisier de volailles et 5 000 t de boues, et produit annuellement environ 24 000 m³ de digestat liquide et 20 000 t de compost (Méta Bio Énergies, 2019a). Le digestat est épandu sur les terres agricoles des départements de la Loire-Atlantique, du Maine-et-Loire et de la Mayenne.

La figure 5 schématise le métabolisme des biodéchets ménagers.

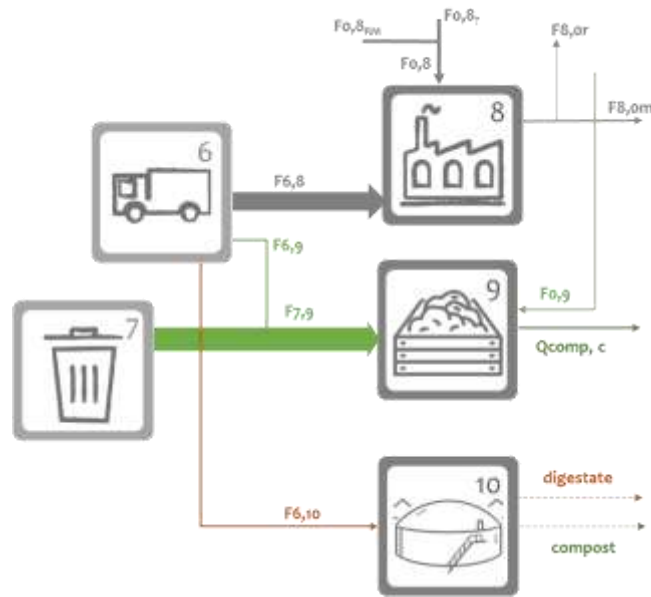


Figure 5 : Métabolisme des DCT et déchets verts des ménages de Rennes Métropole

Si le développement du modèle métabolique a d'abord été centré sur l'obtention d'une image la plus exhaustive possible des flux pour l'année de référence 2019, l'ajout d'une dimension temporelle à ce modèle a été considéré. Pour des raisons de disponibilités des données, on ne cherchera cependant pas à obtenir des séries temporelles complètes de 2001 à 2020 pour l'ensemble des flux présents dans le modèle métabolique. On pourra ainsi se contenter de séries temporelles sur les flux les plus centraux dans le modèle et pour lesquels les données sont plus accessibles.

3.1.4. Visualisations du métabolisme territorial des flux de biodéchets de Rennes Métropole

Un modèle MFA (Analyse des Flux de Matière, AFM en français) simple a été développé pour la gestion des biodéchets à Rennes Métropole au cours des 20 dernières années. Pour plus de détails sur le modèle et les sources de données, voir le tableau 4 et (Aissani et al., 2022). Une projection de ce modèle en 2030 en utilisant les informations de la stratégie ressources et déchets 2030 (Rennes Métropole, 2022a) a également été développée. Le tableau 2 présente les flux et équations de calculs associés et la figure 6 schématise le système de gestion des déchets de Rennes Métropole.

Sub-system	Flow	Flow Description	Flow Equation / estimation method	Sources*
Household waste	F16a	Household food waste collected DtD (to AD)	Population * Per capita MSW generation * Share OFMSW/MSW * Share of non-assimilated waste * Share of organics to AD	(1) – (4)
	F16f	Organic fraction of municipal solid waste (to incineration)	Population * Per capita MSW generation * Share OFMSW/MSW * Share of non-assimilated waste * Share of organics incinerated	(1) – (4)
	F16v	Household green waste collected DtD	Population * Per capita green waste for DtD collection	(1) , (2)
	F15a	Household food waste to decentralized compost (individual or collective)	No of composters * (No of hh / composter) * hh size * Avg per capita amount of food waste to decentralized compost	(1), (2), (5), (6)

	F15v	Household green waste to decentralized compost (individual or collective)	No of composters * (No of hh / composter) * hh size * Avg per capita amount of green waste to decentralized compost	(1), (2), (5), (6)
	F27v	Green waste from green spaces (public and private) collected in recycling parks	Population * (total per capita green waste – per capita green waste collected DtD)	(1), (2)
	F51	Decentralized compost back to private gardens	Share of dec. compost to hh1 * Dec. compost yield * (F15a + F15v)	assumption
	F52	Decentralized compost back to public green spaces	Share of dec. compost to public green spaces ¹ * Dec. compost yield * (F15a + F15v)	assumption
Professional waste	F36f	OFMSW in assimilated waste (professional)	Population * Per capita MSW generation * Share OFMSW/MSW * Share of assimilated waste * Share of organics incinerated	(1) – (4)
	F36a	Professional separated food waste collected DtD (small producers – collected by RM)	Population * Per capita MSW generation * Share OFMSW/MSW * Share of assimilated waste * Share of organics to AD	(1) – (4)
	F410	Professional separated food waste (big producers – managed in private sector)	Total professional organic waste in RL – F36a – F36v	(8), (9)
Organic Waste Management	F69	Green waste collected DtD to composting platforms	F16v	
	F79	Total green waste to composting platforms	Share of green waste composted in RM * F16v + F27v	assumption
	F79L	Green waste to composting platforms outside RM	Share of green waste composted outside RM * F16v + F27v	assumption
	F91	Compost from platforms to households (private gardens)	Share of centralized compost to hh1 * yield of centr.compost * F79	(7), assum.
	F92	Compost from platforms to public green spaces	Share of centralized compost to green spaces ¹ * yield of centr.compost * F79	(7), assum.
	F912	Compost from platforms to agriculture	Share of centralized compost to agriculture ¹ * yield of centr.compost * F79	(7), assum.
	F90c	Compost from platforms outside RM	Yield of centr.compost * F79L	(7)
	F610	Professional organic waste collected DtD and sent to AD	F16a + F36a	
	F100d	Digestate (from AD outside RM)	Yield of digestate * F610	(7)

	F1012d	Digestate from AD within RM (assumed all to agriculture)	Yield of digestate * F410	(7)
Incineration	F68f	OFMSW to incineration	Total waste into incinerator * Share OFMSW/MSW	(1), (4)
	F80m	Incineration bottom ashes	Yield of bottom ash * F68f	(1)
	F80r	Incineration fly ash	Yield of fly ash * F68f	(1)

Tableau 2 : Modèle métabolique de la gestion des déchets organiques de Rennes Métropole - liste des équations et sources de données

Additional information on the table:

- List of abbreviations used in the table: DtD – door-to-door, AD – Anaerobic Digestion, MSW – Municipal solid waste, OFMSW – Organic fraction in municipal solid waste, hh – household, RM: Rennes Métropole
- The values for the different outlets for compost (households, green spaces, agriculture) are all assumptions
- The sources in the last column refer to the years 2001 – 2020. For 2030, we used targets from the new Resources & Waste Plan when possible (Rennes Métropole, 2022), projections based on current trends for the population; the rest were assumed stable, for details see (Aissani et al., 2022)
- Sources: (1) (Rennes Métropole, 2019), (2) (INSEE, 2022), (3) (MODECOM, 2017), (4) (Région Bretagne, 2020), (5) (Bahers and Giacchè, 2018), (6) (Resse and Bioteau, 2012), (7) (ADEME et al., 2021), (8) (CCI Bretagne, 2019), (9) (OEB, 2020)

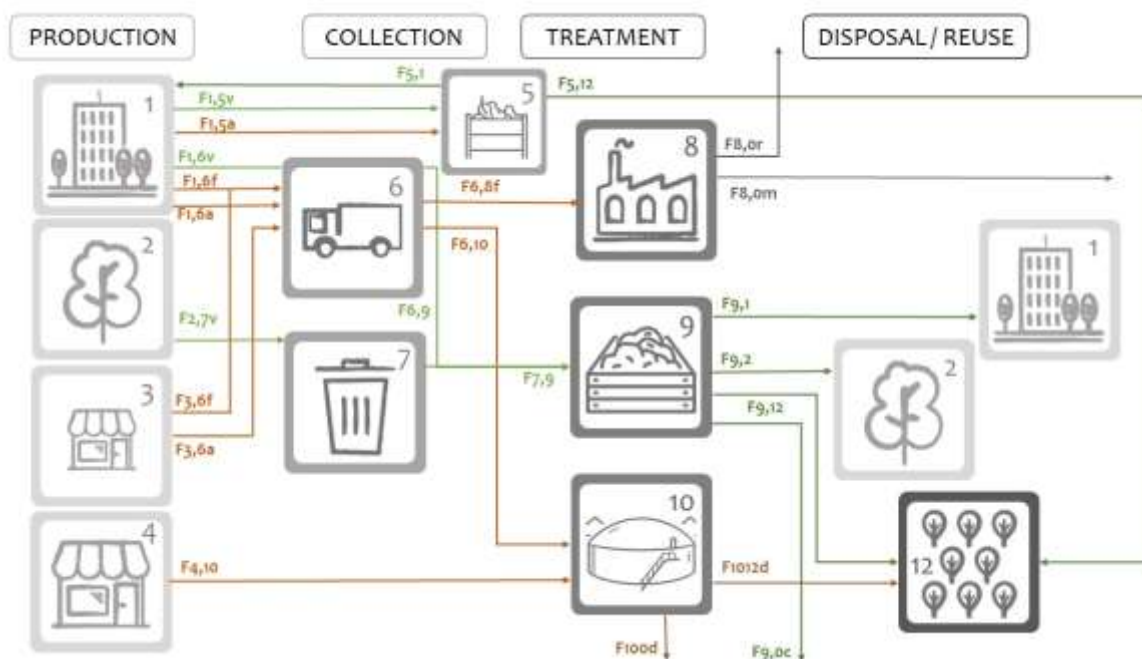


Figure 6 : Schéma du système de gestion des biodéchets de Rennes Métropole

3.1.5. Flux de biodéchets : présents et futurs

Les résultats du modèle métabolique pour 2019 confirment les principales tendances de la gestion des biodéchets à Rennes Métropole (figure 7a). Les déchets organiques municipaux sont collectés en porte à porte auprès des ménages, ainsi que des services et des petites entreprises (appelés ensemble " petits producteurs ") et incinérés. Les cendres volantes et les cendres résiduelles de l'incinération quittent le système, soit sous forme d'émissions dans l'environnement (émissions atmosphériques et mise en décharge), soit exportées pour être réutilisées dans la construction de routes et mises en décharge. Les déchets verts des espaces verts privés et publics, en revanche, sont collectés dans les différents parcs de recyclage et compostés dans de grandes plateformes de compostage centralisées. Ce compost est considéré comme réutilisé localement. Malgré l'émergence de nouvelles filières de gestion des biodéchets, telles que le compostage décentralisé et la méthanisation, la situation n'a guère évolué à Rennes au cours des dix dernières années.

Cependant, avec l'entrée en vigueur en France en 2024 de la nouvelle réglementation sur la collecte sélective obligatoire, des changements plus importants sont attendus jusqu'en 2030 (figure 7b). Il est prévu que les biodéchets collectés séparément soient digérés par voie anaérobie et que le digestat produit soit d'une qualité suffisante pour être utilisé en agriculture. Quant au compostage décentralisé, même si les quantités de déchets entrants doublent jusqu'en 2030, la part globale de cette méthode de traitement reste limitée. Le passage à la digestion anaérobie créera le besoin d'une collaboration interterritoriale, tant entre territoires voisins pour l'utilisation commune d'un digesteur, qu'entre zones urbaines et rurales, pour la valorisation du digestat.

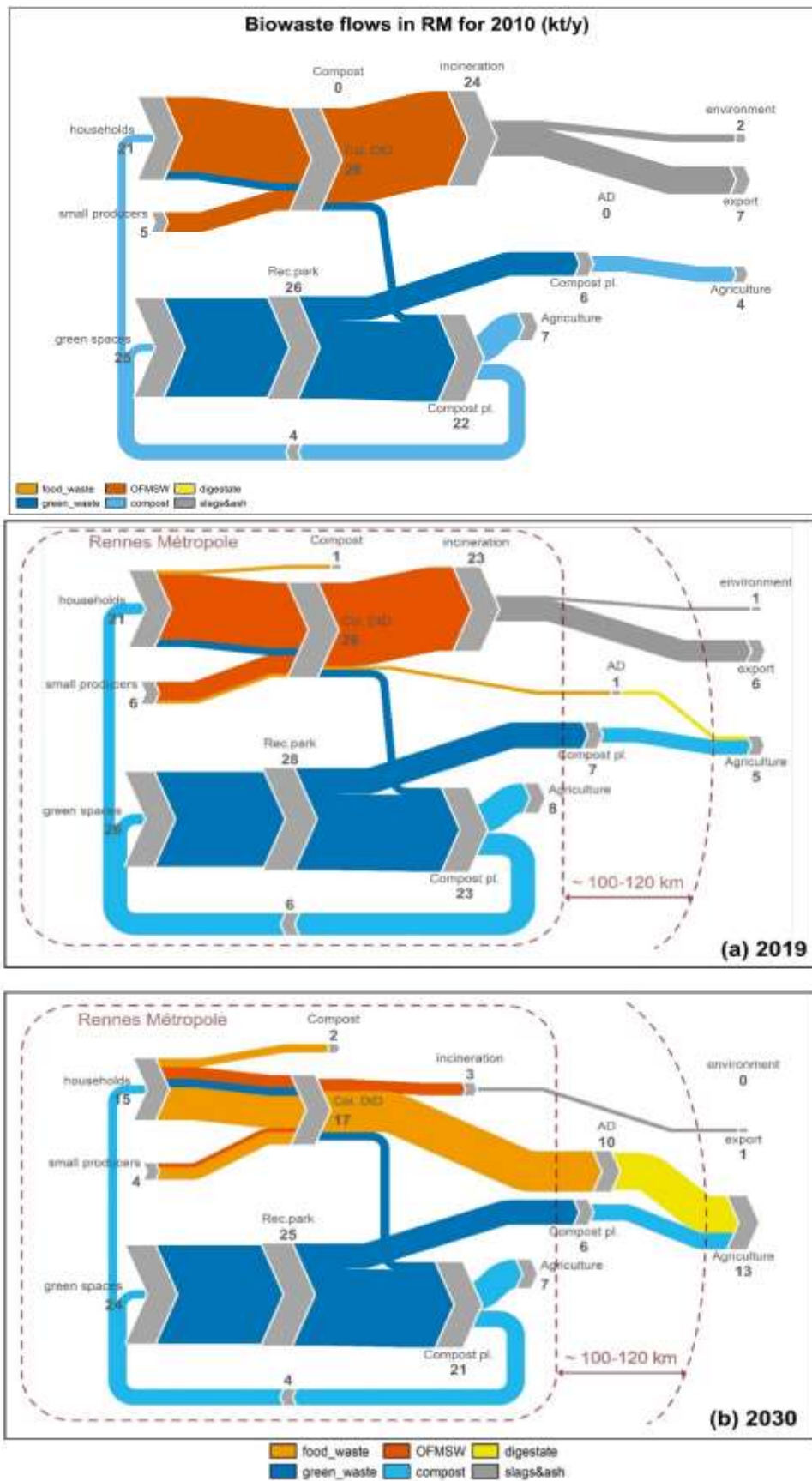


Figure 7 : Flux de déchets organiques ménagers sur le territoire de Rennes Métropole (en kt/an de poids frais) pour, 2010, 2019 (a) et projection pour 2030 (b), selon les objectifs fixés dans la récente Stratégie 2030.

DtD : collecte en porte-à-porte ; AD : Digestion anaérobie ; Rec. : Recyclage [parcs] ; Compost pl : Plate-forme de compostage [compostage centralisé] ; OFMSW : Fraction organique des déchets solides municipaux.

3.2. Tâche 2.2 – Inventaire des *drivers* – L’approche par les acteurs des filières bioéconomiques

3.2.1. Introduction – Questions de recherche

L’objectif de la tâche 2.2 était d’identifier des *drivers* territoriaux influençant la transition du territoire vers une économie circulaire des biodéchets. Ces *drivers* sont des facteurs influençant la mise en œuvre d’une économie circulaire des biodéchets sur un territoire et peuvent être de natures variées. La première étape a consisté en un état de l’art scientifique.

Bien que des chercheurs aient récemment commencé à porter explicitement leur attention sur les forces motrices des flux et des stocks dans les villes, en d’autres termes les *drivers* du métabolisme urbain (UM), et à les aborder comme une partie intégrante de l’UM (Dijst et al., 2018 ; Voskamp et al., 2020), les paradigmes d’engagement systématique avec les *drivers* des flux et des stocks métaboliques sont toujours manquants. La recherche à long terme sur le métabolisme urbain a fourni des aperçus rétrospectifs sur la façon dont les conditions et les événements historiques, politiques et sociaux ont affecté les flux métaboliques urbains, par exemple de nourriture (Billen et al., 2009 ; Schmid Neset et al., 2008), ou d’énergie (Baynes et Wiedmann, 2012 ; Krausmann, 2013). En revanche, il y a beaucoup moins de travaux dans la littérature sur l’UM avec des approches orientées vers les futurs et les solutions (John et al., 2019), qui peuvent aller " au-delà de la compréhension, pour identifier et mettre en œuvre des solutions du monde réel pour la durabilité urbaine " (Childers et al., 2014). Et pourtant, le développement et la mise en œuvre de visions d’avenir transformatrices ayant le potentiel d’entraîner des changements radicaux sont nécessaires pour faire face aux crises sociales et environnementales complexes dans (et des) villes (Cook et Swyngedouw, 2012 ; Gandy, 2018 ; McPhearson et al., 2021).

Il existe donc une double lacune dans la recherche sur l’UM : d’une part, une rareté d’études portant explicitement sur les *drivers*, c’est-à-dire les facteurs qui définissent et influencent les flux et les stocks dans l’UM ; d’autre part, une perspective prospective sur les *drivers* et l’UM qui puisse aider à développer et à mettre en œuvre des futurs radicalement différents pour les systèmes urbains. Dans cette recherche, il s’agit de combler cette lacune, en (i) synthétisant les connaissances existantes sur les *drivers* des flux métaboliques urbains ; (ii) proposant un cadre pour leur analyse et leur inclusion dans des études prospectives sur les UM, et (iii) testant ce cadre dans une étude de cas existante. Les questions qui guident la recherche sont les suivantes :

- Quels *drivers* des flux métaboliques urbains ont été identifiés dans la littérature jusqu’à présent ?
- Comment identifier ces *drivers* et analyser la manière dont ils influencent les flux métaboliques ?
- Comment la connaissance et l’engagement de ces facteurs peuvent-ils servir et façonner la façon dont les futurs états de l’UM peuvent être envisagés et créés ?

3.2.2. Méthodologie et premiers résultats de la revue de littérature

3.2.2.1. Revue de la littérature : recherche et analyse

La base de cette tâche est une revue de littérature narrative (*narrative review*) pour laquelle une recherche systématique d’articles scientifiques et une synthèse narrative de leur contenu ont été réalisées. Cette revue narrative a permis d’approfondir notre compréhension sur les *drivers* de l’UM et le futur, et de développer un cadre conceptuel, plutôt qu’un résumé exhaustif des recherches effectuées jusqu’à présent (Greenhalgh et al., 2018 ; Torracco, 2005). Des études récentes sur des sujets pertinents ont mis en œuvre cette approche avec succès (Newell et Goldstein, 2019 ; Urbinatti et al., 2020).

Ont été recherchés dans la base de données Scopus tous les travaux publiés en anglais ou en français qui comprenaient la chaîne "métabolisme urbain" ET (*driver* OU *determinant* OU *factor*). La recherche a donné 118 résultats (dernière vérification le 10/03/2022). Après lecture des résumés et textes complets, certaines études ont été éliminées : celles qui ne se concentraient pas sur les *drivers* et dont les résumés n’incluaient qu’accessoirement les termes, ainsi que celles dont le champ d’application était trop étroit, c’est-à-dire qui se concentraient sur un secteur spécifique (par exemple, le gravier pour la construction) ou sur la description d’un modèle spécifique, et qui ne présentaient donc pas de discussion systématique sur les *drivers* des flux et des stocks d’UM. Après cette étape, 15 articles ont été sélectionnés. 8 autres études ont été ajoutées sur la base de nos connaissances personnelles et d’une recherche de proche en proche dans les listes de références de l’ensemble initial. La liste complète des articles inclus dans l’ensemble final est donnée dans le tableau 3 ci-dessous.

Conformément aux objectifs de recherche du projet, cet ensemble d’articles a été analysé autour de trois thèmes principaux :

- Leur approche de recherche (champ de recherche et méthodologie)
- Les *drivers* de l’UM qu’ils identifient et discutent
- L’approche des futures visions et trajectoires pour l’UM.

Une limite potentielle de la méthodologie développée concerne l’utilisation exclusive de "métabolisme urbain" dans la chaîne de recherche bibliographique, ce qui pourrait avoir exclu des disciplines qui n’utilisent pas couramment ce terme (par exemple, la littérature sur les transformations de la durabilité) ou même le rejettent (écologie urbaine). En outre, l’ajout

d'études portant sur des expériences personnelles a permis de diversifier l'ensemble initial, avec toutefois un biais clair vers des analyses plus critiques des systèmes urbains actuels et des visions plus radicales de la durabilité urbaine.

ID	Reference	Title	Type	Research field	Approach to drivers	Engagement with future	Type of future vision
1	Voskamp 2020	A systematic review of factors influencing spatiotemporal variability in urban water and energy consumption	review	IE	categorize	recommendations	transition
2	lablonovski 2019	Efficacité matérielle et performance écologique des territoires : Analyse croisée de 67 métabolismes	review	IE	correlate	recommendations	transition
3	Li 2020	Regional consumption, material flows, and their driving forces: A case study of China's Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration	case study	IE	correlate	recommendations	BAU
4	Li 2019	Urban weight and its driving forces: A case study from Beijing	case study	IE	correlate	recommendations	BAU
5	Bettignies 2019	The scale-Dependent Behaviour of Cities: A Cross-Cities Multiscale Driver Analysis of Urban Energy Use	case study (comp.)	IE	correlate	recommendations	transition
6	Chen 2017	Changing Urban Carbon Metabolism over Time: Historical Trajectory and Future Pathway	case study	IE	correlate	scenarios	BAU transition
7	Athanassiadis 2017	Exploring the energy use drivers of 10 cities at microscale level	case study (comp.)	IE	correlate	recommendations	transition
8	Wolfram 2016	Cities, systems and sustainability: status and perspectives of research on urban transformations	review	STS studies	categorize	general/theoretical	transformation

9	Porse 2016	Structural, geographic, and social factors in urban building energy use: Analysis of aggregated account-level consumption data in a megacity	case study, method. contribution	IPE	correlate	recommendations	BAU
10	Kalmykova 2016	Resource consumption drivers and pathways to reduction: Economy, policy and lifestyle impact on material flows at the national and urban scales	case study	IE	correlate	recommendations	BAU transition
11	Kennedy 2015	Energy and material flows of megacities	meta-analysis	IE	correlate	recommendations	BAU
12	Zucaro 2014	Urban resource use and environmental performance indicators. An application of decomposition analysis	case study	IE	correlate	recommendations	BAU
13	CastanBroto 2012	Interdisciplinary Perspectives on Urban Metabolism	review	IPE+	critically engage	general/theoretical	transformation
14	Pincetl 2012a	Nature, urban development and sustainability – What new elements are needed for a more comprehensive understanding?	review	PE	critically engage	general/theoretical	transition
15	Newel 2019	A 40 -year review of food – energy – water nexus literature and its application to the urban scale	review	IPE+	categorize & engage	none	-
16	Peponi 2022	Life cycle thinking and machine learning for urban metabolism assessment and prediction	case study	IE	categorize	scenarios	BAU
17	Marin 2018	Interpreting circularity. Circular city representations concealing transition drivers	case study (comp.)	Landscape	categorize & engage	scenarios	BAU/transition

18	Goldstein 2013	Quantification of urban metabolism through coupling with the life cycle assessment framework: concept development and case study	theor. contribution, case study	IE	correlate	none	-
19	Pincetl 2012b	An expanded urban metabolism method: Toward a systems approach for assessing urban energy processes and causes	theoretical contribution	IPE+	critically engage	none	-
20	Pichler 2017	Drivers of society-nature relations in the Anthropocene and their implications for sustainability transformations	review	IPE	critically engage	general/theoretical	transformation
21	Dijst 2018	Exploring urban metabolism - Towards an interdisciplinary perspective	method. contribution	IUE	categorize & engage	general/theoretical	transition
22	Bahers 2020	Metabolic relationships between cities and hinterland: a political-industrial ecology of energy metabolism of Saint-Nazaire metropolitan and port area (France)	case study	IPE	categorize & engage	recommendations	transition
23	Corvellec 2013	Infrastructures, lock-in, and sustainable urban development: the case of waste incineration in the Göteborg Metropolitan Area	case study	sociology	categorize & engage	recommendations	transformation

Tableau 3 : Liste des 23 études analysées pour la revue de littérature

3.2.2.2. Les *drivers* du métabolisme urbain : cadre théorique

L'analyse de la littérature a été basée sur la conceptualisation de l'UM développée par Dijst et al. (2018). Dans cette conceptualisation, étendue par la suite par Voskamp et al. (2020) (figure 8a), les flux et les stocks de matières et d'énergie sont mobilisés par les activités humaines, qui résultent à leur tour d'une combinaison de "déterminants causaux", à savoir les besoins ; les facilitateurs/ contraintes et les *drivers*. Dans notre analyse, tous les déterminants causaux sont traités ensemble, et les appelons les *drivers*, un ajustement qui permet une plus grande flexibilité dans l'analyse (figure 8b). En outre, l'hypothèse selon laquelle les activités se déroulant dans un système urbain sont l'expression directe des besoins humains est remise en question ainsi que l'hypothèse affirmant que ces besoins peuvent être clairement distingués par le contexte socio-économique dans lequel ils s'expriment.

Sur la base de ces considérations, les enseignements de la revue de la littérature ont été utilisés pour élargir le cadre de manière à ce que : (i) il offre un compte rendu détaillé de ce que peuvent être les *drivers* de l'UM et du type d'influence qu'ils peuvent avoir sur les stocks et les flux ; et (ii) il tient compte du futur, c'est-à-dire de la manière dont les connaissances sur les *drivers* peuvent influencer la vision des états futurs des systèmes urbains, ainsi que les types de visions futures qu'elles peuvent générer. Ce cadre élargi est présenté et expliqué dans la section 4.

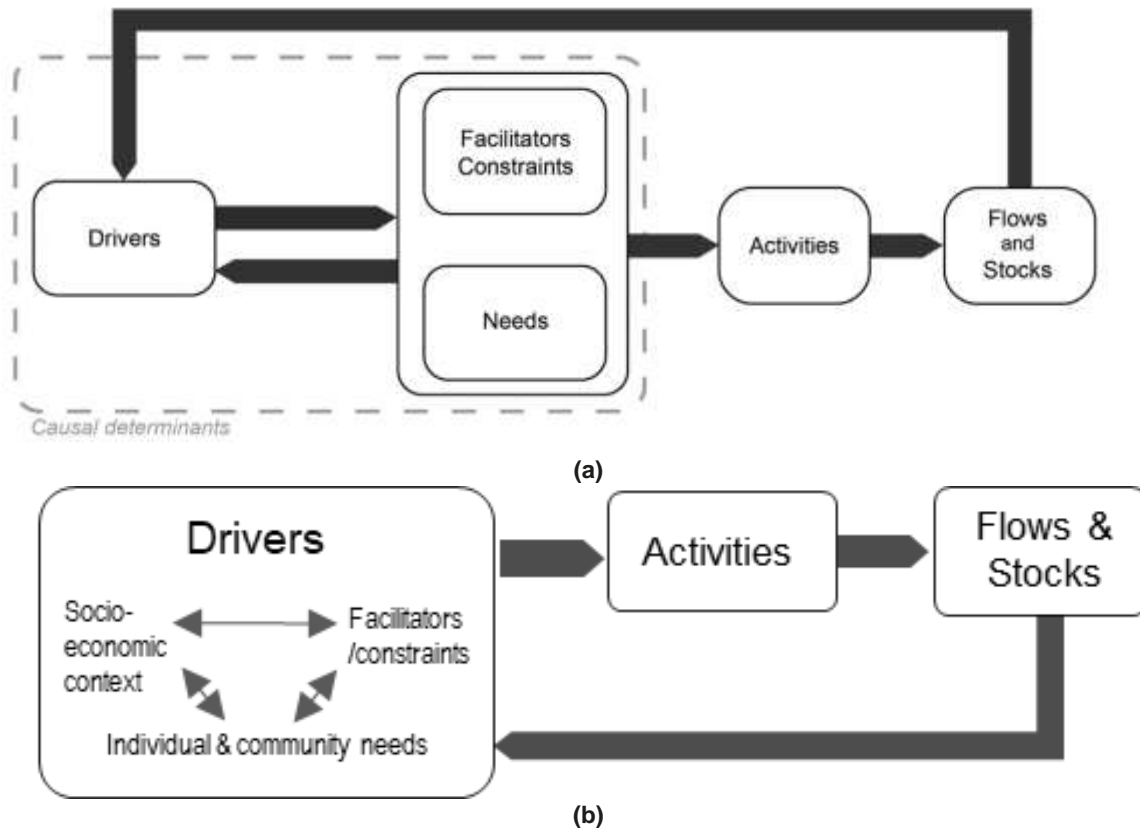


Figure 8 : Les cinq éléments interdépendants du métabolisme urbain (a) (Dijst et al., 2018) dans (Voskamp et al., 2020), et la version ajustée utilisée dans cette étude (b)

3.2.3. Analyse de la littérature : approches, *drivers*, avenir

3.2.3.1. Approches d'identification et d'analyse des *drivers*

Les chercheurs abordent la question des *drivers* de différentes manières. En analysant les 23 études sélectionnées, il est possible de distinguer trois approches distinctes que les chercheurs ont utilisées pour identifier les *drivers* et étudier les relations entre les *drivers* et l'UM. Ces trois approches sont nommées corrélation, catégorisation et engagement critique. Les études relevant de chacune de ces approches partagent en grande partie les mêmes objectifs et justifications de recherche, les mêmes méthodes d'analyse, ainsi que les mêmes hypothèses fondamentales et visions du monde.

Près de la moitié des études appartiennent au groupe des « corrélations » (figure 9a). Les études de ce type cherchent à établir des relations quantitatives entre les *drivers* et les indicateurs métaboliques (par exemple, la consommation intérieure de matières (DMC), l'apport direct de matières (DMI), l'utilisation d'énergie), en utilisant une analyse de régression (Athanassiadis et al., 2017 ; Bettignies et al., 2019 ; Kalmykova et al., 2016 ; Kennedy et al., 2015) ou une analyse de décomposition (Chen et Chen, 2017 ; Li et al., 2021, 2019 ; Zucaro et al., 2014). L'utilisation de méthodes statistiques implique la disponibilité de grands ensembles de données adaptés à ce type d'analyse. En effet, ces études reposent sur de grands ensembles de données à la fois sur les indicateurs métaboliques et sur les *drivers*, des ensembles de données qui s'étendent sur plusieurs années et couvrent différentes échelles : d'une seule ville ou d'un petit groupe de villes (apparentées) (Chen et Chen, 2017 ; Kalmykova et al., 2016 ; Li et al., 2019 ; Zucaro et al., 2014), à plusieurs villes du globe (Iablonski et Bognon, 2020 ; Kennedy et al., 2015), jusqu'à des micro-échelles intra-urbaines (Athanassiadis et al., 2017 ; Bettignies et al., 2019 ; Porse et al., 2016). La plupart de ces études explorent la relation entre les indicateurs métaboliques et de petits ensembles de *drivers* présélectionnés. Ces *drivers* sont soit des paramètres pertinents pour la planification urbaine (densité démographique, type de bâtiment), soit issus de l'approche IPAT (Impact, Population, Affluence, Technology) (Chertov,

2000), et tiennent donc compte de la taille de la population, de la richesse ou de l'activité économique (par exemple, le PIB), et de la technologie.

Plutôt que d'utiliser des *drivers* présélectionnés, les études qui « catégorisent » les *drivers*, adoptent une vision plus large et cherchent à donner des comptes rendus systématiques sur ce qui pourrait constituer un *driver* (Peponi et al., 2022 ; Voskamp et al., 2020), dans une approche descriptive, souvent théorique (Wolfram et al., 2016). Pour faire face à la complexité de la tâche, elles abordent souvent des catégories de *drivers*, comme les *drivers* démographiques, économiques, politiques, culturels et techniques.

Enfin, les études qui s'engagent de manière « critique » sur les *drivers* se concentrent sur les relations des pouvoirs politiques et économiques et sur la manière dont les relations inégales et les conflits façonnent la réalité matérielle d'une ville. Elles se caractérisent par leur approche interdisciplinaire, la plupart combinant l'écologie industrielle (IE) avec la pensée de l'écologie politique (urbaine) (Broto et al., 2012 ; Pichler et al., 2017 ; Pincetl et al., 2012). Ces études peuvent également organiser leur analyse en catégories de *drivers*, dans une approche combinée catégorisation/engagement (figure 9a, b) (Bahers et al., 2020 ; Dijst et al., 2018 ; Marin et De Meulder, 2018 ; Newell et Goldstein, 2019).

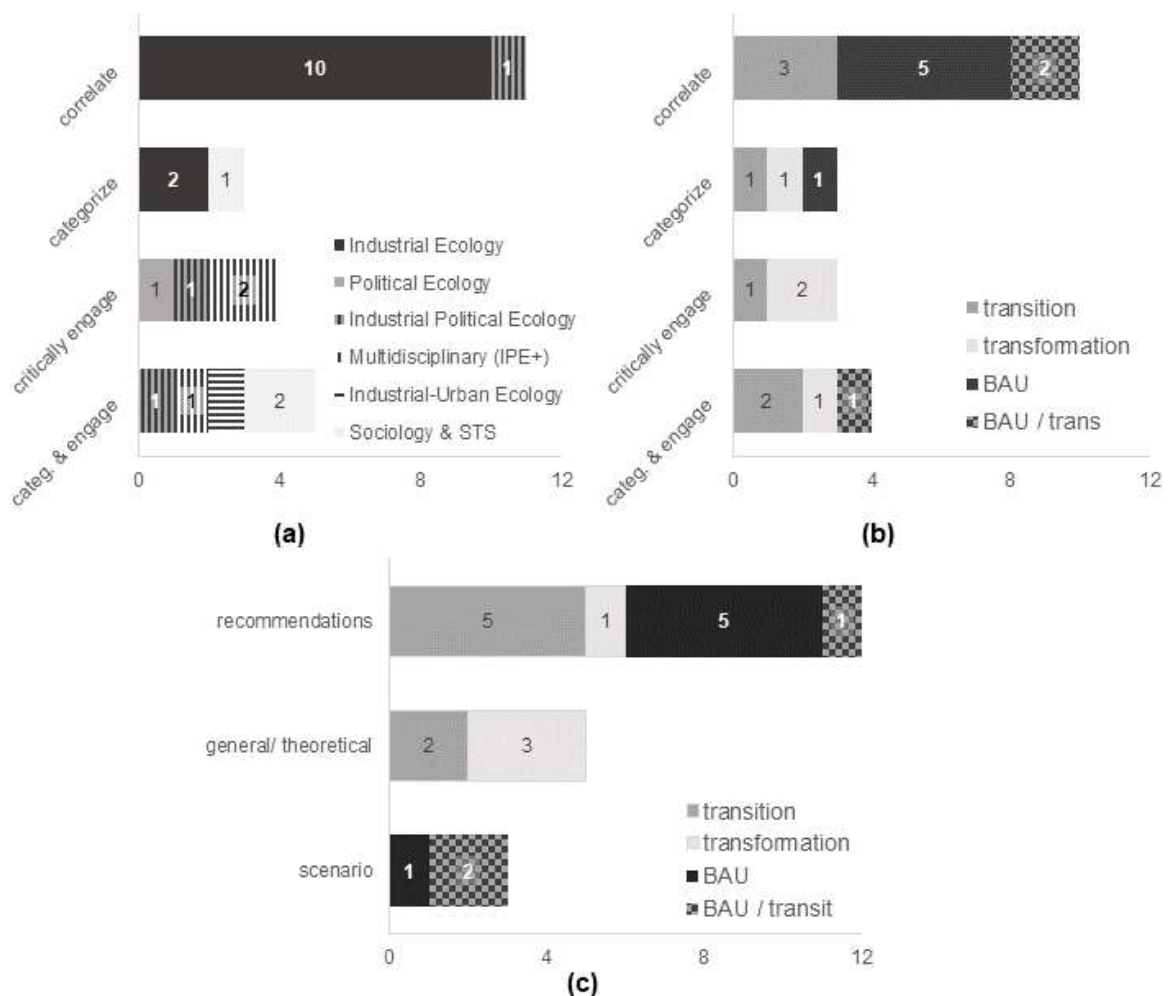


Figure 9 : Caractérisation des études analysées selon leur discipline scientifique et leur approche des drivers (a) ; approche des drivers et vision future (b) ; et approche du futur et vision future (c)

BAU : Business As Usual ; STS : Études sur les systèmes socio-techniques

3.2.3.2. Drivers de l'UM : qu'est-ce qui influence les flux et les stocks et comment ?

Chacune de ces trois approches est mobilisée pour étudier différents ensembles de *drivers*. Un total de 33 de ces *drivers* a été identifié et est présenté dans le tableau 4, ainsi que le type d'influence qu'ils auraient sur des flux ou des indicateurs métaboliques spécifiques, et les perspectives futures qui leur sont liées. Les *drivers* sont classés en neuf groupes thématiques, en suivant les quatorze études de notre série qui ont également utilisé un certain type de catégorisation. Ces groupes sont :

- Les *drivers* démographiques, tels que la taille de la population et les caractéristiques des ménages ;
- Les *drivers* économiques, tels que l'activité économique (généralement mesurée par le PIB), et le revenu des ménages ;

- Les *drivers* technologiques, relatifs, par exemple, à l'efficacité énergétique et de conversion, à l'intensité des émissions, etc. ;
- Les *drivers* politiques, notamment la politique et la planification urbaines, les règles et les réglementations, etc. ;
- Les *drivers* culturels, tels que les modes et niveaux de vie des citoyens, les niveaux de sensibilisation à l'environnement, etc. ;
- L'environnement naturel et la géographie du système urbain, par exemple le climat et la disponibilité de ressources locales spécifiques ;
- Les infrastructures et la forme urbaine, notamment les types et les caractéristiques des bâtiments, l'étalement urbain et l'existence et l'interdépendance d'infrastructures spécifiques ;
- Le pouvoir et les inégalités, un groupe distinct de *drivers* englobant les questions d'argent et de pouvoir et la manière dont les conflits et les inégalités se manifestent dans les systèmes urbains et façonnent les flux et les stocks métaboliques (par exemple, les relations inégales entre les villes et les campagnes).

Les *drivers* démographiques et économiques sont les plus étudiés dans notre série d'articles. La taille de la population et la densité démographique sont abordées dans douze et sept études respectivement ; l'activité économique, représentée par le PIB, est incluse dans neuf études, tandis que les quatre autres *drivers* économiques sont chacun inclus dans trois à cinq études différentes. En revanche, la majorité des autres *drivers* (culture, environnement naturel, forme urbaine, etc.) ne sont inclus que dans une ou deux études chacun. L'une des raisons pour lesquelles la taille de la population et la croissance économique sont si populaires pourrait être la disponibilité des données les concernant dans des ensembles de données facilement accessibles qui couvrent des séries chronologiques étendues et différentes échelles spatiales. La disponibilité des données est une considération importante, notamment pour les études de type corrélation à forte intensité de données (section 3.1). En outre, la population et la croissance économique sont deux des trois variables constitutives de l'équation IPAT, utilisées comme base théorique pour de nombreuses études. En se concentrant sur ces deux paramètres, ces études renforcent partiellement le cadre de l'IPAT, au détriment de l'exploration d'idées nouvelles et texturées sur ce qui influence les flux et les stocks métaboliques.

Dans le tableau 4, il est à noter qu'il y a plus d'articles cités qui étudient ces *drivers*, que d'explications de l'influence des *drivers* sur des flux et des stocks métaboliques spécifiques. En outre, pour certains des *drivers* les plus étudiés, lorsque des relations entre les *drivers* et les indicateurs métaboliques sont établies, il s'agit plus souvent d'une corrélation que d'un lien de causalité (Athanasiadis et al., 2017 ; Jablonovski et Bognon, 2020 ; Voskamp et al., 2020), de sorte qu'il devient difficile de savoir si l'on peut même parler de *drivers*. Les études qui examinent les relations de causalité sont généralement celles du groupe "pouvoir et inégalités". L'accumulation de capital et les flux de richesse, par exemple, sont considérés comme essentiels pour comprendre la base matérielle de la société (Broto et al., 2012 ; Pincetl et al., 2012), en particulier celle des villes en tant que centres d'accumulation de capital soutenus par des échanges matériels et énergétiques inégaux avec des lieux plus pauvres et éloignés (Bahers et al., 2020 ; Broto et al., 2012). Les échanges inégaux entre les villes et les arrière-pays, ainsi que les inégalités intra-urbaines et les conflits entre les acteurs, par exemple autour des infrastructures et des ressources locales, sont les "*drivers* [qui] déterminent l'accès aux ressources, leur contrôle et leur utilisation" (Pichler et al., 2017). L'engagement dans ce type de questions pourrait donc offrir des perspectives importantes sur les raisons et les conditions (les véritables *drivers*) dans lesquelles le métabolisme urbain se développe et fonctionne.

Catégorie	Driver	Comment le <i>driver</i> influence le métabolisme	Sources	Futur : recommandations (Rec), scénarios (Sc), général/théorique (Gen)
Démographie	Taille de la population	L'augmentation de la population entraîne une hausse de la consommation totale d'énergie et d'eau (1), une augmentation des indicateurs métaboliques absolus, tels que le DMC et le DMI (2), et une croissance de la consommation de matériaux (3). Les villes les plus peuplées ont une consommation d'énergie par habitant plus faible (5) et une consommation de gaz et d'électricité par habitant plus faible (7).	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 18	Rec – BAU : Politiques et mesures visant à contrôler la taille de la population (pas de détails) afin de promouvoir le développement durable (4) ; Sc – BAU : la croissance démographique comme variable dans la construction de scénarios (6)
	Densité démographique	Une densité plus élevée est corrélée à un DMC plus important (2), à une diminution de la consommation d'énergie par habitant à l'échelle intra-urbaine (5, 7) et à une moindre consommation d'énergie pour le transport (11).	1, 2, 5, 7, 9, 11, 18	Rec – BAU: Politiques de relocalisation volontaire pour réduire la densité de population (12)
	Propriété du logement	La consommation d'énergie (totale et par surface) est légèrement plus élevée dans les maisons individuelles et les bâtiments de la majorité des propriétaires ; les différences sont attribuées aux différences de revenus (9).	9	
	Profil sociodémographique des ménages	Des facteurs tels que le sexe, l'âge, le revenu, le niveau d'éducation, etc., influencent les choix de mode de vie tels que les transports, les choix résidentiels, les habitudes de consommation, etc. (21)	21	
	Indice de développement humain (IDH)	Un IDH plus élevé indique un pays "plus développé", c'est-à-dire un pays où la plus grande partie du métabolisme est externalisée et les flux cachés (18).	18	Rec – BAU

Economie	Activité économique/ niveau de développement économique	L'augmentation du PIB est liée à l'augmentation de la consommation d'eau et d'énergie finale (1), à l'augmentation de la consommation de matériaux dans les villes (3,4), à l'augmentation du DMC (10), à l'augmentation de la consommation d'électricité et de combustibles fossiles (11). La DMC reste constante avec la croissance du PIB/habitant (10). La consommation de combustibles fossiles diminue avec le PIB (10).	1, 2, 3, 4, 10, 11, 12, 16, 18	Rec – BAU : Politiques et mesures visant à contrôler la croissance économique (pas de détails) afin de promouvoir le développement durable (4) ; Sc – BAU: la valeur ajoutée comme variable dans la construction de scénarios (6)
	Revenu des ménages	L'augmentation des revenus, liée à l'augmentation du niveau d'éducation, diminue la DMC (10) Aucune corrélation entre le revenu et la consommation d'énergie (5)	5, 7, 9, 10, 11	
	Structure de l'économie	Les villes désindustrialisées, avec un secteur tertiaire important, ont une consommation de ressources globalement plus faible, car les ménages et le secteur des services dépendent principalement des flux cachés dans hinterlands (1,2). Pas d'indication claire sur la corrélation (3,4,6)	1, 2, 3, 4, 6	
	Consommation de produits de consommation	Un volume de consommation par habitant plus élevé conduit à une augmentation de l'empreinte carbone de la ville (6) L'augmentation de la consommation de matériaux a été compensée par une intensité matérielle plus élevée (consommation par PIB ou par habitant, 4).	3, 4, 6, 10	Rec – BAU : donner la priorité aux politiques visant à optimiser l'intensité de la consommation de matériaux (4) Rec – Transition /BAU : cibler la consommation de matériaux non fossiles, par exemple les produits électroniques et les textiles, en encourageant les logements plus petits, la rénovation des produits et l'économie du partage ; modifier les normes et les valeurs liées à la consommation (10) Rec – BAU : Diminuer les déchets inutiles et le luxe (12)
	Structure de la consommation		3, 4, 6	

Culturel	Modes de vie et niveaux de vie	L'augmentation des revenus entraîne des changements de style de vie / un niveau de vie plus élevé, et donc une plus grande consommation de ressources, telles que les combustibles fossiles, et une augmentation des DMC (10).	1, 10	Rec – Transition : Action politique visant à changer les normes et valeurs sociales liées à la consommation (10)
	Sensibilisation à l'environnement	La sensibilisation accrue à l'environnement réduit la consommation d'eau et d'électricité(1)	1	
	Possession d'une voiture	L'augmentation du parc automobile accroît la consommation globale de carburant, bien que les voitures soient plus économes en carburant (10).	10	
Politique et planification	Campagnes d'éducation	Les campagnes d'éducation en réponse aux conditions de sécheresse réduisent la consommation d'eau (1)	1	
	Règles et règlements	La limitation de l'irrigation à des dates et heures spécifiques réduit la consommation d'eau (1)	1, 23	Rec – Transformation : Des changements dans la législation peuvent empêcher le blocage des infrastructures (23)
	Politique et planification	Exemples de politiques qui ont conduit à une moindre consommation de ressources : l'initiative de substitution de l'utilisation du pétrole à Paris et du charbon à Hong-Kong, l'introduction d'une taxe de congestion à Stockholm et l'adoption de codes d'efficacité énergétique sur les AL (1) ; les politiques réglementant l'énergie des bâtiments, le mix électrique et l'énergie des transports, et la gestion des déchets (10)	1, 8, 10	
	Agencement et capacité	Les transformations urbaines sont facilitées ou limitées par les acteurs intégrés : leurs motivations, leurs discours et leurs coalitions, ainsi que les institutions, les ressources, les compétences et les interactions nécessaires à l'autonomisation des acteurs.	8	

Environnement naturel & géographie	Climat (température moyenne, HDD)	Le climat influence la demande de chauffage et de refroidissement (HDD et CDD) et donc la consommation d'énergie et de combustible (1,11), bien que l'influence réelle puisse être faible par rapport aux autres facteurs qui déterminent la consommation d'énergie des bâtiments (1).	1, 11, 18	
	Disponibilité des ressources naturelles	Exemples : présence d'une rivière pour l'hydroélectricité, matériaux disponibles localement pour l'industrie.	1, 17	Sc – Transformation : Les matériaux locaux sont envisagés comme des "biens communs", dans un scénario/une vision qui est "inclusive, écologique et post-croissance, une pratique spatiale militante, sans compromis sur les valeurs de solidarité et de résilience (17) Rec – BAU : Optimiser l'utilisation des ressources locales, comme l'énergie photovoltaïque, les matériaux recyclés et l'eau (12).
	Lieu (spatialité, localité, relation)	Le changement systémique et la reconfiguration systémique sont ancrés dans les lieux ; l'agencement transcende les frontières spatiales, sectorielles et systémiques.	8, 17	Gen – Transformation le processus et les résultats de la modification de la configuration systémique des zones urbaines, principalement étudiés du point de vue de leurs performances ou de leurs réalisations en matière de durabilité (8). Rec – Transition : Les <i>drivers</i> locaux et le contexte local "devraient être davantage pris en compte dans l'élaboration des politiques afin d'aider plus efficacement les villes dans leurs transitions durables" (5).

Technologie	Gains d'efficacité de la conversion	<p>Les innovations à petite échelle, telles que les gains d'efficacité dans la conversion de l'énergie, ont probablement entraîné une baisse de la consommation d'énergie (1).</p> <p>Les améliorations de l'efficacité énergétique sont responsables de la stabilité de la consommation d'énergie par habitant (9)</p>	1, 9, 17	<p>Rec – BAU : Les interventions politiques au niveau régional et national visant à améliorer l'efficacité de l'utilisation des ressources peuvent conduire à une réduction de la consommation des ressources et à une diminution des pressions sur l'environnement (3).</p> <p>Rec – BAU : des politiques d'efficacité énergétique pour réduire la consommation d'énergie (9, 11)</p> <p>Rec – Transition: La compréhension des <i>drivers</i> et des organisations territoriales les plus efficaces sur le plan énergétique peut aider les villes et les pays à se décarboniser (7).;</p> <p>Sc – BAU : L'accent sur l'efficacité des ressources est un point central de la perspective techno-infrastructurelle de la ville circulaire (17).</p>
	Nouvelles inventions technologiques	L'essor de la motorisation au vingtième siècle a entraîné une augmentation de la consommation de pétrole (1)	1, 17	Sc – BAU: "La technologie propre" fait également partie d'une perspective techno-infrastructurelle (ou agenda technocratique : optimisation des flux) de la ville circulaire (17)
	Intensité des émissions/de l'énergie	<p>Plus l'intensité des émissions est élevée, plus l'empreinte carbone de la ville est faible (6)</p> <p>Malgré une diminution de l'intensité énergétique de l'économie, les émissions de CO2 de la ville ont augmenté (12)</p>	6, 12	<p>Sc – BAU: L'intensité des émissions de CO2 comme variable dans la construction de scénarios (6)</p> <p>Rec – BAU: Politiques visant à abandonner le charbon et le pétrole au profit du gaz naturel (moins intensif en CO2) et de processus industriels moins gourmands en énergie (12)</p>

Infrastructure & formes urbaines	Surface de plancher	La surface urbanisée par habitant (indiquant plus de surface de plancher par personne) est significativement corrélée avec la consommation d'énergie par habitant (11)	2, 10, 11	
	Types et caractéristiques des bâtiments	La surface de plancher par personne est faiblement corrélée avec une augmentation de la DMC, car les projets résidentiels nécessitent moins de matériaux que les projets d'infrastructure (9).	9, 15	
	Zone urbanisée	La zone urbanisée par habitant présente une corrélation significative avec la consommation d'énergie par habitant (11)	2, 11	
	Forme urbaine, étalement urbain	La superficie des espaces verts est (faiblement) corrélée à une plus grande consommation de ressources (2)	2, 21	
	Formes de transport	La compacité est faiblement corrélée aux indicateurs métaboliques (2)	2, 21	Rec – Transition : La promotion des modes de transport publics et actifs ne changera probablement pas grand-chose à la consommation de ressources, car ces modes de transport sont mis en œuvre dans les villes qui externalisent la plupart de leurs flux, comme les centres-villes, et dans les villes où le secteur tertiaire est important (2).
	Interdépendance des infrastructures	Par exemple : si le chauffage urbain est relié à une usine d'incinération, il est difficile de changer l'usine (23).	23	Rec – Transformation : Construire une légitimité autour de nouvelles pratiques, lois et infrastructures physiques émergentes (23)

Pouvoir & inégalités	Accumulation du capital, flux de richesses	Comprendre les institutions, les règles, les flux d'argent et de pouvoir, la gouvernance et les pratiques qui déterminent les flux de richesse et font fonctionner l'économie.	13, 14, 19, 20	Gen – Transformation : les visions de la ville idéale ou de la bonne ville sont en fin de compte déterminées par ceux qui gouvernent les flux urbains (13) ; économie de l'état stable et décroissance (13) Gen – Transition : De la ville sanitaire et moderniste à la ville durable (14)
	Relations rurales-urbaines	Les flux urbains ont façonné et façonnent les inégalités entre la ville et la campagne (13) ; parfois des relations synergiques comme la proximité, l'autonomie (22).	13, 22	Rec – Transition : Autonomie énergétique à l'échelle interterritoriale entre ville et région (22)
	Inégalités intra-urbaines / différenciation sociale	Les schémas géographiques dans les villes suivent parfois la différenciation socio-économique	9, 13, 20	
	Relations de pouvoir et conflits	Conflits autour des infrastructures, des ressources locales, des flux cachés	19, 20, 22	Gen – Transformation: transformer les relations société-nature d'une manière plus démocratique et durable (20) Rec – Transition : Mettre l'accent sur les flux cachés dans les politiques publiques (22) Rec – Transformation : Construire une légitimité autour de nouvelles pratiques, lois et infrastructures physiques émergentes (23)

Tableau 4 : Inventaire des facteurs qui influencent les flux et les mesures métaboliques, tels qu'identifiés dans la littérature étudiée, leur influence sur les états actuels et les implications futures envisagées.

BAU : Business-As-Usual ; DMC : Domestic Material Consumption ; DMI : Direct Material Input ; HDI : Human Development Index ; HDD : Heating Demand Days ; CDD : Cooling Demand Days. (~1500w)
1 (Voskamp et al., 2020), 2 (Iablouk et al., 2020), 3 (Li et al., 2021), 4 (Li et al., 2019), 5 (Bettignies et al., 2019), 6 (Chen and Chen, 2017), 7 (Athanassiadis et al., 2017), 8 (Wolfram et al., 2016), 9 (Porse et al., 2016), 10 (Kalmykova et al., 2016), 11 (Kennedy et al., 2015), 12 (Zucaro et al., 2014), 13 (Broto et al., 2012), 14 (Pincetl, 2012), 15 (Newell and Goldstein, 2019), 16 (Peponi et al., 2022), 17 (Marin and De Meulder, 2018), 18 (Goldstein et al., 2013), 19 (Pincetl et al., 2012), 20 (Pichler et al., 2017), 21 (Dijst et al., 2018), 22 (Bahers et al., 2020), 23 (Corvellec et al., 2013).

3.2.4. Futures visions

Quelle que soit leur approche des *drivers*, la plupart des 23 études n'abordent pas les questions relatives à ces futurs de manière explicite. Trois de ces 23 études n'abordent pas du tout le futur, tandis que douze autres ne le font qu'indirectement, en formulant des recommandations en matière de politique et de recherche (figure 2c). Ces recommandations comprennent, par exemple, des incitations politiques à réduire la consommation (Bahers et al., 2020 ; Kalmykova et al., 2016), à augmenter l'efficacité énergétique et l'efficacité des ressources des bâtiments (Athanassiadis et al., 2017 ; Kennedy et al., 2015 ; Li et al., 2021 ; Zucaro et al., 2014), ou à accorder une plus grande attention aux contextes et ressources locaux (Bettignies et al., 2019 ; Zucaro et al., 2014). Trois études ont développé des scénarios futurs spécifiques, qui ont ensuite été évalués et comparés avec l'état actuel (Chen et Chen, 2017 ; Peponi et al., 2022) et entre eux (Marin et De Meulder, 2018). Enfin, le dernier groupe d'études aborde les questions relatives au futur de manière explicite mais théorique. Ces études traitent des transitions et des transformations de la durabilité (urbaine) (Pichler et al., 2017 ; Pincetl, 2012 ; Wolfram et al., 2016), fournissant aux chercheurs des outils et des concepts pour faire avancer l'étude des futurs urbains (Broto et al., 2012 ; Dijkstra et al., 2018).

Quant au type de vision du futur représenté dans chacune de ces études, trois attitudes ou visions différentes de ce que pourrait être un futur imaginable ou souhaitable sont distinguées :

- (i) une vision *Business-As-Usual* (BAU), où les scénarios ou les recommandations se réfèrent à un état futur du système qui est une simple extrapolation du présent, par exemple dans (Li et al., 2021, 2019) ;
- (ii) une transition vers un état futur plus durable. Il est ici fait référence aux études dont les auteurs utilisent des termes comme transition écologique ou énergétique, par exemple (Bahers et al., 2020 ; Bettignies et al., 2019 ; Dijkstra et al., 2018 ; Iablonovski et Bognon, 2020), et aux études qui font référence à des états futurs plus durables, par exemple (Athanassiadis et al., 2017 ; Bettignies et al., 2019 ; Voskamp et al., 2020) ;
- (iii) une vision transformationnelle d'un futur radicalement différent. Ces études nomment explicitement le type de visions radicales qu'elles envisagent pour ces futurs, par exemple des systèmes économiques post-croissance (Broto et al., 2012 ; Corvellec et al., 2013), ou discutent de la nécessité d'un changement transformationnel pour relever les défis de l'Anthropocène (Pichler et al., 2017 ; Wolfram et al., 2016).

Les visions *Business-As-Usual* (BAU) sont les approches les plus courantes et elles découlent pour la plupart d'un engagement avec les *drivers* démographiques, économiques et technologiques (tableau 4). Chen et Chen (2017), par exemple, élaborent deux scénarios futurs (BAU), en extrapolant un ensemble de paramètres dans deux directions différentes, optimiste et pessimiste. Ces paramètres sont l'intensité carbone (*driver* technologique), la croissance de la population (*driver* démographique), la consommation finale et la valeur ajoutée (*drivers* économiques). D'autres études proposent des politiques visant à contrôler la taille de la population et la croissance économique (Li et al., 2019), à limiter la consommation de matériaux non fossiles (Kalmykova et al., 2016) et à améliorer l'efficacité des ressources et de l'énergie (Kennedy et al., 2015 ; Li et al., 2021 ; Marin et De Meulder, 2018 ; Porse et al., 2016). Les transitions sont liées à des *drivers* culturels, par exemple l'évolution des modes de vie (Kalmykova et al., 2016), la nécessité de prendre en compte les contextes et ressources locaux dans les études sur l'UM (Bettignies et al., 2019), et les questions d'infrastructures telles que les transports publics (Iablonovski et Bognon, 2020). Plus généralement, les visions *transitionnelles* et *transformationnelles* de ces futurs sont principalement exprimées en relation avec des *drivers* qui ont à voir avec l'infrastructure, la localité et, surtout, le pouvoir et les inégalités. Parmi les exemples de visions articulées dans ce dernier groupe figurent : la ville durable, par opposition à la ville moderne sanitaire (Pincetl, 2012) ; l'autonomie énergétique à l'échelle territoriale (Bahers et al., 2020) ; et l'économie stable et la décroissance (Broto et al., 2012).

Les visions radicales et transformationnelles du futur sont, cependant, une minorité dans notre série d'études. En fait, tout engagement avec le futur dans les études est souvent fortuit. Prenez, par exemple, la manière dont la plupart des études font référence à un quelconque futur sous la forme de recommandations politiques (Figure 2c), ce qui est souvent une pratique par défaut lors de la rédaction d'un article universitaire. Qui plus est, la plupart des futurs évoqués sont des visions conservatrices d'un présent extrapolé, et il y a souvent des incohérences entre les *drivers* analysés et le type de recommandations formulées. Parmi les neuf études documentant la corrélation entre la croissance du PIB et la consommation de ressources, une seule a fourni une recommandation pertinente pour " mesurer et contrôler la croissance économique " (Li et al., 2019). En revanche, six études recommandent d'améliorer l'efficacité de l'utilisation des ressources, alors qu'elles ne traitent pas réellement de l'efficacité dans leur analyse (Athanassiadis et al., 2017 ; Kennedy et al., 2015 ; Li et al., 2021). En d'autres termes, les études montrent que la croissance économique est corrélée à un métabolisme urbain croissant, mais recommandent des mesures d'efficacité pour contenir la croissance de l'UM. Ceci est révélateur de l'engagement souvent incident ou superficiel des études sur l'UM avec le futur, et de la nécessité d'un engagement plus ciblé des études sur l'UM avec des visions futures qui peuvent servir de feuilles de route pour transformer les systèmes urbains.

3.2.5. Un cadre pour identifier les *drivers* et les utiliser pour envisager le futur

En résumé, les deux principales tendances identifiées dans la littérature sur les *drivers* et les futurs de l'UM sont les suivantes : (i) les visions concrètes de l'avenir, en particulier les visions radicales, ne sont généralement pas incluses dans les études portant sur les *drivers* des flux métaboliques, et (ii) l'accent mis sur les *drivers* démographiques, économiques et technologiques conduit à des visions du futur BAU, tandis qu'une discussion sur le pouvoir et les inégalités est liée aux visions transformatives. Cette dernière observation s'inscrit dans la lignée de la littérature sur les points de levier (Meadows, 1999), selon laquelle la remise en question du pouvoir, des règles et des paradigmes dans un système complexe a le potentiel de révéler des points de levier profonds et de provoquer un changement radical.

Les points de levier sont de petites interventions dans un système qui peuvent potentiellement avoir un grand impact sur le système dans son ensemble (Meadows, 1999). Donella Meadows a d'abord dressé une liste de douze points de levier de ce type, par ordre croissant de potentiel de changement transformationnel, c'est-à-dire de "superficiel" à "profond". Abson et ses collègues (2017) ont récemment regroupé ces douze points en quatre domaines ou "caractéristiques du système", classés de la même manière, du plus superficiel et du plus facile à réaliser, au plus profond et au plus difficile (Abson et al., 2017 ; Angheloiu et Tennant, 2020). Les quatre domaines sont :

- **Les paramètres**, y compris les caractéristiques mécaniques d'un système qui sont facilement modifiables et donc souvent ciblées par les décideurs politiques, par exemple les taxes et les incitations, les flux et les stocks de matières ;
- **Les rétroactions et les retards**, c'est-à-dire la manière dont les différents éléments d'un système sont reliés entre eux ;
- **La conception ou la structure du système**, c'est-à-dire les flux d'informations et les règles du système ; et
- **L'intention ou les modèles mentaux**, notamment l'objectif du système (par exemple, la croissance économique), les mentalités et les paradigmes, ainsi que la capacité à transcender les paradigmes.

Les points de levier en tant que cadre pour explorer les transformations de la durabilité ont gagné en popularité auprès des universitaires et des praticiens (Fischer et Riechers, 2019), facilitant la discussion et renouvelant l'intérêt pour les points de levier plus profonds (valeurs, mentalités, visions du monde), ainsi que les interactions entre les points profonds et les points peu profonds. En outre, et ce qui est le plus intéressant concernant la présente étude, le cadre des points de levier combine la causalité et la prévision (où les relations de cause à effet connues sont extrapolées dans le futur) avec la téléologie et le *backcasting* (où les phénomènes sont expliqués en fonction du but qu'ils servent) (Fischer et Riechers, 2019).

En combinant nos principales conclusions avec le cadre des points de levier, la littérature sur l'UM s'intéresse principalement aux paramètres (*drivers* technologiques et économiques) et insiste sur la causalité et la prévision, c'est-à-dire qu'elle fournit des recommandations et des visions du futur BAU. Pour en revenir au cadre conceptuel de l'UM présenté à la section 3.2.5 et à la figure 8b, cette approche est visuellement résumée dans le panneau supérieur de la figure 10 (Futur : BAU). En revanche, pour provoquer le changement radical dont la ville de l'Anthropocène a besoin de toute urgence, il est nécessaire de se concentrer plus précisément sur des points de levier plus profonds. Cela signifie qu'il faut tenir compte des rétroactions et des retards, et s'engager dans une plus grande variété de *drivers* de l'UM, par exemple les *drivers* politiques et culturels qui co-déterminent les règles du système, ou les questions de pouvoir sur ces règles et structures. L'examen critique des connexions entre les éléments du métabolisme urbain (*drivers*, activités, flux et stocks) à travers le prisme des différentes conditions de pouvoir et d'inégalité, peut donner des idées sur la façon d'influencer les objectifs du système, par exemple la croissance économique (Broto et al, 2012) ou la "ville moderne et sanitaire" (Pincetl, 2012), et ses paradigmes, par exemple le fait de considérer comme acquis les arrière-pays invisibles (Bahers et al., 2020) ou la normalisation de la domination de certaines régions du monde sur d'autres (Pichler et al., 2017).

Le cadre conceptuel de l'UM développé dans BEECOME et tenant compte des visions futures est donc résumé dans le panneau inférieur de la Figure 10. Dans ce cadre, les points de levier superficiels et profonds sont combinés, dans une identification et une analyse systématique des *drivers* de l'UM (causalité), une analyse qui vise la formulation de visions futures claires et transformatrices, ainsi que les trajectoires nécessaires pour les atteindre (téléologie). Sur cette base, une approche en quatre étapes est proposée pour identifier les *drivers* du Métabolisme Urbain et explorer comment ces *drivers* interagissent avec les visions futures de l'UM :

- (i) esquisser le modèle métabolique du système à étudier : cela nécessitera un modèle d'analyse des flux de matières (ou un autre type de comptabilité des flux et des stocks de matières et d'énergie), en considérant quelles sont les activités qui mobilisent ces flux et ces stocks ;
- (ii) dresser un inventaire des *drivers* (possibles), en utilisant les catégories et les exemples du tableau 4 comme guide et inspiration ; en d'autres termes, remplir les cases colorées de la figure 10 ;
- (iii) s'engager de manière critique sur les questions de pouvoir, d'argent et d'inégalité pour comprendre comment les *drivers* influencent les activités et les flux ;

- (iv) co-créer des visions et des trajectoires futures avec les parties prenantes, en choisissant les *drivers* / points de levier adéquats et en développant les visions futures et les voies de transition vers ces visions dans un processus itératif.

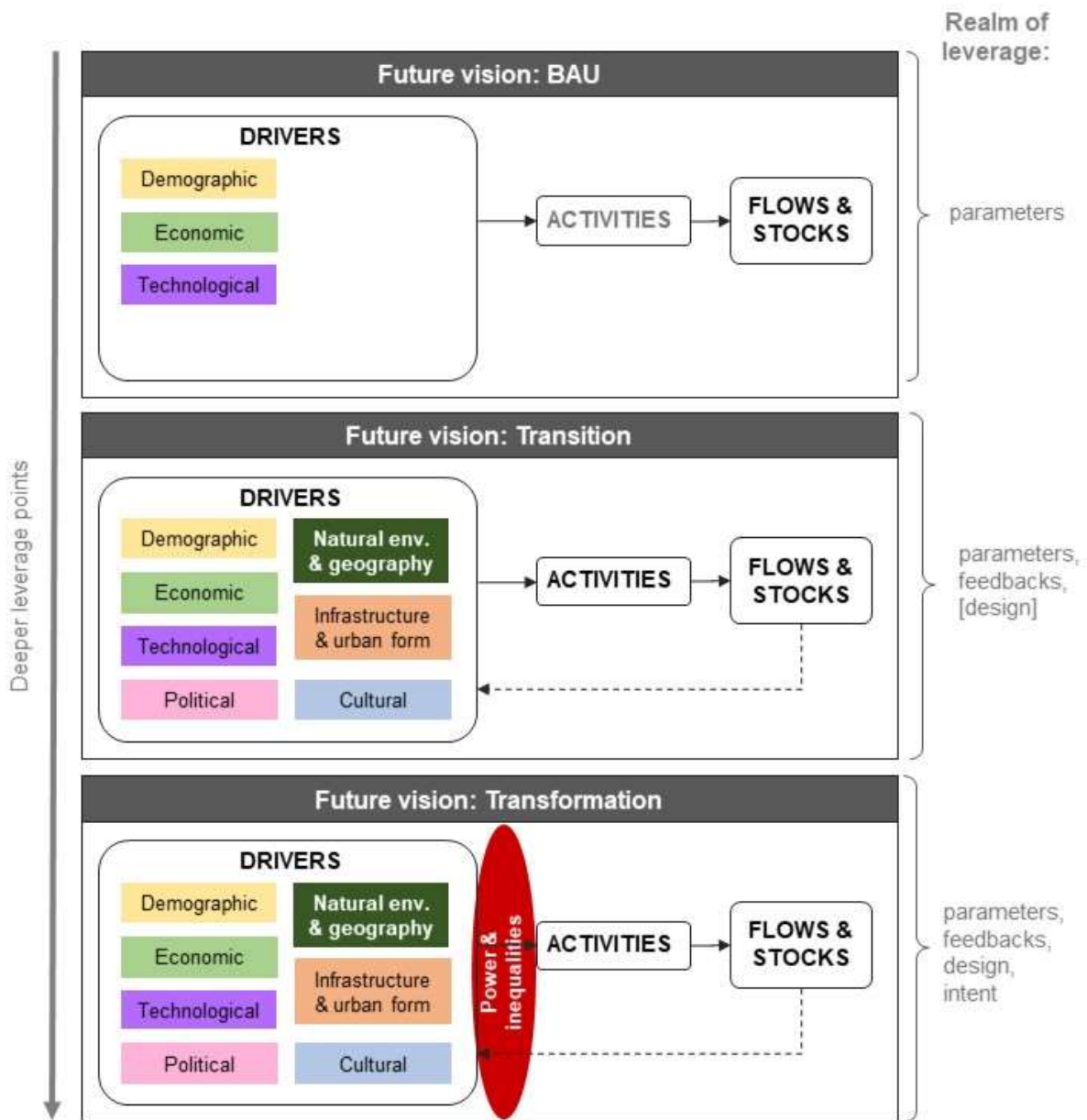


Figure 10 : Cadre proposé pour comprendre et rendre opérationnel le lien entre les drivers des flux métaboliques et trois visions communes du futur : les scénarios de maintien du statu quo (BAU, panneau supérieur), les transitions (panneau central) et les visions radicales du futur (transformation, panneau inférieur).

La section suivante présente comment cette approche a été appliquée au l'étude de cas de la gestion des biodéchets à Rennes Métropole. L'étude de cas a été développée indépendamment à des fins de recherche plus larges et les données recueillies ont ensuite été analysées de manière exploratoire en utilisant le cadre actuel et les étapes (i)-(iii) décrites précédemment. Les visions et trajectoires futures réelles seront co-développées à des étapes ultérieures du projet de recherche BEECOME 2. A ce stade, le cadre conceptuel présenté ci-dessus, est utilisé pour discuter une certaine vision de la gestion des biodéchets à Rennes Métropole, celle de la stratégie ressources et déchets récemment votée (Rennes Métropole, 2022a).

3.2.6. Etude de cas : les flux de biodéchets à Rennes Métropole

3.2.6.1. Aire d'étude et sources des données

Rennes Métropole est une agglomération de 43 municipalités et d'environ 460 000 habitants, dont Rennes, la plus grande municipalité et la capitale de la Bretagne dans le nord-ouest de la France. Bien que la ville de Rennes et quelques autres zones urbaines relativement denses concentrent la majorité de la population, la plupart des communes environnantes sont essentiellement rurales, avec de faibles densités de population (figure 11).

Les biodéchets à Rennes (dans cette étude, les biodéchets désignent les déchets alimentaires municipaux et les déchets verts/jardins) sont principalement collectés avec les déchets solides municipaux résiduels (DSM) et incinérés. D'importantes quantités de déchets verts sont également collectées séparément en déchetteries et compostées dans des plateformes de compostage centralisées (figure 11). Le compostage décentralisé, tant au niveau individuel que communautaire, est bien développé à Rennes (Bahers et Giacchè, 2018) : environ 500 sites sont actuellement installés (Rennes Métropole, 2019), même s'il est difficile d'estimer les quantités exactes de déchets qui y sont gérées. Anticipant la généralisation de l'obligation de tri à la source pour les biodéchets en 2024 (République Française, 2020), Rennes Métropole vient de voter sa Stratégie Ressources 2022-2030, annonçant une série de mesures et d'ambitions, dont une réduction de 40% des biodéchets présents dans les DMS résiduels entre 2019-2030 (Rennes Métropole, 2022a).

Un premier inventaire des *drivers* potentiels des flux a été dressé sur la base de l'analyse des documents de planification et de politique pertinents de la région (Aissani et al., 2022), et de douze entretiens semi-structurés menés avec des parties prenantes à l'automne 2021. Les documents comprenaient des rapports concernant la stratégie de gestion des déchets de Rennes Métropole, mais aussi des stratégies régionales sur l'économie circulaire, la prévention des déchets et la gestion de la biomasse. Pour les entretiens, un panel varié d'acteurs a été choisi : publics, privés, associatifs et de chercheurs impliqués dans la gestion des biodéchets sur le territoire. Un exercice de projections sur le futur des biodéchets à un horizon de dix ans leur a été demandé, ainsi qu'un recueil des enjeux politiques, économiques, spatiaux et sociaux liés aux biodéchets qu'ils ont identifiés. Pour plus de détails sur les documents consultés et un guide des entretiens semi-structurés, voir (Aissani et al., 2022).

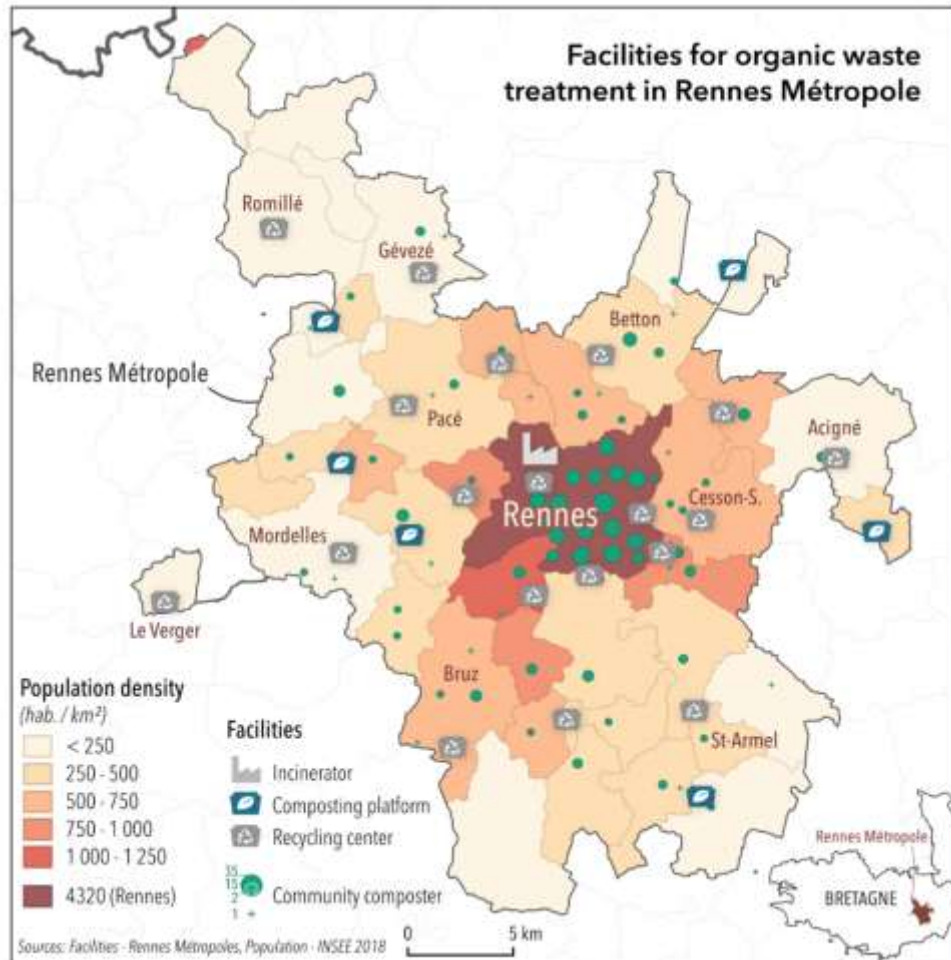


Figure 11 : Carte de Rennes Métropole et des infrastructures relatives à la gestion des déchets organiques

3.2.6.2. Identifier les principaux *drivers* et influences

Parallèlement au développement du modèle métabolique des flux de biodéchets à Rennes (voir section 3.2.1.5), un inventaire des *drivers* de ces flux a été dressé sur la base de l'analyse des entretiens avec les parties prenantes et des documents publics (voir le tableau 5 ci-dessous). Des *drivers* ont été identifiés dans toutes les catégories présentées dans le tableau 4 et la section 3.2.2.3.2, à l'exception des données démographiques. Cela est probablement dû au fait que l'influence des *drivers* démographiques sur le métabolisme urbain est souvent évidente (par exemple, une augmentation de la population entraîne une hausse de la consommation totale de matériaux) et presque impossible à influencer (caractéristiques sociodémographiques des ménages telles que la taille ou le niveau d'éducation). Mais, de manière générale, les huit catégories de *drivers* se sont avérées être un échafaudage utile pour la compilation de l'inventaire.

Catégorie	Driver	Drivers spécifiques pour RM (sur la base des interviews et documents)
Démographie	Taille de la population	
	Densité démographique	
	Propriétés du logement	
	Profil sociodémographique des ménages	
Economie	Activité économique/ niveau de développement économique (PIB)	L'économie circulaire pour protéger l'économie française
	Revenu des ménages	Une taxe municipale incitative
	Structure de l'économie - spécialisation économique	L'économie sociale et solidaire, clé de l'innovation locale
	Consommation de produits de consommation	Le PRPRGD1 vise à améliorer l'efficacité de la production et de la consommation
Culturel	Modes de vie et niveaux de vie	Visibilité des déchets ; visibilité de la surconsommation RM2 pour offrir le compostage à <150m
	Niveaux de sensibilisation à l'environnement	Personnes qui compostent : forte sensibilisation Les personnes qui sont informées de la quantité de déchets qu'elles produisent compostent davantage. Les "cultures énergétiques" pour alimenter les digesteurs choquent les gens.
Politique	Campagnes d'éducation	Un changement de mentalité est nécessaire (par exemple pour la réutilisation sur place des déchets verts). Rôle central des autorités pour accompagner les citoyens, les sensibiliser, et mettre en place les conditions (triptyque RM : sensibilisation, communication, formation).
	Règles et réglementations	Lois nationales AGEC3 & LTVEC4 L'obligation de séparation à la source d'ici 2023

	Politique et planification	Volonté politique de faire bouger les choses (RM) Synergies avec la stratégie alimentaire et la SRB5 Les coûts élevés de la collecte sélective sont importants pour la RM et le budget est principalement consacré à la collecte et non à la prévention.
	Agencement et capacité	Capacité accrue des utilisateurs et cadre établi pour le compostage Consultation publique pour la Stratégie 2030
Environnement naturel et géographie	Climat (température moyenne)	Temps humide, beaucoup de déchets de jardin
	Ressources locales	Les biodéchets, une ressource locale importante Le compost en tant que produit : normes de qualité Sols locaux pauvres (jardins urbains)
	Géographie	Proximité des terres agricoles/exploitation Un rayon de 30-50 km pour la gestion des biodéchets Sols riches en Bretagne, sensibles au lessivage de N et P par le bétail.
Technologie	Efficacité de la technologie de traitement	
	Technologies émergentes	Adapté au territoire (ex : composteur électromécanique)
	Intensité des émissions/de l'énergie	Emissions de la collecte (solutions de transport vertes favorables)
	Caractéristiques du processus de la technologie de traitement	La nécessité d'une alimentation constante du digesteur Taille des infrastructures (ex. digesteurs, plates-formes de compostage) ; besoin d'interterritorialité Saisonnalité des déchets de restauration
Infrastructure et forme	Caractéristiques des bâtiments	Appartements ou maisons avec jardin
	Densité urbaine/ degré d'urbanisation	Centre ville dense et urbain vs zones rurales en périphérie

	Formes de transport	
	Infrastructures existantes	<p>Incinérateur</p> <p>TMB : il faut les utiliser, mais les éliminer progressivement.</p> <p>Nécessité d'alimenter les digesteurs existants</p>
Pouvoirs et inégalités	Accumulation du capital, flux de richesses	<p>Les acteurs privés préfèrent les grands périmètres et infrastructures</p> <p>La digestion anaérobie nécessite des investissements élevés (même décentralisée).</p>
	Relations rurales-urbaines	<p>L'incitation à la tarification, destinée aux territoires ruraux, s'applique également aux villes.</p> <p>La digestion est surtout utilisée pour cacher le problème du fumier et présentée comme une solution verte.</p>
	Inégalités intra-urbaines / différenciation sociale	<p>Des citoyens volontaires devant gérer les déchets de tout le monde</p> <p>Problème de renouvellement de la population dans les quartiers pauvres.</p> <p>Besoin de solutions plus nombreuses et différentes, en fonction des besoins des citoyens (tout le monde ne peut ou ne veut pas composter)</p> <p>Les politiques actuelles favorisent les classes sociales supérieures et perpétuent les inégalités : le compost a besoin d'un jardin.</p> <p>Les sites de compostage comme lieux de socialisation</p>
	Relations de pouvoir et conflits	<p>Les citoyens ont le sentiment que leur voix n'est pas entendue</p> <p>Les acteurs locaux multiplient la concurrence entre eux</p> <p>Certains "grands acteurs" ne sont toujours pas disposés à faire la transition</p> <p>Côté politique des collectivités : elles doivent conduire le changement tout en limitant les coûts à court terme</p>

Tableau 5 : Drivers des flux et des stocks de biodéchets à Rennes Métropole - inventaire préliminaire

Les *drivers* politiques et culturels, en particulier les niveaux de sensibilisation à l'environnement, les campagnes d'éducation et la politique et la planification, ont été fréquemment mentionnés par les parties prenantes et les documents publics. Ces *drivers* sont liés à la grande importance accordée à la prévention des déchets, et donc au rôle important que les citoyens/consommateurs devront assumer. En effet, la sensibilisation et la promotion de formations sont au cœur de la façon dont Rennes Métropole conçoit son rôle en matière de gestion des déchets (Rennes Métropole, 2022a). Cet accent mis sur l'action individuelle est logique lorsque l'on se concentre sur les déchets ménagers, comme dans notre cas. Dans le même temps, elle occulte la manière dont les décisions et les actions en amont du consommateur (par exemple, les emballages, les options de vente au détail) pourraient réduire les déchets au niveau des ménages.

Le discours de Rennes Métropole, tel qu'il ressort des différents rapports et politiques, est un discours techno-managérial, mettant l'accent sur la politique et la technologie. D'autre part, les autres parties prenantes sont plus enclines à discuter des *drivers* dans la catégorie du pouvoir et des inégalités. Elles ont souligné les tensions et les conflits entre les acteurs, les quartiers et les territoires, comme la résistance de certains acteurs industriels puissants à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement, ou le système actuel de tarification des déchets qui favorise les classes aisées et perpétue les inégalités. Les parties prenantes ont également discuté des relations de pouvoir entre les acteurs et ont souligné la nécessité d'une plus grande complémentarité territoriale, ainsi que la nécessité de réduire les inégalités et de mettre en place des infrastructures axées sur les citoyens. Bien que cette variété de *drivers* liés au pouvoir et aux inégalités découle inévitablement du type de questions posées lors des entretiens, c'est précisément parce que ces questions ont été posées qu'il a été possible d'obtenir un engagement aussi riche avec les problèmes sociopolitiques et territoriaux, au-delà des *drivers* technologiques typiques.

3.2.6.3. Influence des *drivers* sur les flux et ces futurs tels qu'envisagés dans la Stratégie 2030

En examinant la vision future exposée dans la stratégie des déchets et des ressources pour 2030, et en tenant compte de la discussion ci-dessus sur les *drivers* du métabolisme des biodéchets à Rennes, trois omissions principales ont été identifiées :

- En ce qui concerne le *driver* des relations rurales-urbaines, il montre une diversion plutôt qu'une synergie des flux vers les zones rurales. De plus, il n'y a pas de réflexion sur la bioéconomie et l'autonomie alimentaire en termes de bouclage des flux et de réparation de la rupture métabolique. L'arrière-pays rural est donc toujours considéré comme un récepteur de déchets organiques, et non comme un partenaire métabolique.
- La structure tarifaire actuelle produit des tensions intra-urbaines. Si le système est pertinent pour les zones rurales, il est peu adapté à l'intérieur de la ville et notamment aux zones denses et populaires. Le *driver* des inégalités intra-urbaines est peu pris en compte.
- Le poids des infrastructures existantes et nouvelles n'est pas suffisamment pris en compte dans le rapport. Ces infrastructures peuvent avoir des implications très différentes sur la gestion interterritoriale des déchets organiques à long terme selon le niveau d'investissement, le dimensionnement, les besoins d'approvisionnement et la modularité.

En conclusion, la stratégie 2030 de Rennes Métropole ne prend pas en compte les infrastructures et les *drivers* "pouvoirs et inégalités", et en tant que telle, combinée à l'accent mis sur la techno-politique, il s'agit d'un scénario de transition plutôt que de transformation, qui ne répond pas au besoin de futurs radicalement différents.

3.2.6.4. Utilité et applicabilité du cadre de travail

Après avoir appliqué le cadre proposé dans l'étude de cas, il apparaît comme un cadre utile pour identifier un large éventail de *drivers*, et pour localiser les angles morts dans les stratégies des acteurs publics et privés. Ces aspects sont tous deux importants pour envisager des futurs au-delà des scénarios techno-managériaux de type BAU. D'un autre côté, l'opérabilité du cadre pourrait être considérablement améliorée, par exemple en introduisant une hiérarchie de prépondérance pour les *drivers*, ce qui permettrait de se concentrer davantage et donc de faciliter la vue d'ensemble pour toutes les parties prenantes. En effet, le cadre est réflexif et à construire, plutôt qu'un outil prêt à l'emploi, ce qui crée une complexité d'appropriation pour les acteurs.

3.3. Développement préliminaire d'un modèle dynamique de la gestion des biodéchets des ménages sur la base des *drivers* et de scénarios de contraintes

Le modèle dynamique développé a pour objectif la simulation de la dynamique de la production et de la gestion des biodéchets de Rennes Métropole (DCT et déchets verts des ménages uniquement à ce stade du projet). Il montre l'évolution

de deux éléments : la production des biodéchets et leur répartition entre les différents moyens de collecte et de traitement. Cette simulation est réalisée sur un horizon temporel de 10 ans : de 2021 à 2031, en phase avec l'échelle temporelle des entretiens (cf. 3.2.2.3) et des séries temporelles étudiées pour le développement du modèle métabolique (cf. 3.). Cette simulation prend en compte l'influence des *drivers* territoriaux sur la production et la répartition et les inflexions permises par les scénarios de contraintes.

Ce travail de modélisation dynamique a été réalisé grâce à deux stagiaires (Mathieu Maguet et Ariane Mathgen) co-encadrés avec des chercheurs du LISC à INRAE Clermont-Ferrand (Jean-Denis Mathias et Sylvie Huet). Ce travail a été restreint, pour des questions de temps et de données disponibles, aux DCT et déchets verts produits uniquement par les ménages.

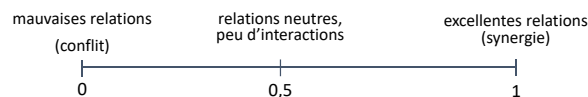
3.3.1.1. Prise en compte des *drivers*

L'analyse des entretiens des acteurs de Rennes Métropole a permis de dégager :

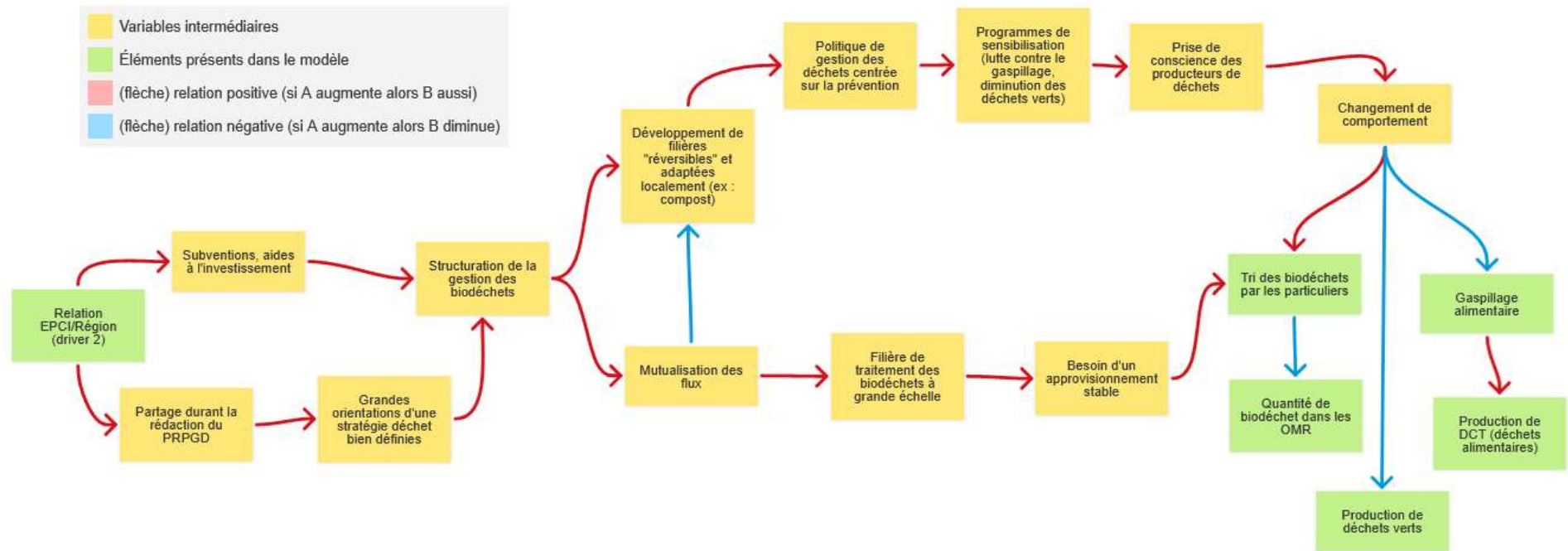
- Des *drivers* : des caractéristiques du territoire pouvant influencer la production des biodéchets des ménages et leur répartition dans les filières de valorisation du territoire. Deux *drivers* ont été identifiés : un quantitatif (nombre d'options de tri à la source des biodéchets à la disposition de chaque ménage) et un qualitatif (niveau d'interaction entre l'EPCI et sa Région) mais leur relation avec la production et la gestion des biodéchets des ménages restent à consolider via la bibliographie et des entretiens avec des acteurs d'autres territoires ayant déjà éprouvés ces *drivers*.
- Des scénarios de contraintes : des scénarios temporels marqués par une évolution des contraintes réglementaires, sociales ou économiques quant à la gestion des biodéchets. Un scénario dynamique avec deux paliers de contraintes : 2024 avec l'obligation du tri à la source, puis, 2027 avec des contraintes supplémentaires pesant sur la gestion des déchets verts.

D'autres *drivers* pourront être identifiés dans la suite du projet. A ce stade, il s'agissait seulement de tester l'intégration et l'impact des *drivers* dans un modèle dynamique. Dans le modèle dynamique, les *drivers* sont pris en compte comme suit :

- *Driver 1* (quantitatif) : nombre de solutions de tri à la source offert à chaque habitant par la collectivité. Cas Rennes Métropole : $driver_1 = 1$
- *Driver 2* (qualitatif) : type et force des relations entre l'EPCI (Rennes Métropole) et la Région (Bretagne). Choix de modélisation pour ce *driver* : $driver_2 \in [0,1]$



Concernant le *driver 2* par nature qualitatif, un premier travail d'exploration de la chaîne de cause à effet (sur la base de la méthodologie de *causal loop diagram*) a été entamé au sein du consortium pour tenter d'identifier l'impact d'une amélioration des relations entre EPCI et régions (Figure 12) sur la production des biodéchets et leur valorisation. Ce travail devra être confronté, d'ici la fin du projet, à la vision des acteurs du territoire de Rennes Métropole lors d'un atelier avec ces derniers (atelier prévu à la fin du printemps – début de l'été 2022).



Plus le driver 2 est élevé plus la production de biodéchets sera réduite (moins fort si concentré sur mutualisation des flux) moins on a de déchets dans les OMR

Figure 12 : Travail d'exploration des liens de cause à effet d'une amélioration des relations entre EPCI et Région

Les hypothèses du modèle dynamique concernant le devenir des biodéchets des ménages sont :

- Pour les DCT :
 - S'ils sont en mélange avec les OMR, ils sont envoyés en incinération ;
 - S'ils sont triés à la source, ils sont compostés via soit un compostage individuel soit un compostage de proximité ;
 - S'ils sont triés à la source et collectés séparément, ils sont envoyés en méthanisation.
- Pour les déchets verts :
 - S'ils sont déposés en déchèteries, ils sont envoyés vers une plateforme de compostage ;
 - S'ils sont triés à la source, ils sont compostés à domicile ;
 - S'ils sont triés à la source et collectés séparément, ils sont envoyés vers une plateforme de compostage ;
 - Cas particulier des végétaux ligneux, qui peuvent être broyés pour un usage en paillage.

D'autres hypothèses ont été posées (tableau 6) :

- La notion de « Classe d'habitat » : habitats dont les caractéristiques propres et de l'environnement urbain ouvre potentiellement aux mêmes filières de gestion des biodéchets
- La notion de « Filières envisageables » : filières qui peuvent exister pour un habitat donné, mais ne sont pas forcément ouvertes.
- La notion de « Filières ouvertes » : filières effectivement mises en place, et notamment organisées et/ou soutenues avec des ressources (financières, matérielles, humaines) de la collectivité. Cas particulier : le compost est facilement faisable sans soutien extérieur donc il peut être ouvert dès qu'il est envisageable.

Type de déchet	Filière	Classe d'habitat			
		1	2	3	4
Déchets verts	Déchèterie + plateforme de compostage	Envisageable/ouverte 0	Envisageable/ouvert e 0	Envisageable/ouverte te 0,83	Envisageable/ouverte verte 0,63
	Compostage individuel	Non envisageable/ fermée 0	Envisageable/fermé e 0	Envisageable/ouverte te 0,09	Envisageable/ouverte verte 0,37
	Collecte séparée + plateforme de compostage	Envisageable/fermée 0	Envisageable/fermé e 0	Envisageable/ouverte te 0,08	Non envisageable/fermée 0
	Broyage + paillage	Non envisageable/fermée 0	Non envisageable/fermé e 0	Envisageable/fermée ée 0	Envisageable/fermée rmée 0
DCT	OMR + incinération	Envisageable/ouverte 1	Envisageable/ouvert e 0,85	Envisageable/ouverte te 0,63	Envisageable/ouverte verte 0,30
	Compostage individuel et de proximité	Non envisageable/fermée 0	Envisageable/ouvert e 0,15	Envisageable/ouverte te 0,37	Envisageable/ouverte verte 0,70
	Collecte séparée + méthanisation	Envisageable/fermée 0	Envisageable/fermé e 0	Envisageable/fermée ée 0	Non envisageable/fermée rmée 0

Tableau 6 : Inventaire des filières envisageables et ouvertes par classe d'habitat et par type de déchet et des proportions de déchets traités sur la base du modèle métabolique construit en tâche 2.1

3.3.1.2. Calcul de la production des biodéchets et de son évolution

La production des biodéchets (DCT et déchets verts des ménages) dépend de la population et d'un facteur de réduction en (figure 13). Les équations de calcul sont les suivantes :

$$\forall \text{ classe d'habitat } i, \text{ Prod}_i(t) = \text{Population}_i(t) * [p_{hab,ref} - \text{Réduction}(t)] \text{ et } \text{Production}_{tot}(t) = \sum_{i=1}^4 \text{Prod}_i(t)$$

Ce calcul est réalisé toutes choses étant égales par ailleurs, c'est-à-dire sans prise en compte de possibles changements des régimes alimentaires de la population (croissante ou décroissance de la nourriture industrielle consommée et l'impact induit sur la production de déchets inévitables (pelures et parties non comestibles des aliments)¹. Le terme $p_{hab,ref}$ ne varie donc pas. Seul le terme $\text{Réduction}(t)$ varie.

La variation du terme $\text{Réduction}(t)$ s'appuie sur une évolution sigmoïdale traduisant la réduction de la part des DCT évitables, ces derniers représentant, selon l'OEB², 20% de la masse des DCT des ménages produits. Cette réduction, comprise entre 5 et 20% dans le modèle (20% étant le taux maximum des déchets évitables dans les DCT), est dépendante de la valeur du *driver 2*, plus la valeur du *driver 2* augmente, plus la valeur de la réduction augmente (figure 14). Dans le cas de Rennes Métropole, la valeur du *driver 2* ayant été estimée en première approche à 0,5, le taux de réduction des DCT est calculée à 12,5% (moyenne entre 5 et 20%).

¹ En contrepartie la production de déchets (inévitables) pourrait être déplacée vers le stade de la transformation.

² Nous avons trouvé différentes valeurs de proportion de déchets évitables dans les DCT des ménages et notamment une valeur issue de l'ADEME estimant ce taux à 12%. Nous avons choisi de retenir comme valeur celle de l'OEB, la jugeant plus représentative du contexte breton.

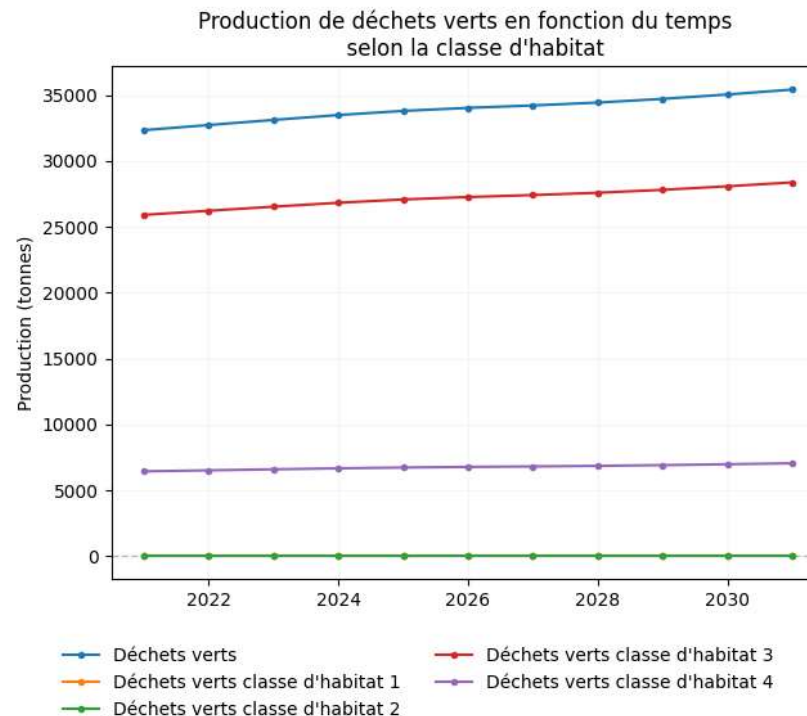
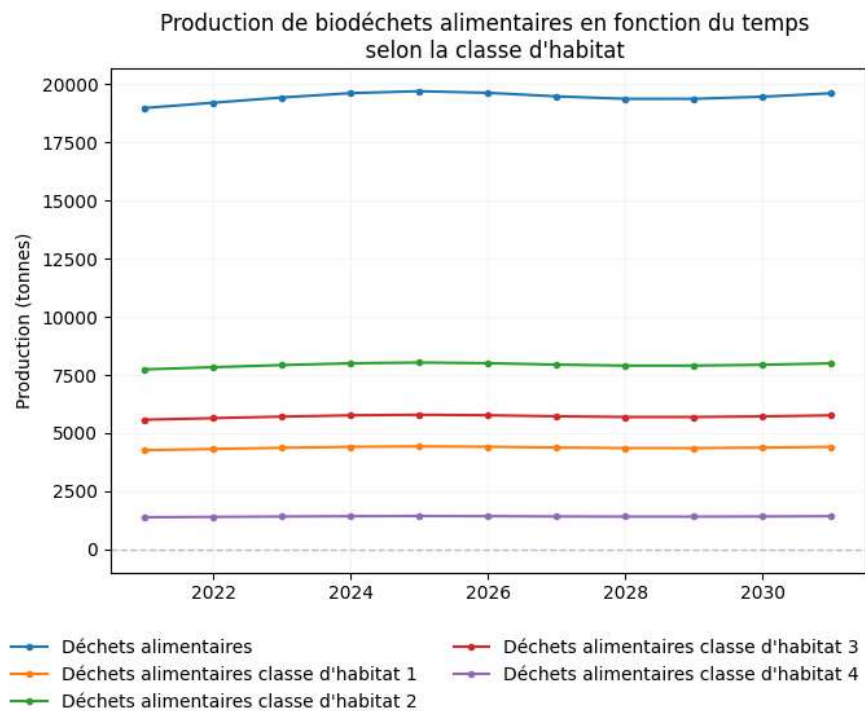


Figure 13 : Evolution de la production des DCT et déchets verts des ménages en fonction de la classe d'habitat et au regard de la sigmoïde de réduction sur la part évitable des DCT pour le territoire de Rennes Métropole

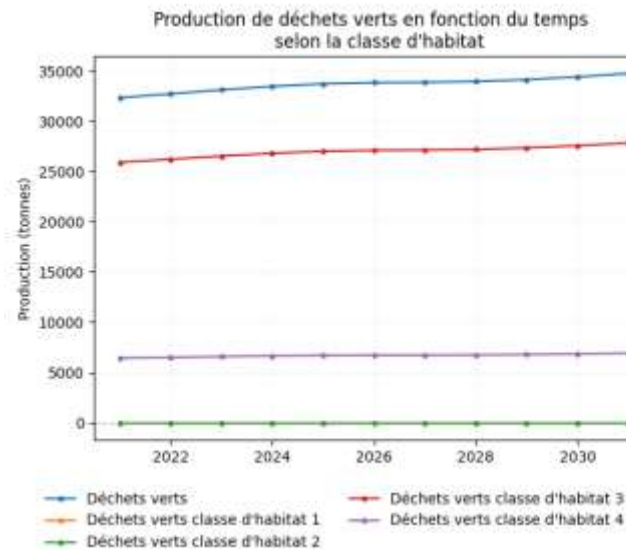
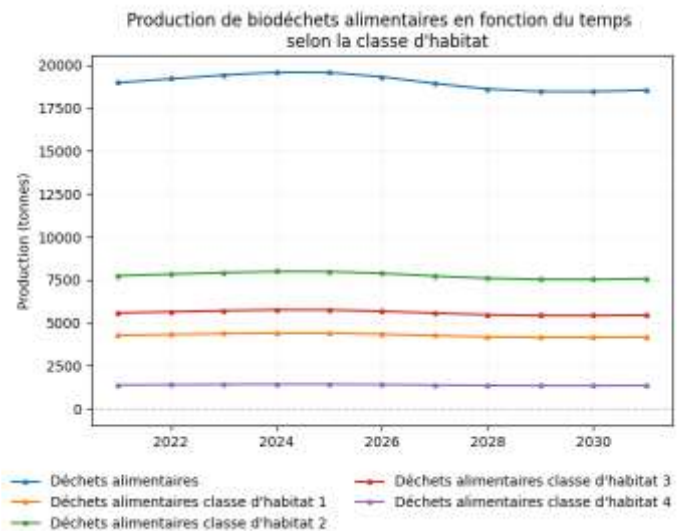
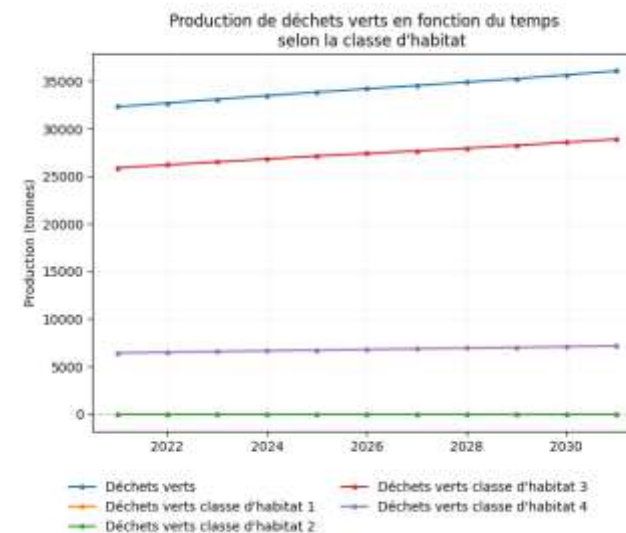
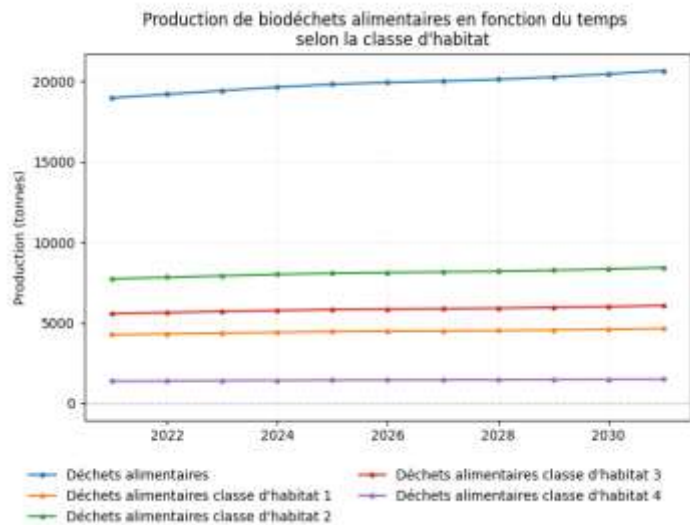


Figure 14 : Evolution de la production des DCT des ménages (à gauche) et des déchets verts des ménages (à droite) si la valeur du driver 2 varie (0 en haut et 1 en bas) pour le territoire de Rennes Métropole

3.3.1.3. Mise en œuvre des scénarios de contraintes de valorisation

Le modèle est alors soumis au **scénario de contraintes avec le premier palier de contraintes (scénario 1)** qui est l'obligation de tri à la source des biodéchets (loi AGEC) effective au 1^{er} janvier 2024 limitant ainsi la part des biodéchets des ménages dans les OMR. Ce scénario entraîne l'ouverture de filières (collecte séparée, compostage et méthanisation) et la réduction d'autres (incinération), le nombre de ces filières dépendant de la valeur du *driver* 1. Pour le cas de Rennes Métropole, une seule filière au maximum est ouverte par classe d'habitat selon ce qui est envisageable (comme décrit *supra* dans le tableau 6). Dans le modèle, cela se traduit par deux options (tableau 7) :

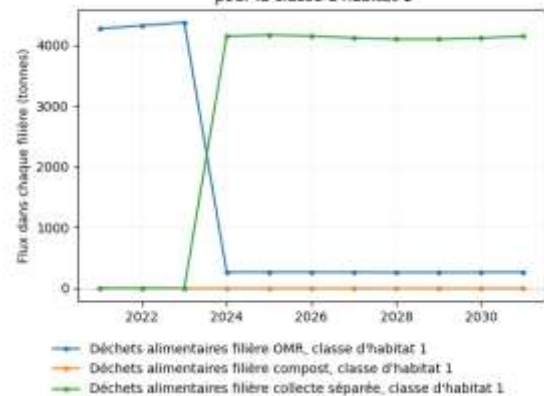
- Scénario 1a : Rennes Métropole priorise le compostage des DCT pour les classes d'habitat pour lesquelles c'est possible (classes d'habitat 2, 3 et 4) et met en place une collecte séparée sinon (classe d'habitat 1)
- Scénario 1b : Rennes Métropole priorise la mise en œuvre de la collecte séparée des DCT pour les classes d'habitat pour lesquelles c'est possible (classes d'habitat 1, 2 et 3) et encourage le compostage (classe d'habitat 4)

	Classe d'habitat 1			Classe d'habitat 2			Classe d'habitat 3			Classe d'habitat 4		
	Ref 2021	a	b	Ref 2021	a	b	Ref 2021	a	b	Ref 2021	a	b
OMR + incinération	1	0,05	0,05	0,85	0,05	0,05	0,63	0,05	0,05	0,3	0,05	0,05
Compostage individuel et de proximité	-			0,15	0,95	0,15	0,37	0,95	0,37	0,7	0,95	0,95
Collecte séparée + méthanisation	0	0,95	0,95	0	0	0,80	0	0	0,58	-		

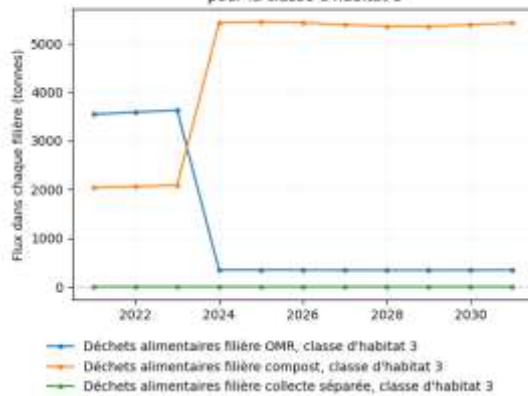
Tableau 7 : Inventaire des filières envisageables et ouvertes par classe d'habitat et par type de déchet et des proportions de déchets traités

En 2024, la contrainte appliquée, quel que soit le type d'habitat, se traduit par un taux de DCT des ménages dans les OMR de 5% (pour le moment cette valeur cible a été fixée arbitrairement pour les besoins de développement du modèle). Dès lors, selon le type d'habitat et la variante a ou b du scénario 1, les DCT des ménages vont être dirigés dans différentes filières (figures 15 et 16). A ce stade de développement du modèle, le taux de 5% de DCT dans les OMR est atteint « instantanément » en 2024. Dans la réalité, ce taux (ou un autre) sera atteint progressivement ce qui se traduira dans le modèle par une dynamique temporelle de changement plus progressive.

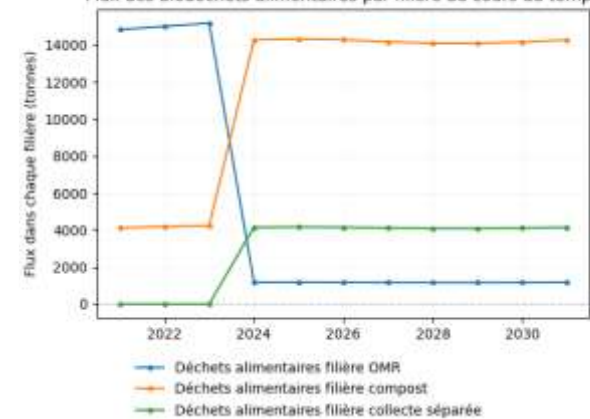
Flux des biodéchets alimentaires par filière au cours du temps pour la classe d'habitat 1



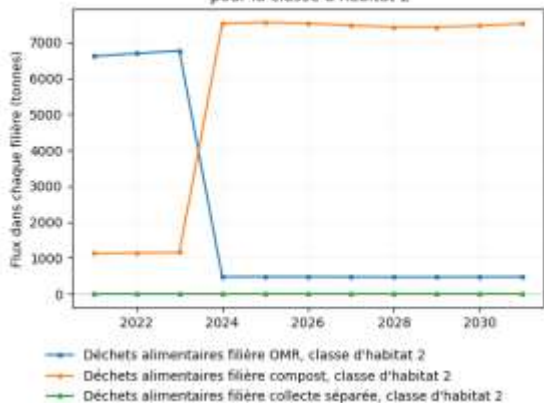
Flux des biodéchets alimentaires par filière au cours du temps pour la classe d'habitat 3



Flux des biodéchets alimentaires par filière au cours du temps



Flux des biodéchets alimentaires par filière au cours du temps pour la classe d'habitat 2



Flux des biodéchets alimentaires par filière au cours du temps pour la classe d'habitat 4

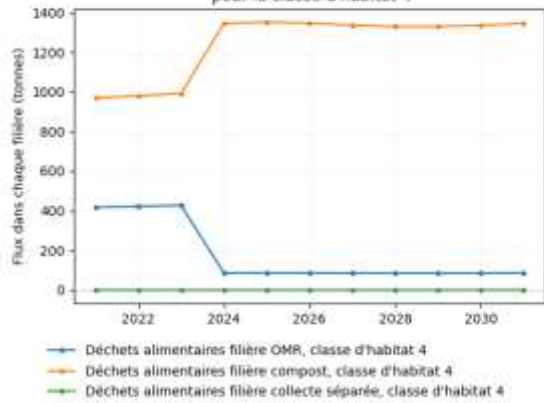


Figure 15 : Evolution des modes de gestion des DCT des ménages selon les classes d'habitat (4 graphiques de gauche) et pour l'ensemble du territoire (le graphique de droite) lors de la mise en œuvre du scénario 1a pour Rennes Métropole à partir de 2024

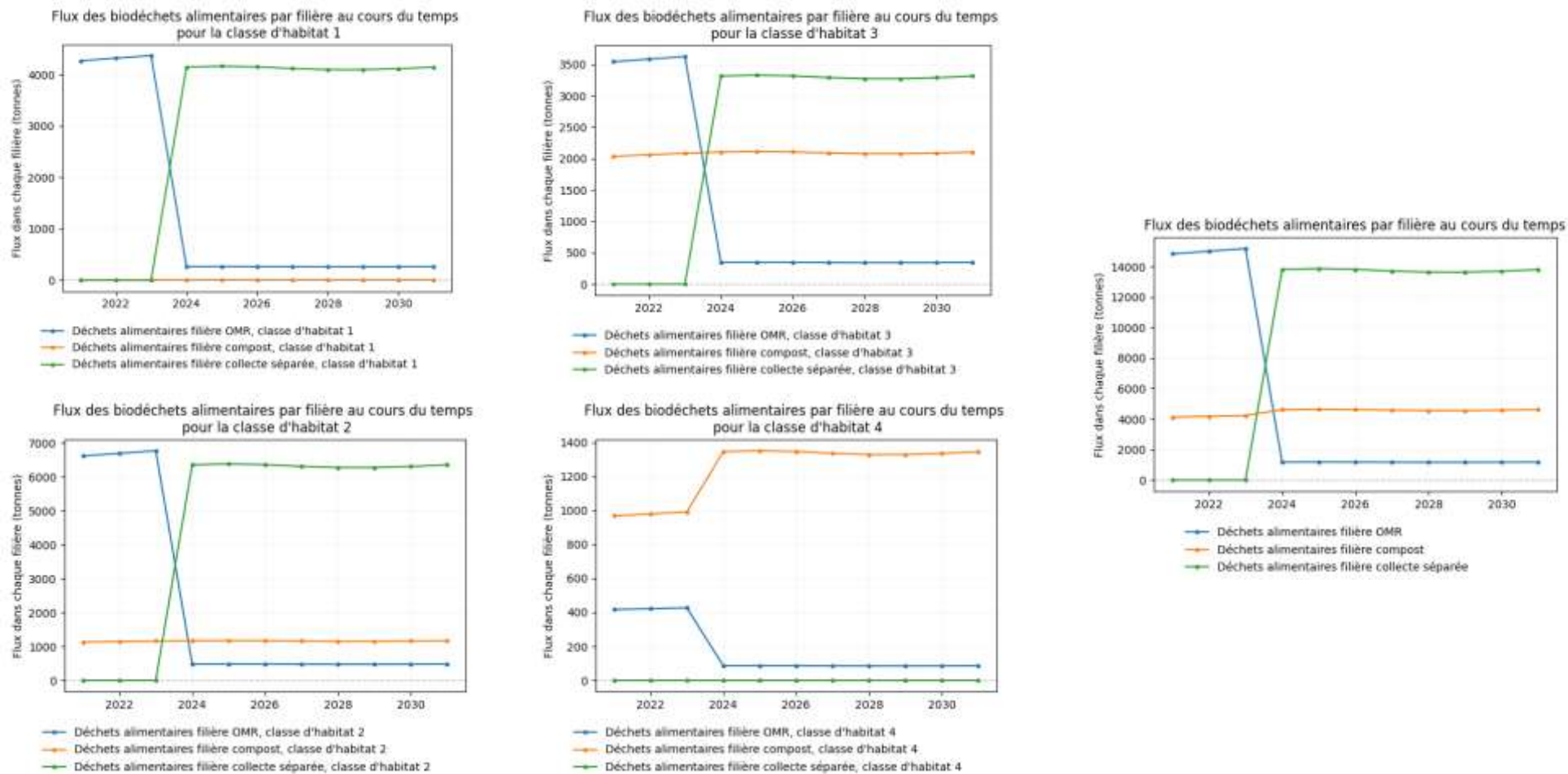


Figure 16 : Evolution des modes de gestion des DCT des ménages selon les classes d'habitat (4 graphiques de gauche) et pour l'ensemble du territoire (le graphique de droite) lors de la mise en œuvre du scénario 1b pour Rennes Métropole à partir de 2024

Les figures 15 et 16 explorent des alternatives différentes en termes de priorité de la métropole pour une mise en œuvre favorisée soit du compostage dans tous les cas pour lesquels c'est possible (figure 15) soit de la méthanisation dans tous les cas pour lesquels c'est possible (figure 16). Il s'agit bien ici de **deux trajectoires différentes** pour la transition du territoire de Rennes Métropole en termes de gestion des DCT des ménages. Ces deux trajectoires présentent sans aucun doute des intérêts et inconvénients à évaluer (cette évaluation est proposée dans le cadre du projet BEECOME 2 soumis à l'APR GRAINE 2021).

Le modèle est ensuite soumis **au scénario de contraintes avec le deuxième palier de contraintes (scénario 2)** qui est l'interdiction de dépôts en déchèteries des déchets verts ligneux à l'horizon 2027. Ce scénario entraîne l'augmentation de la part de la filière broyage-paillage pour les classes d'habitat 3 et 4 produisant ces types de déchets (figure 17). Par ailleurs, le scénario 1a a aussi l'avantage d'augmenter la part de déchets verts non ligneux (tontes de pelouse, feuilles) compostés lors de la mise en œuvre du compostage à domicile. A ce stade de développement du modèle, seule **une trajectoire** apparaît pour la transition du territoire de Rennes Métropole en termes de gestion des déchets verts notamment non ligneux. Une autre option pourrait être modélisée (mais elle requiert un grand nombre de données), il s'agit d'une gestion plus durable des jardins avec la mise en place d'essences à pousse plus lente. Dès lors **une deuxième trajectoire** apparaîtrait pour la production et la gestion des déchets non ligneux.

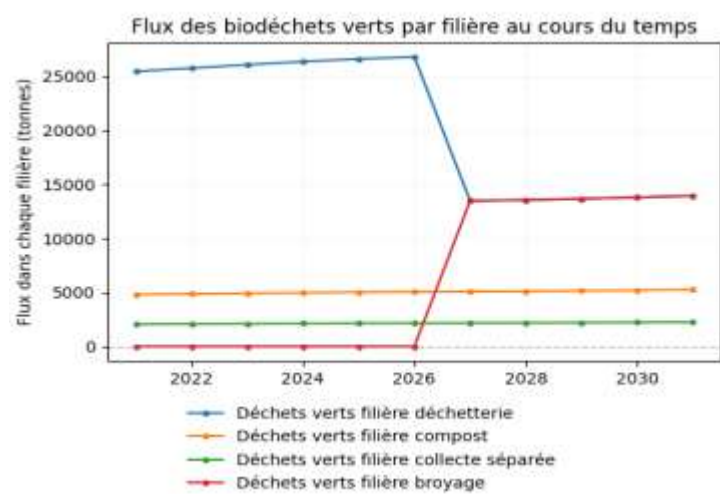
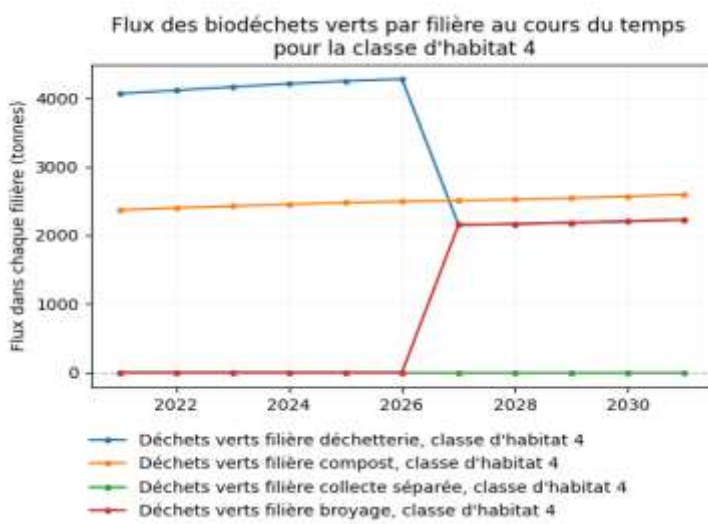
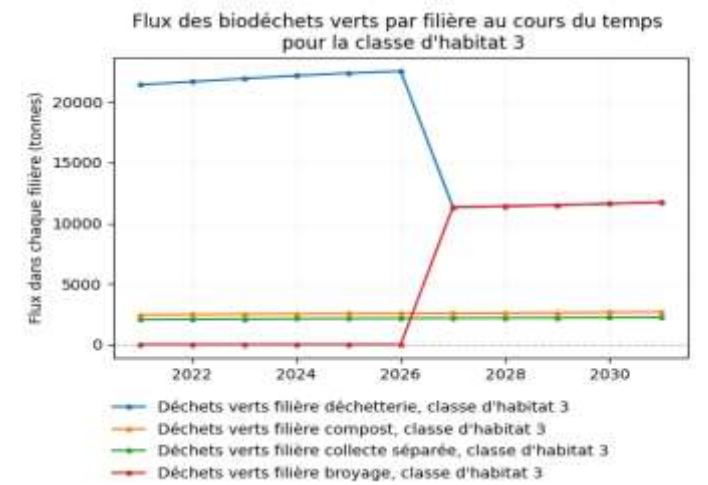


Figure 17 : Evolution des modes de gestion des déchets verts des ménages selon les classes d'habitat concernés (2 graphiques de gauche) et pour l'ensemble du territoire (le graphique de droite) lors de la mise en œuvre du scénario 2 pour Rennes Métropole à partir de 2027

4. Bilan des avancées du projet

A l'issue du projet, la faisabilité du concept BEECOME a pu être démontrée : modélisation des trajectoires de transition d'un territoire pour une gestion circulaire de ces biodéchets sur la base de la compréhension du métabolisme territorial des flux de biodéchets et de l'identification des *drivers* territoriaux déterminants via des interviews d'acteurs.

DEVELOPPEMENTS METHODOLOGIQUES

- Revue de littérature pour l'identification des *drivers* territoriaux et des méta-registres associés
- Proposition d'un cadre conceptuel d'analyse de ces *drivers* territoriaux dans un contexte de gestion des biodéchets
- Analyse des futurs associés et des points de leviers que peuvent représenter les *drivers* pour un territoire

APPLICATION POUR LE TERRAIN D'ETUDE : RENNES METROPOLE

- Construction et quantification du métabolisme territorial des flux de biodéchets (alimentaires et déchets verts des ménages) et apport d'une dimension temporelle
- Conduite d'entretiens semi-directifs auprès d'une dizaine d'acteurs variés de la gestion des biodéchets du territoire de Rennes Métropole. Durant ces entretiens, réalisation d'un exercice de projection à 10 ans sur leur vision souhaitée de valorisation des biodéchets et l'identification des leviers et freins à une telle vision
- Identification de *drivers* territoriaux sur la base de ces entretiens à intégrer au modèle dynamique
- Identification de scénarios de contraintes sur la base de ces entretiens à intégrer au modèle dynamique
- Proposition d'un modèle dynamique de base pour la production et la gestion des biodéchets avec une première intégration de deux *drivers* (l'un qualitatif et l'autre quantitatif) et de deux scénarios de contraintes (l'un pour les DCT et l'autre pour les déchets verts)
- Simulation de trajectoires différenciées de transition du territoire de Rennes Métropole pour sa gestion des biodéchets

PERSPECTIVES : PROJET BEECOME 2

Le projet BEECOME 2, lauréat de l'APR GRAINE 2022, débutera en 2023 pour 42 mois. Il aura pour objectif :

- La consolidation des acquis méthodologiques tant sur le cadre conceptuel d'analyse des *drivers* que sur la mise en œuvre d'une simulation mathématique des trajectoires de transition sur la base de l'analyse de ces *drivers* ;
- La mise en œuvre pour différents territoires d'études présentant des gestions des biodéchets contrastées ;
- L'évaluation environnementale contextualisée des trajectoires de transition simulées de ces territoires d'études ;
- La co-construction d'un outil simplifié pour aider les territoires à identifier leurs points de leviers et simuler des trajectoires de transition voire même de transformation.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

PARTIE INTRODUCTIVE

- ADEME, 2012. Guide méthodologie du compostage partagé (ou semi-collectif).
- ADEME, 2015. Le compostage : ce qu'il faut retenir.
- ADEME, EVEA, É. et A., Ingénierie, S., CORNELUS, M., ROUSSEAU EL HABTI, A., 2021. Impacts environnementaux de filières de traitements biologiques des déchets alimentaires : compostages et méthanisations.
- Adhikari, B.K., Trémier, A., Martinez, J., Barrington, S., 2012. Home composting of organic waste – part 1: effect of home composter design. *Int. J. Environ. Technol. Manag.* 15, 417–437.
- Aissani, L., Laurent, F. (2016). Un outil de diagnostic territorial pour la conception et l'évaluation environnementale de scénarios de méthanisation territoriale : Une expérience de décloisonnement des questions technique, environnementale et territoriale. Séminaire L'évaluation environnementale au-delà des procédures - Regards croisés sur les démarches de prise en compte de l'environnement pour améliorer la qualité des projets et des décisions, AgroParisTech, 5 et 6 septembre 2016, Paris
- Aissani, L., Pradel, M., Tremier, A., Girault, R. (2018). Comment l'écoconception contribue-t-elle à l'économie circulaire ? Cas des filières de valorisation des déchets organiques. Atelier thématique annuel du réseau EcoSD, 3 octobre 2018, Chatillon
- Arnsperger, C., Bourg, D. (2016). Vers une économie authentiquement circulaire. Réflexions sur les fondements d'un indicateur de circularité. *Revue de l'OFCE*, 145(1) : 91-125.
- Baas, L., et Boons, F. (2004). An industrial ecology project in practice: Exploring the boundaries of decision-making levels in regional industrial systems. *Journal of Cleaner Production*, 1073-1085.
- Bahers, J-B., Durand, M., Beraud, H. (2017). Quelle territorialité pour l'économie circulaire ? Interprétation des typologies de proximité dans la gestion des déchets. *Flux – Cahiers scientifiques internationaux Réseaux et territoires, Metropolis / Université Paris-Est Marne la Vallée*, 109-110 (3) : 129-141
- Bahers, J-B., Barles, S., Durand, M. (2018). Urban Metabolism of Intermediate Cities: The Material Flow Analysis, Hinterlands and the Logistics-Hub Function of Rennes and Le Mans (France). *Journal of Industrial Ecology*, 23(3) : 686-698
- Barles, S. (2014). L'écologie territoriale et les enjeux de la dématérialisation des sociétés : l'apport de l'analyse des flux de matières. *Développement durable et territoires*, (1) :1-19.
- Barles, S. (2015). The Main Characteristics Of Urban Socio-Ecological Trajectories: Paris (France) From The 18th To The 20th Century. *Ecological Economics*, 118 : 177-185.
- Beaurain, C., Lenoir Varlet, D. (2015). Régulation des interactions au sein d'un réseau territorialisé d'entreprises dans le cadre de l'écologie industrielle. L'exemple de l'agglomération dunkerquoise. *Revue d'économie industrielle*, 152 (4): 173-206.

- Bognon, S., Barles, S., Billen, G., Garnier, J. (2018). Approvisionnement alimentaire parisien du XVIIIe au XXIe siècle : les flux et leur gouvernance. Récit d'une trajectoire socioécologique. *Natures Sciences Sociétés*, 26 (1) : 17-32
- Boons, F., Spekkink, W., Mouzakitis, Y. (2011). The dynamics of industrial symbiosis: A proposal for a conceptual framework based upon a comprehensive literature review, *Journal of Cleaner Production*, 19: 905-911.
- Buclet, N. (2015). *Essai d'écologie territoriale – L'exemple d'Aussois en Savoie*. CNRS Editions, Paris, 216 p.
- Bahers, J.-B., Giacchè, G., 2018. Échelles territoriales et politiques du métabolisme urbain : la structuration des filières de biodéchets et l'intégration de l'agriculture urbaine à Rennes. *Vertigo* 0–23.
- Boldrin, A., Christensen, T.H., 2010. Seasonal generation and composition of garden waste in Aarhus (Denmark). *Waste Manag.* 30, 551–557. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.031>
- CCI Bretagne, 2019. *Evaluation 2019 de la production de déchets non dangereux des entreprises de Bretagne*.
- Cederquist, A. et Goluke, U. (2016). Teaching with scenarios: a social innovation to foster learning and social change in times of great uncertainty. *European Journal of Futures Research*, 4-17.
- Costa, I., Ferrão, P. (2010). A case study of industrial symbiosis development using a middle-out approach. *Journal of Cleaner Production*, 18 (10-11): 984-992.
- Daly, H. (1991). Towards an Environmental Macroeconomics. *Land Economics*, 255-259.
- Desvaux, P. (2017). Économie circulaire acritique et condition post-politique : analyse de la valorisation des déchets en France. *Flux*, 2(108) : 36-50.
- Emelianoff, C. (2008). La problématique des inégalités écologiques, un nouveau paysage conceptuel. *Écologie & politique*, 35(1): 19-31.
- Esparon, S. (2017). La communauté de communes comme système pilote pour l'étude d'un réseau de création de valeurs forestier élargie. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*. 5 : 837-856.
- Fisgativa, H., Tremier, A., Dabert, P., 2016. Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Manag.* 50, 264–274.
- Fimbel, E., Beaujolin-Bellet, R., Pesqueux, Y. (2010). Trajectoire(s) : une thématique inter-disciplinaire à fort potentiel de recherche. *Management & Avenir*, 36(6) : 78-83.
- Fischer-Kowalski, M., Haberl, H. (Eds.) (2007). *Socioecological Transitions And Global Change: Trajectories Of Social Metabolism And Land Use*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Forrester, J. (1961). *Industrial dynamics*. Cambridge, Mass.: MIT Press
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N., Hultink, E. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 757-768.
- Giampietro, M., Kovacic, Z., Strand, R., Völker, T. (2019). Horizon 2020 Societal challenge 5: Climate action, environment, resource efficiency and raw materials MAGIC Moving towards Adaptive Governance in Complexity: Informing Nexus Security GA No. 689669, Funding type RIA Deliverable number D5.7.

- Haberl, H., Wiedenhofer, D., Pauliuk, S. et al. (2019) Contributions of sociometabolic research to sustainability science. *Nature Sustainability*, 2: 173–184.
- Holling, Cs. (2006). Shooting The Rapids: Navigating Transitions To Adaptive Governance Of Socio-Ecological Systems. *Ecology And Society* 11 (1) : 1-18.
- Huppès, G., & Ishikawa, M. (2005). A Framework for Quantified Eco-efficiency Analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 25-41.
- INCOME Consulting - AK2C, 2016. Pertes et gaspillages alimentaires: l'état des lieux et leur gestion par étapes de la chaîne alimentaire.
- Jedelhauser, M., Binder, C. (2018). The spatial impact of socio-technical transitions – The case of phosphorus recycling as a pilot of the circular economy. *Journal of Cleaner Production*. 197 : 856-869.
- Kampelmann, S. (2016). Mesurer l'économie circulaire à l'échelle territoriale - Une analyse systémique de la gestion des matières organiques à Bruxelles. *Revue de l'OFCE*, 145 : 161-184
- Kaplinsky, R., M. Morris. (2001). *A Handbook for Value Chain Research*. 113 p.
- Khan, S.A., Chaabane, A., Dweiri, F. (2019). A knowledge-based system for overall supply chain performance evaluation: a multi-criteria decision making approach. *Supply Chain Management*, 24 (3): 377-396
- Kirchherr, J., Reike, D., Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation & Recycling*, 127:221-232
- Loiseau, E., Saikku, L., Antikainen, R., Droste, N., Hansjürgens, B., Pitkänen, K., ...Thomsen, M. (2016). Green economy and related concepts: An overview. *Journal of Cleaner Production*, 139: 361–371.
- Lopes, R., & Videira, N. (2018). Bringing stakeholders together to articulate multiple value dimensions of ecosystem services. *Journal of Ocean and Coastal Management*, 215-224.
- Lowe, E. A. (1997). Creating by-product resource exchanges: strategies for eco-industrial parks. *Journal of Cleaner Production*, 5(65): 57-65.
- Lupton, S. (2018). Jusqu'où doit-on promouvoir l'économie circulaire ? *Pour*, 236 :87-93
- Mayer, A., Haas, W., Wiedenhofer, D., Krausmann, F., Nuss, P., Blengini, G. (2018). Measuring Progress towards a Circular Economy: A Monitoring Framework for Economy-wide Material Loop Closing in the EU28. *Journal of Industrial Ecology*, 23(1): 62-76.
- McGinnis, M. D., Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society* 19(2): 30.
- Merli, R., Preziosi, M., Acampora, A. (2018). How do scholars approach the circular economy? A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 178 : 703-722.
- Méta Bio Energies, 2019a. Plan d'épandage de l'unité de méthanisation. Document I: Note de présentation non technique du projet.
- Méta Bio Energies, 2019b. Plan d'épandage de l'unité de méthanisation. Document III: Etude préalable.
- Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (2014). Plan de réduction et de valorisation des déchets - Pilier de l'économie circulaire

- MODECOM, 2017. Campagne nationale de caractérisation des déchets ménagers et assimilés.
- Nielsen, S. (2007). What has modern ecosystem theory to offer to cleaner production, industrial ecology and society? The views of an ecologist. *Journal of Cleaner Production*, 15: 1639-1653.
- OEB, 2020. Gisement de déchets non dangereux du commerce et des industries (DNDAE) de 2014 à 2017.
- Olofsson, J., Börjesson, P. (2018). Residual biomass as resource – Life-cycle environmental impact of wastes in circular resource systems. *Journal of Cleaner Production*, 196: 997-1006
- Porter, M., Kramer, M. (1999). *Philanthropy's New Agenda: Creating Value*. Harvard Business Review.
- Région Bretagne, 2020. Plan Régional de Prévention et de Gestion des Déchets (PRPGD) de Bretagne. État des lieux et objectifs.
- Rennes Métropole, 2019. Rapport 2019 sur le prix et la qualité du service public de prévention et de gestion des déchets. Rennes.
- Resse, A., Bioteau, T., 2012. Impact of individual home composting on the quantities of MSW collected. Rennes.
- Rifkin J. (2008). The third industrial revolution. *Engineering and Technology*, 3 (7) : 26-27.
- Rosnay, J. De (1975). La révolution systémique. Le Macroscopie, éd. du Seuil, p. 56-91.
- Sollier, C., De Guardia, A., Le Saos, E., Blanquart, J.P., Resse, A., Le Coz, C., 2012. Supply of methods and data to optimize , to rationalize and to evaluate the operation of local composting in collective home or collective restaurant. Rennes.
- Sousa-Zomer, T.T., Magalhães, L., Zancul, E., Campos, L.M.S., Cauchick-Miguel, P.A. (2018). Cleaner production as an antecedent for circular economy paradigm shift at the micro-level: Evidence from a home appliance manufacturer. *Journal of Cleaner Production*, 185, pp. 740-748.
- Serman, J. (2000). *Business dynamics: systems thinking and modelling for a complex world*. Boston: Irwin/McGraw Hill
- Torre, A. (2008). Commentaire : Réflexions à partir des textes de O. BOUBA-OLGA, M. GROSSETTI et D. TALBOT. Proximité géographique et pragmatique de l'action. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 3 : 329-332

PARTIE REVUE DE LITTÉRATURE – INVENTAIRE DRIVERS

- Abson, D.J., Fischer, J., Leventon, J., Newig, J., Schomerus, T., Vilsmaier, U., von Wehrden, H., Abernethy, P., Ives, C.D., Jager, N.W., Lang, D.J., 2017. Leverage points for sustainability transformation. *Ambio* 46, 30–39. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0800-y>
- Angheloiu, C., Tennant, M., 2020. Urban futures: Systemic or system changing interventions? A literature review using Meadows' leverage points as analytical framework. *Cities* 104. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2020.102808>

- Athanassiadis, A., Fernandez, G., Meirelles, J., Meinherz, F., Hoekman, P., Cari, Y.B., 2017. Exploring the energy use drivers of 10 cities at microscale level. *Energy Procedia* 122, 709–714. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.374>
- Bahers, J., Giacchè, G., 2018. Towards a metabolic rift analysis: The case of urban agriculture and organic waste management in Rennes (France). *Geoforum* 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.10.017>
- Bahers, J., Tanguy, A., Pincetl, S., 2020. Metabolic relationships between cities and hinterland : a political-industrial ecology of energy metabolism of Saint-Nazaire metropolitan and port area. *Ecol. Econ.* 167, 106447. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106447>
- Baynes, T.M., Wiedmann, T., 2012. General approaches for assessing urban environmental sustainability. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 4, 458–464. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2012.09.003>
- Behrsin, I., De Rosa, S.P., 2020. Contaminant, Commodity and Fuel: A Multi-sited Study of Waste’s roles in Urban Transformations from Italy to Austria. *Int. J. Urban Reg. Res.* 44, 90–107. <https://doi.org/10.1111/1468-2427.12880>
- Bettignies, Y., Meirelles, J., Fernandez, G., Meinherz, F., Hoekman, P., Bouillard, P., Athanassiadis, A., 2019. The scale-dependent behaviour of cities: A cross-cities multiscale driver analysis of urban energy use. *Sustain.* 11. <https://doi.org/10.3390/su10023246>
- Billen, G., Barles, S., Garnier, J., Rouillard, J., Benoit, P., 2009. The food-print of Paris: Long-term reconstruction of the nitrogen flows imported into the city from its rural hinterland. *Reg. Environ. Chang.* 9, 13–24. <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0051-y>
- Broto, V.C., Allen, A., Rapoport, E., 2012. Interdisciplinary Perspectives on Urban Metabolism. *J. Ind. Ecol.* 16, 851–861. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00556.x>
- Chen, S., Chen, B., 2017. Changing Urban Carbon Metabolism over Time: Historical Trajectory and Future Pathway. *Environ. Sci. Technol.* 51, 7560–7571. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01694>
- Chertow, M.R., 2000. The IPAT equation and its variants: Changing views of technology and environmental impact. *J. Ind. Ecol.* 4, 13–29. <https://doi.org/10.1162/10881980052541927>
- Childers, D.L., Pickett, S.T.A., Grove, J.M., Ogden, L., Whitmer, A., 2014. Advancing urban sustainability theory and action: Challenges and opportunities. *Landsc. Urban Plan.* 125, 320–328. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.022>
- Cook, I.R., Swyngedouw, E., 2012. Cities, Social Cohesion and the Environment: Towards a Future Research Agenda. *Urban Stud.* 49, 1959–1979. <https://doi.org/10.1177/0042098012444887>
- Corvellec, H., Campos, M.J.Z., Zapata, P., 2013. Infrastructures, lock-in, and sustainable urban development: The case of waste incineration in the Göteborg Metropolitan Area. *J. Clean. Prod.* 50, 32–39. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.009>
- Crownshaw, T., Morgan, C., Adams, A., Sers, M., Britto dos Santos, N., Damiano, A., Gilbert, L., Yahya Haage, G., Horen Greenford, D., 2019. Over the horizon: Exploring the conditions of a post-growth world. *Anthr. Rev.* 6, 117–141. <https://doi.org/10.1177/2053019618820350>

- Dijst, M., Worrell, E., Böcker, L., Brunner, P., Davoudi, S., Geertman, S., Harmsen, R., Helbich, M., Holtslag, A.A.M., Kwan, M.P., Lenz, B., Lyons, G., Mokhtarian, P.L., Newman, P., Perrels, A., Ribeiro, A.P., Rosales Carreón, J., Thomson, G., Urge-Vorsatz, D., Zeyringer, M., 2018. Exploring urban metabolism—Towards an interdisciplinary perspective. *Resour. Conserv. Recycl.* 132, 190–203. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.014>
- Fischer, J., Riechers, M., 2019. A leverage points perspective on sustainability. *People Nat.* 1, 115–120. <https://doi.org/10.1002/pan3.13>
- Gandy, M., 2018. Cities in deep time: Bio-diversity, metabolic rift, and the urban question. *City* 22, 96–105. <https://doi.org/10.1080/13604813.2018.1434289>
- Goldstein, B., Birkved, M., Quitzau, M.-B., Hauschild, M., 2013. Quantification of urban metabolism through coupling with the life cycle assessment framework: concept development and case study. *Environ. Res. Lett.* 8, 35024.
- Greenhalgh, T., Thorne, S., Malterud, K., 2018. Time to challenge the spurious hierarchy of systematic over narrative reviews? *Eur. J. Clin. Invest.* 48, e12931. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/eci.12931>
- Iablonovski, G., Bognon, S., 2020. Efficacité matérielle et performance écologique des territoires: Analyse croisée de 67 métabolismes. *Flux* 116–117, 6–25. <https://doi.org/10.3917/flux1.116.0006>
- John, B., Luederitz, C., Lang, D.J., von Wehrden, H., 2019. Toward Sustainable Urban Metabolisms. From System Understanding to System Transformation. *Ecol. Econ.* 157, 402–414. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.12.007>
- Kalmykova, Y., Rosado, L., Patrício, J., 2016. Resource consumption drivers and pathways to reduction: Economy, policy and lifestyle impact on material flows at the national and urban scale. *J. Clean. Prod.* 132, 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.027>
- Kemp, L., Xu, C., Depledge, J., Ebi, K.L., Gibbins, G., Kohler, T.A., 2022. Climate Endgame : Exploring catastrophic climate change scenarios. *PNAS* 1–9. <https://doi.org/10.1073/pnas.2108146119/-/DCSupplemental.Published>
- Kennedy, C.A., Stewart, I., Facchini, A., Cersosimo, I., Mele, R., Chen, B., Uda, M., Kansal, A., Chiu, A., Kim, K.G., Dubeux, C., La Rovere, E.L., Cunha, B., Pincetl, S., Keirstead, J., Barles, S., Pusaka, S., Gunawan, J., Adegbile, M., Nazariha, M., Hoque, S., Marcotullio, P.J., Otharán, F.G., Genena, T., Ibrahim, N., Farooqui, R., Cervantes, G., Sahin, A.D., 2015. Energy and material flows of megacities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112, 5985–5990. <https://doi.org/10.1073/pnas.1504315112>
- Krausmann, F., 2013. A City and Its Hinterland : Vienna ' s Energy Metabolism 1800 – 2006, in: Singh, S., Haberl, H., Chertow, M., Mirtl, M., Schmid, M. (Eds.), *Long Term Socio-Ecological Research. Human-Environment Interactions, Vol 2.* Springer, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1177-8>
- Li, Y., Wang, J., Xian, D., Zhang, Y., Yu, X., 2021. Regional consumption, material flows, and their driving forces: A case study of China's Beijing–Tianjin–Hebei (Jing–Jin–Ji) urban agglomeration. *J. Ind. Ecol.* 25, 751–764. <https://doi.org/10.1111/jiec.13070>

- Li, Y., Zhang, Y., Yu, X., 2019. Urban weight and its driving forces: A case study of Beijing. *Sci. Total Environ.* 658, 590–601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.022>
- Marin, J., De Meulder, B., 2018. Interpreting circularity. *Circular city representations concealing transition drivers.* *Sustain.* 10. <https://doi.org/10.3390/su10051310>
- McPhearson, T., M. Raymond, C., Gulsrud, N., Albert, C., Coles, N., Fagerholm, N., Nagatsu, M., Olafsson, A.S., Soininen, N., Vierikko, K., 2021. Radical changes are needed for transformations to a good Anthropocene. *npj Urban Sustain.* 1. <https://doi.org/10.1038/s42949-021-00017-x>
- Meadows, D., 1999. *Leverage Points: Places to Intervene in a System.*
- Newell, J.P., Goldstein, B., 2019. A 40 -year review of food – energy – water nexus literature and its application to the urban scale. *Environ. Res. Lett.* 14, 73003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0767>
- Peponi, A., Morgado, P., Kumble, P., 2022. Life cycle thinking and machine learning for urban metabolism assessment and prediction. *Sustain. Cities Soc.* 80, 103754. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103754>
- Pichler, M., Schaffartzik, A., Haberl, H., Görg, C., 2017. Drivers of society-nature relations in the Anthropocene and their implications for sustainability transformations. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 26–27, 32–36. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.01.017>
- Pincetl, S., 2012. Nature, urban development and sustainability - What new elements are needed for a more comprehensive understanding? *Cities* 29, S32–S37. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2012.06.009>
- Pincetl, S., Bunje, P., Holmes, T., 2012. An expanded urban metabolism method: Toward a systems approach for assessing urban energy processes and causes. *Landsc. Urban Plan.* 107, 193–202. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.06.006>
- Porse, E., Derenski, J., Gustafson, H., Elizabeth, Z., Pincetl, S., 2016. Structural, geographic, and social factors in urban building energy use: Analysis of aggregated account-level consumption data in a megacity. *Energy Policy* 96, 179–192. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.06.002>
- Rennes Métropole, 2022a. *Ressources - jeter moins, gérer mieux, préserver plus. Trajectoire déchets 2030.*
- Rennes Métropole, 2022b. *Moderniser l’usine - Le projet [WWW Document].* URL <https://www.uve-rennesmetropole.fr/moderniser-l-usine/le-projet> (accessed 7.18.22).
- Rennes Métropole, 2022c. *Le budget métropolitain [WWW Document].* URL <https://metropole.rennes.fr/le-budget-metropolitain> (accessed 8.18.22).
- Rennes Métropole, 2019. *Rapport 2019 sur le prix et la qualité du service public de prévention et de gestion des déchets.* Rennes.
- République Française, 2020. *LOI n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l’économie circulaire (1).* France.
- Schmid Neset, T.S., Bader, H.P., Scheidegger, R., Lohm, U., 2008. The flow of phosphorus in food production and consumption - Linköping, Sweden, 1870-2000. *Sci. Total Environ.* 396, 111–120. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.010>

- Torraco, R.J., 2005. Writing Integrative Literature Reviews: Guidelines and Examples. *Hum. Resour. Dev. Rev.* 4, 356–367. <https://doi.org/10.1177/1534484305278283>
- Urbinatti, A.M., Dalla Fontana, M., Stirling, A., Giatti, L.L., 2020. ‘Opening up’ the governance of water-energy-food nexus: Towards a science-policy-society interface based on hybridity and humility. *Sci. Total Environ.* 744, 140945. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140945>
- Voskamp, I.M., Sutton, N.B., Stremke, S., Rijnaarts, H.H.M., 2020. A systematic review of factors influencing spatiotemporal variability in urban water and energy consumption. *J. Clean. Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120310>
- Wolfram, M., Frantzeskaki, N., Maschmeyer, S., 2016. Cities, systems and sustainability: status and perspectives of research on urban transformations. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 22, 18–25. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.01.014>
- Zucaro, A., Ripa, M., Mellino, S., Ascione, M., Ulgiati, S., 2014. Urban resource use and environmental performance indicators. An application of decomposition analysis. *Ecol. Indic.* 47, 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.022>

INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES

FIGURES

Figure 1 : Conceptualisation de l'approche systémique territoriale BEECOME	12
Figure 2 : Métabolisme des déchets verts de Rennes Métropole. Flèches oranges : FFOM et déchets alimentaires ; flèches verts : déchets verts	14
Figure 3 : Déchets organiques produits par les professionnels sur la période 2014-2017 à Rennes Métropole et Ile-et-Vilaine [source : (OEB, 2020)] et extrapolation pour 2019 pour Rennes Métropole	15
Figure 4 : Métabolisme des biodéchets des professionnels de Rennes Métropole	15
Figure 5 : Métabolisme des DCT et déchets verts des ménages de Rennes Métropole.....	17
Figure 6 : Schéma du système de gestion des biodéchets de Rennes Métropole.....	19
Figure 7 : Flux de déchets organiques ménagers sur le territoire de Rennes Métropole (en kt/an de poids frais) pour, 2010, 2019 (a) et projection pour 2030 (b), selon les objectifs fixés dans la récente Stratégie 2030.....	21
Figure 8 : Les cinq éléments interdépendants du métabolisme urbain (a) (Dijst et al., 2018) dans (Voskamp et al., 2020), et la version ajustée utilisée dans cette étude (b)	26
Figure 9 : Caractérisation des études analysées selon leur discipline scientifique et leur approche des drivers (a) ; approche des drivers et vision future (b) ; et approche du futur et vision future (c)	27
Figure 10 : Cadre proposé pour comprendre et rendre opérationnel le lien entre les drivers des flux métaboliques et trois visions communes du futur : les scénarios de maintien du statu quo (BAU, panneau supérieur), les transitions (panneau central) et les visions radicales du futur (transformation, panneau inférieur).	38
Figure 11 : Carte de Rennes Métropole et des infrastructures relatives à la gestion des déchets organiques	40
Figure 12 : Travail d'exploration des liens de cause à effet d'une amélioration des relations entre EPCI et Région	46
Figure 13 : Evolution de la production des DCT et déchets verts des ménages en fonction de la classe d'habitat et au regard de la sigmoïde de réduction sur la part évitable des DCT pour le territoire de Rennes Métropole	49
Figure 14 : Evolution de la production des DCT des ménages (à gauche) et des déchets verts des ménages (à droite) si la valeur du driver 2 varie (0 en haut et 1 en bas) pour le territoire de Rennes Métropole	50
Figure 15 : Evolution des modes de gestion des DCT des ménages selon les classes d'habitat (4 graphiques de gauche) et pour l'ensemble du territoire (le graphique de droite) lors de la mise en œuvre du scénario 1a pour Rennes Métropole à partir de 2024	52
Figure 16 : Evolution des modes de gestion des DCT des ménages selon les classes d'habitat (4 graphiques de gauche) et pour l'ensemble du territoire (le graphique de droite) lors de la mise en œuvre du scénario 1b pour Rennes Métropole à partir de 2024	53
Figure 17 : Evolution des modes de gestion des déchets verts des ménages selon les classes d'habitat concernés (2 graphiques de gauche) et pour l'ensemble du territoire (le graphique de droite) lors de la mise en œuvre du scénario 2 pour Rennes Métropole à partir de 2027.....	55

TABLEAUX

Tableau 1: Répartition des biodéchets professionnels produits en Ile-et-Vilaine par filière [Source : (CCI Bretagne, 2019)], et parts correspondantes pour 2019 et la période 2014-9	16
Tableau 2 : Modèle métabolique de la gestion des déchets organiques de Rennes Métropole - liste des équations et sources de données.....	19
Tableau 3 : Liste des 23 études analysées pour la revue de littérature	25
Tableau 4 : Inventaire des facteurs qui influencent les flux et les mesures métaboliques, tels qu'identifiés dans la littérature étudiée, leur influence sur les états actuels et les implications futures envisagées.	35
Tableau 5 : Drivers des flux et des stocks de biodéchets à Rennes Métropole - inventaire préliminaire	43
Tableau 6 : Inventaire des filières envisageables et ouvertes par classe d'habitat et par type de déchet et des proportions de déchets traités sur la base du modèle métabolique construit en tâche 2.1	47
Tableau 7 : Inventaire des filières envisageables et ouvertes par classe d'habitat et par type de déchet et des proportions de déchets traités.....	51

L'ADEME EN BREF

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

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

Dans tous les domaines - énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols... - nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

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

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

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



FAITS ET CHIFFRES

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



CLÉS POUR AGIR

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



ILS L'ONT FAIT

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



EXPERTISES

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



HORIZONS

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

TRAJECTOIRES DE TRANSITION VERS UNE ECONOMIE CIRCULAIRE DURABLE DE LA GESTION DES BIODECHETS DES TERRITOIRES)

Longtemps en économie de l'environnement, un déchet était considéré comme un effet indésirable issu des systèmes de production, générant un sortant sans utilité ni valeur économique et associé à une externalité environnementale négative.

La communauté scientifique a questionné cette approche en développant de nouveaux cadres théoriques pour appréhender le déchet comme une ressource dans un système circulaire. Les biodéchets (de cuisine, de jardin, d'industries agroalimentaires, résidus de culture, effluents d'élevage) sont désormais identifiés comme des ressources pour la mise en œuvre d'une bioéconomie circulaire durable.

Toutefois, la mise en œuvre des filières de valorisation des biodéchets est généralement déconnectée du contexte socioéconomique et environnemental tant il s'avère complexe de mener une réflexion systémique. Une telle réflexion systémique permettrait de mieux comprendre les besoins et contraintes du territoire afin d'adapter les stratégies de déploiement de l'économie circulaire et de s'assurer de l'efficacité des processus.

Le projet BEECOME (Biowaste, Environment, ECOnomy and MEtabolism) se base sur le développement d'une approche systémique pour identifier les stratégies de circuit court les plus adaptées au territoire pour la gestion des biodéchets.

Il a pour objectif l'identification des drivers et la détermination et la définition de l'articulation des échelles spatiales concernées, vers un régime d'interterritorialité préalable à la construction et l'évaluation des trajectoires de transition vers une économie circulaire durable de la gestion des biodéchets des territoires.