



HAL
open science

Évaluation environnementale des systèmes alimentaires territoriaux : Apports de l'analyse du cycle de vie territoriale à la construction et à l'évaluation des processus de reterritorialisation durables des systèmes agroalimentaires en France

Andrea Lulovicova

► To cite this version:

Andrea Lulovicova. Évaluation environnementale des systèmes alimentaires territoriaux : Apports de l'analyse du cycle de vie territoriale à la construction et à l'évaluation des processus de reterritorialisation durables des systèmes agroalimentaires en France. Géographie. Université Côte d'Azur, 2024. Français. NNT : 2024COAZ2002 . tel-04551369

HAL Id: tel-04551369

<https://theses.hal.science/tel-04551369>

Submitted on 18 Apr 2024

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.

THÈSE DE DOCTORAT

Évaluation environnementale des systèmes alimentaires territoriaux :

Apports de l'analyse du cycle de vie territoriale à la construction et à l'évaluation des processus de reterritorialisation durables des systèmes agroalimentaires en France

Andrea LULOVICOVA

Laboratoire ESPACE UMR 7300

**Présentée en vue de l'obtention
du grade de docteur en Géographie
de l'Université Côte d'Azur**

Dirigée par : Stéphane Bouissou
Co-encadrée par : Nicolas Viaux

Soutenue le : 19/01/2024

Devant le jury, composé de :

Claire Delfosse, Professeure des Universités,
Université Lumières Lyon 2

Eléonore Loiseau, Ingénieure en chef des Ponts,
des Eaux et des Forêts, INRAE

Guy Robinson, Professeur, University of Adelaide

Nicolas Viaux, Maître de conférences, Université
Côte d'Azur

Salma Loudiyi, Professeure, VetAgro Sup

Stéphane Bouissou, Professeur des Universités,
Université Côte d'Azur



Évaluation environnementale des systèmes alimentaires territoriaux :

Apports de l'analyse du cycle de vie territoriale à la construction
et à l'évaluation des processus de reterritorialisation durables
des systèmes agroalimentaires en France

Andrea LULOVICOVA

Laboratoire ESPACE UMR 7300

Jury :

Rapporteurs

Eléonore Loiseau, Ingénieure en chef des Ponts, des Eaux et des Forêts, INRAE
Salma Loudiyi, Professeure, VetAgro Sup

Président du jury

Claire Delfosse, Professeure des Universités, Université Lumières Lyon 2

Examineurs

Guy Robinson, Professeur, University of Adelaide
Stéphane Bouissou, Professeur des Universités, Université Côte d'Azur, directeur de thèse
Nicolas Viaux, Maître de conférences, Université Côte d'Azur, co-directeur de thèse

Invités

Isabelle Hébé, Ingénieure ADEME, co-encadrante
Nathalie Martinez, Ingénieure ADEME, co-encadrante

RESUME

Les bouleversements climatiques et environnementaux actuels affectent profondément nos sociétés et les écosystèmes. La production et la consommation alimentaires jouent un rôle clé dans ces perturbations. Le système alimentaire mondialisé, caractérisé par une production et une consommation de masse et une dissociation entre producteurs et consommateurs, exerce une pression considérable sur les territoires et leurs ressources. Pour remédier à cette situation, la reterritorialisation de l'alimentation émerge comme une solution prometteuse en vue d'un système alimentaire plus durable. La France se positionne comme précurseur dans cette démarche, notamment grâce au récent développement des Projets Alimentaires Territoriaux (PAT). Ces projets visent à promouvoir une économie alimentaire locale et durable, tout en favorisant les circuits courts. Pourtant, malgré leur potentiel, les répercussions environnementales de ces initiatives demeurent peu étudiées. La plupart des études actuelles comparent les circuits courts et les circuits longs en se concentrant principalement sur l'impact du transport. Elles ne tiennent ainsi pas compte des avantages systémiques liés au développement de pratiques plus durables au sein des systèmes territorialisés. Afin de pallier cette lacune, cette thèse adapte la méthodologie de l'Analyse du Cycle de Vie Territoriale (ACV-T) pour construire et évaluer les systèmes alimentaires territoriaux avec une perspective environnementale et systémique. La méthodologie adaptée est utilisée comme i) outil de diagnostic, ii) évaluation d'actions du PAT et iii) prospective territoriale. L'ACV-T est appliquée à deux territoires français très différents, la municipalité de Mouans-Sartoux dans les Alpes-Maritimes et le département du Finistère. Les deux territoires sont pionniers dans la mise en place de projets alimentaires territoriaux (PAT). L'analyse environnementale de leurs systèmes alimentaires comme diagnostic initial révèle l'ampleur des impacts directs et indirects, notamment liés aux produits importés et aux intrants agricoles. Les résultats montrent que le transport joue un rôle minoritaire dans ces impacts. Les deux territoires dépendent fortement des importations alimentaires pour nourrir leurs habitants. Les circuits courts, et par conséquent leur impact, restent limités. L'évaluation de politiques publiques menées à Mouans-Sartoux au cours des cinq dernières années démontre des bénéfices environnementaux notables. Une réduction d'environ 20 % des impacts environnementaux, notamment en termes de changement climatique et d'usage des terres, est estimée. Dans le cas du Finistère, la construction d'un scénario prospectif met en lumière les avantages potentiels de stratégies territoriales, plus particulièrement en lien avec l'encouragement à développer des pratiques agroécologiques. En conclusion, ce travail pluridisciplinaire montre la pertinence de méthodologies basées sur l'analyse du cycle de vie comme outil d'aide à la planification et à l'évaluation territoriale des systèmes agroalimentaires. Il montre également le potentiel des politiques de reterritorialisation à contribuer à la transition écologique des territoires.

Mots-clés : *Projet Alimentaire Territorial – Transition écologique – Planification territoriale - Analyse du Cycle de Vie - Circuits Courts – Alimentation durable*

Environmental assessment of local food systems:

Contribution of territorial life cycle analysis to the sustainable construction and assessment of the agri-food system reterritorialization process in France

ABSTRACT

The current climatic and environmental upheavals deeply impact our society and ecosystems. Food production and consumption play an essential role in these disruptions. The globalized food system, characterized by mass production and consumption and a disconnect between producers and consumers, places significant pressure on territories and their resources. To address this, the reterritorialization of food is emerging as a promising solution for a more sustainable food system. France is at the forefront of this initiative, with the recent development of Territorial Food Projects (Projets Alimentaires Territoriaux, PAT) led by local authorities. These projects aim to promote a local and sustainable food economy while supporting short supply chains. However, despite their potential, the environmental impacts of these initiatives remain understudied. Most current studies compare short and long food supply chains, focusing on transportation-related impacts. Consequently, they do not consider the systemic benefits associated with the development of more sustainable practices within local food systems. To respond to this issue, this thesis adapts the Territorial Life Cycle Assessment (TLCA) methodology to assess local food systems from a systemic and environmental perspective. This adapted methodology is applied to two diverse territories in France and their local food systems: the municipality of Mouans-Sartoux and the Finistere department. Both territories are pioneers in implementing food territorial projects (PAT). The environmental assessment of the two local food systems reveals the extent of both direct and indirect impacts, notably related to imported products and agricultural inputs. The results demonstrate that transportation played a minor role in these impacts. Both local systems heavily depend on imports to feed their inhabitants. The short food supply chains, and consequently their impact, remain limited. The assessment of the impact of the Mouans-Sartoux local food policies demonstrates positive effects since their implementation. An estimated reduction in environmental impact equals approximately 20 % of the entire local food system's impact, particularly in terms of climate change and land use. In Finistere, the prospective analysis highlights the potential benefits of local strategies, particularly in connection with the promotion of agroecological practices. In conclusion, this interdisciplinary work confirms the relevance of life cycle assessment methodologies for local planning and assessment. It equally reveals the potential of local food policies to contribute to the ecological transition.

Keywords: *Food Territorial Project – Ecological transition – Local planning - Life Cycle Assessment - Short Food Supply Chain – Sustainable food*

REMERCIEMENTS

Ces trois dernières années de thèse ont été une expérience enrichissante tant sur le plan professionnel que personnel. Je tiens vivement à remercier les personnes sans lesquelles cette belle aventure n'aurait pas été la même.

En premier lieu, je souhaite remercier mes directeurs de thèse. Un grand merci à mon directeur, Stéphane Bouissou, pour sa disponibilité permanente, son soutien incessant, ses conseils et les heures consacrées à mes manuscrits, mais aussi sa gentillesse et la confiance qu'il m'a accordée. J'aimerais également remercier mon co-encadrant, Nicolas Viaux, pour son soutien, ses encouragements et nos discussions toujours plus qu'intéressantes.

Je tiens à exprimer ma gratitude envers l'ADEME pour avoir financé cette thèse. Mes remerciements vont surtout à mes deux encadrantes, Isabelle Hébé et Nathalie Martinez, sans lesquelles cette thèse n'aurait jamais vu le jour. Merci de m'avoir fait confiance pour mener à bien ce projet, pour vos conseils précieux, votre aide et votre disponibilité.

J'adresse mes remerciements à tous les membres du jury, Eléonore Loiseau, Salma Loudiyi, Claire Delfosse et Guy Robinson, de m'avoir fait l'honneur d'accepter de lire ce travail et de m'avoir largement inspiré dans mes écrits et mes travaux.

Un grand merci à l'équipe de la MEAD avec qui j'ai collaboré pendant ces trois années. Merci à Gilles, Léa, Thibaud, Caroline, Anaïs, Sylvain, Agathe, Marinela, Daniel d'avoir constitué mon terrain d'étude et d'être constamment disponibles et réactifs pour faire avancer nos travaux. Merci également pour votre appropriation des résultats obtenus et surtout votre énergie et motivation pour rendre notre alimentation et notre planète meilleures chaque jour.

Dans le même sens, je remercie tous les participants de l'enquête que j'ai menée à Mouans-Sartoux. Merci aux paysans qui ont pris le temps de discuter avec moi malgré des horaires souvent chargés, aux commerçants pour avoir détaillé tous les enjeux, et à tous les participants ayant répondu au questionnaire en ligne ou que j'ai interviewés personnellement. Merci pour les longues discussions, les invitations au café et de m'avoir fait découvrir des coins cachés de Mouans-Sartoux. Un merci particulier au CCAS, à la bibliothèque de Mouans-Sartoux et au club de pétanque pour leur soutien à obtenir des réponses équilibrées en termes de profils démographiques et socio-professionnels.

Je tiens également à remercier le laboratoire ESPACE Nice de m'avoir accueilli pendant ces 3 années. Un grand merci au directeur du laboratoire, Giovanni Fusco, ainsi qu'aux secrétaires du laboratoire, Véronique Gibello et Sylvie Degreve-D'amico, et aux collègues Diego, Dennis, Karine, Fabrice, Margot, Sandra, Isabelle, Matteo et les autres membres pour leurs encouragements et les moments

agréables passés à leurs côtés. Merci également aux doctorants et post-doctorants avec qui j'ai partagé mes journées, Juliette, Munir, David, Christos, Florent, Iris, Lolita, Alessandro, Alex, Alicia, Joan, Mathilde, Anandi et le reste de l'équipe. La bienveillance, le soutien, l'entraide, les rires que j'ai trouvés ont rendu ces trois années une expérience formidable qui laissera un souvenir impérissable. Un merci particulier à ma petite sœur Juliette d'avoir relu l'intégralité de ce très long manuscrit et de m'avoir rejoint dans la bataille académique pour un système alimentaire plus durable.

Je souhaite remercier l'ensemble des chargés des PATs, les élus, les agents des collectivités, les scientifiques, les personnels de l'ADEME et les membres des associations avec qui j'ai pu échanger et qui ont contribué à façonner mes idées. À ce titre, je remercie Emilie Le Fur, Vincent Colomb, Pascal Fénart, Léa Hernandez, Gabriel Bouillon, Pierre Le Ray, Pénélope Ronce, Grégoire Lambert, Denis Lairon et bien d'autres. Je remercie ensuite les membres de l'université, de l'OTECCA et de l'IMREDD avec qui j'ai eu l'occasion de collaborer ou de les croiser. J'aimerais en même temps remercier le réseau EcoSD et l'équipe des formateurs pour leurs excellentes formations d'ACV dont j'ai eu l'occasion de bénéficier. Un grand merci également au milieu associatif niçois, Sylvie, Airy, Camille, Yann, Hélène et tous les autres, pour vos engagements respectifs. Enfin, un dernier, mais non le moindre, merci aux membres de l'association Les Greniers d'Abondance. Vous êtes une source d'inspiration et d'espoir dans un monde où l'on perd facilement le sens.

Une pensée pour ma famille, mes proches et mes amis. Dakujem mami a tati a celej rodine za vsetko co ste pre mna spravili.

Enfin, merci à mon Thomas d'être à la fois un excellent relecteur-correcteur, un conseiller scientifique, un prof particulier pour les cours de Python et de stats, un homme de ménage lors des longues soirées de rédaction, un fan de mes interventions et un soutien psychologique sans faille. Merci de m'avoir écouté parler de la reterritorialisation, de l'alimentation et de ses enjeux tous les jours pendant tant d'années et de partager cette envie de rendre ce monde plus paisible avec moi.

TABLE DES MATIERES

Résumé.....	4
Abstract	6
Remerciements	8
1 Introduction générale.....	13
2 Chapitre II. Reterritorialisation, PAT et impact environnemental	20
2.1 Territorialisation versus mondialisation.....	20
2.1.1 Des bassins alimentaires aux systèmes alimentaires mondialisés.....	20
2.1.2 Externalités environnementales négatives de la mondialisation et de l'industrialisation de l'alimentation	23
2.1.3 Essor des systèmes alimentaires territorialisés et alternatifs.....	30
2.2 Institutionnalisation de la reterritorialisation en France	35
2.2.1 Rôle des acteurs publics dans le développement des systèmes alimentaires territorialisés	35
2.2.2 Naissance et développement des Projets Alimentaires Territoriaux (PAT)	38
2.3 Projets alimentaires territoriaux (PAT) et environnement	42
2.3.1 Impact environnemental de la reterritorialisation dans la littérature scientifique	42
2.3.2 Évaluation environnementale des politiques territoriales et des PAT.....	44
2.3.3 Potentiel environnemental des PAT.....	47
2.3.4 Hypothèses H1, H2, H3.....	52
2.4 Méthodes d'évaluation environnementale	54
2.4.1 Méthodes existantes d'évaluation des PAT ou des systèmes alimentaires territoriaux (SAT)	54
2.4.2 Limites des méthodes et des indicateurs existants.....	62
2.4.3 Évaluation environnementale via une approche à la fois systémique et territoriale ...	65
2.4.4 Analyse du cycle de vie (ACV).....	67
2.4.5 Émergence de rapprochements entre l'ACV et l'approche territoriale	69
2.4.6 Hypothèse H4	70
2.5 Conclusion du chapitre II.....	72
3 Chapitre III. Adaptation de l'ACV territoriale pour une évaluation des SAT	73
3.1 ACV territoriale adaptée aux systèmes alimentaires	75
3.1.1 Objectifs de l'analyse & frontières du système territorial	77
3.1.2 Flux alimentaires intra-territoriaux.....	83
3.1.3 Définition des fonctions du système alimentaire territorial et de leurs indicateurs de performance.....	86
3.1.4 Collecte de données et inventaires du cycle de vie	90

3.1.5	Évaluation de l'impact environnemental et des fonctions du territoire.....	95
3.1.6	Interprétation des résultats	99
3.1.7	Traitement d'incertitude et de sensibilité des résultats de l'ACV.....	101
3.2	Terrains d'étude	108
3.2.1	Commune de Mouans-Sartoux.....	109
3.2.2	Département du Finistère	111
3.3	Conclusion du chapitre III.....	116
4	Chapitre IV. Analyses environnementales des systèmes alimentaires territoriaux.....	117
4.1	Diagnostic environnemental d'un système alimentaire territorial.....	119
4.1.1	Diagnostic et environnement dans les PAT.....	119
4.1.2	Méthodologie et estimation des flux intra-territoriaux et du potentiel nourricier	123
4.1.3	Fonctions du territoire et évaluation de leurs indicateurs de performance.....	126
4.1.4	Impacts environnementaux globaux et par domaine d'activité des systèmes alimentaires territoriaux	130
4.1.5	Sources d'impact majeures pour les deux systèmes alimentaires.....	137
4.1.6	Spatialisation partielle des sources majeures d'impact	142
4.1.7	Incertain et sensibilité des résultats	149
4.1.8	Discussion & conclusion : développements méthodologiques, interprétation, implications et cohérences avec les actions des PAT.....	162
4.2	Évaluation environnementale des PAT	166
4.2.1	Principales actions du Projet Alimentaire Territorial de Mouans-Sartoux.....	166
4.2.2	Enquête de terrain & méthodologie d'évaluation	169
4.2.3	L'évolution des pratiques territoriales et plus particulièrement les régimes alimentaires des habitants	174
4.2.4	La diminution de l'impact global à la suite de la mise en place du PAT.....	181
4.2.5	Circuits courts du territoire et leur éco-efficacité.....	185
4.2.6	Discussion & conclusion : Les changements déclenchés, leurs implications et les limites de l'enquête	189
4.3	Élaboration de scénarios prospectifs de transition agroalimentaire à faibles impacts environnementaux	192
4.3.1	Prospective environnementale et scénarisation existante	193
4.3.2	Méthodologie de prospective environnementale du Finistère via l'ACV-T	196
4.3.3	Impact des stratégies prospectives à l'échelle territoriale	199
4.3.4	Discussion & conclusion : l'impact potentiel, les implications et les limites restantes	204
4.4	Conclusion du chapitre IV.....	206
5	Chapitre V. Discussion générale & perspectives de recherche	207

5.1	Apports et limites de l'évaluation environnementale holistique des systèmes alimentaires territoriaux	210
5.1.1	Diagnostic environnemental et systémique de l'ensemble des activités des systèmes alimentaires territoriaux	210
5.1.2	Évaluation environnementale des projets alimentaires territoriaux PAT et des politiques territoriales menées	220
5.1.3	Scénarios environnementaux prospectifs d'un système territorial	228
5.1.4	Conclusion et réponses aux hypothèses	232
5.2	Transition écologique et agroalimentaire en cours sur les territoires PAT ? : des éléments de réflexion fournis par une évaluation d'ACV	234
5.2.1	Conclusions communes et spécifiques pour les deux terrains d'études	234
5.2.2	Cohérence et inconsistances environnementales des résultats avec les stratégies alimentaires locales telles que les PAT.....	239
5.2.3	Transition écologique et reterritorialisation	242
5.2.4	Importance du rôle des autorités locales & préconisations pour les décideurs politiques.....	248
5.2.5	Limites provenant du choix des territoires et des biais liés au questionnaire.....	254
5.2.6	Conclusion et ouverture	256
5.3	Perspectives de recherche sur les évaluations environnementales systémiques et leur application territoriale	258
5.3.1	Amélioration de la précision via la création de procédés d'ACV spécifiques au territoire et la modélisation des flux alimentaires	258
5.3.2	Spatialisation des résultats et collaboration approfondie avec les acteurs du territoire pour une meilleure prospective territoriale.....	259
5.3.3	Prise en compte des concepts de résilience et d'adaptation dans l'évaluation des SATs	261
6	Chapitre VI. Conclusion générale	266
	Références.....	271
	Abréviations	307
	Glossaire	309
	Glossaire spécifique à l'analyse du cycle de vie	311
	Liste des figures.....	312
	Liste des tableaux.....	316

1 INTRODUCTION GENERALE

Les bouleversements que subit l'ensemble de la biosphère nous placent dans une période de crise environnementale majeure. Les scientifiques estiment que six des neuf limites planétaires ont aujourd'hui dépassé un seuil critique de déstabilisation des écosystèmes. Il s'agit du changement climatique, de l'érosion de la biodiversité, de la modification de l'utilisation des sols, de l'introduction d'entités nouvelles dans la biosphère, de la perturbation du cycle du phosphore et de l'azote ainsi que du cycle de l'eau douce (Rockström et al., 2009 ; Persson et al., 2022 ; Wang-Erlandsson et al., 2022). À moins que des transformations radicales soient engagées dès à présent, la moyenne des températures sur le globe terrestre pourrait augmenter de 3,2 °C d'ici 2100, menaçant la santé et les moyens de subsistance des populations, des écosystèmes, ainsi que la biodiversité mondiale (Shukla et al., 2022).

Notre alimentation, et plus particulièrement le système agroalimentaire conventionnel, développé depuis la révolution verte des années 1960, participe de façon significative à ces désordres anthropogéniques. Il est la cause majeure de la déforestation (Kissinger et al., 2012) et est à l'origine de 21 à 37 % des émissions de gaz à effet de serre (Mbow et al., 2019). De plus, il déstabilise les cycles de l'eau, de l'azote et du phosphore (Springmann et al., 2018). Il contribue à l'eutrophisation des cours d'eau, à l'acidification des sols et il participe à la dégradation des écosystèmes et leur biodiversité notamment via l'usage d'énergies fossiles, des pesticides et d'engrais synthétiques (DeClerck et al., 2016 ; Rockström et al., 2009).

Agir sur nos systèmes alimentaires devient ainsi une nécessité pour envisager un futur durable et atteindre les objectifs de neutralité carbone à l'horizon 2050. Cette nécessité s'affirme d'autant plus que nous traversons une période marquée par plusieurs incertitudes quant à notre capacité à garantir une stabilité dans l'approvisionnement alimentaire du plus grand nombre (crise économique, Covid-19, fermeture des frontières, changement climatique, guerre en Ukraine, etc.). Les systèmes alimentaires dominants, très dépendants de flux mondialisés, sont particulièrement vulnérables à ces incertitudes.

Tous ces arguments renforcent l'urgence d'une transition de nos systèmes alimentaires vers plus de durabilité et de résilience. De plus en plus de scientifiques et de spécialistes environnementaux affirment la nécessité d'inclure une relocalisation d'une partie du système alimentaire et notamment de la production agricole dans cette transition (Clancy & Ruhf, 2010 ; Morgan & Santo, 2018; Thompson et al., 2008). Les initiatives engagées en ce sens montrent qu'une reprise en main des pouvoirs publics locaux sur l'alimentation y joue un rôle essentiel. C'est ce qui englobe aujourd'hui l'expression de *reterritorialisation*. Elle n'implique pas simplement la mise en œuvre de la proximité

géographique dans les relations entre producteurs et consommateurs (*la relocalisation*), mais également une proximité relationnelle impulsée par les pouvoirs publics et une gestion territorialisée de l'alimentation (Bognon, 2017 ; Brand, Bricas, et al., 2017; Macé-Le Ficher, 2023). Ce terme renvoie par conséquent aux définitions de l'autonomie et de la résilience alimentaires. Pour les distinguer, nous considérons que les notions d'autonomie, de souveraineté alimentaire ou de *potentiel nourricier* d'un territoire représentent la capacité à satisfaire des besoins d'une population locale par la production alimentaire du territoire (Tafari, 2022). D'autre part, la *résilience alimentaire* est la capacité d'un système alimentaire à anticiper et à faire face aux chocs et menaces extérieurs tout en garantissant un approvisionnement alimentaire durable (Tendall et al., 2015).

On estime que la reterritorialisation de l'agriculture et de l'alimentation permettrait aux territoires non seulement de devenir plus autonomes et résilients dans une économie mondialisée hautement incertaine, mais également de gérer, valoriser et protéger les ressources locales d'une façon durable. La relocalisation et la reterritorialisation deviennent ainsi progressivement des sujets majeurs de société. Compte tenu de la place essentielle de l'alimentation dans les pratiques quotidiennes d'un point de vue physiologique, mais aussi économique, politique, sociétal et sanitaire, l'agriculture et l'alimentation sont probablement l'entrée la plus judicieuse pour engager le processus de reterritorialisation ou a minima de relocalisation.

D'un point de vue réglementaire, l'Etat français a pour objectif de renforcer la relocalisation de la production alimentaire sur les territoires, notamment depuis la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt n° 2014-1170 du 13 octobre 2014. L'outil principal mis à disposition pour satisfaire cet objectif est le Projet Alimentaire Territorial (PAT). Le dispositif du PAT vise à recréer une économie alimentaire territoriale et durable en rapprochant les producteurs et les consommateurs, notamment via les circuits courts. Malgré un développement conséquent de ce type de projets depuis 2014, on possède aujourd'hui peu d'éléments pour évaluer la capacité réelle du dispositif à transformer nos territoires, en les engageant notamment dans la *transition écologique*.

Considérant la reterritorialisation comme une réappropriation de la gestion du système alimentaire territorial, les PAT impliquent non seulement la mise en place de circuits courts, mais aussi des initiatives en lien avec une gestion durable et locale de l'agriculture et l'alimentation dans leur périmètre d'action. Les PAT, ainsi que d'autres politiques de reterritorialisation en France et ailleurs en Europe, mettent ainsi en place un éventail des actions de développement d'une alimentation durable de ses populations, de soutien local à l'agroécologie, et plus particulièrement à l'agriculture biologique, ou de développement des filières agricoles et alimentaires durables sur le territoire. Il devient par conséquent essentiel de définir ces termes.

Introduction générale

Les *circuits courts*, selon leur définition administrative, correspondent à une forme de commercialisation incluant au maximum un intermédiaire (ministère de l'Economie, 2022). Il est fréquent d'employer l'expression de « circuits courts de proximité » afin d'y inclure en complément une notion de proximité spatiale et/ou relationnelle.

L'*alimentation durable*, quant à elle, est définie par l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) comme l'ensemble des pratiques alimentaires capables de garantir la sécurité alimentaire, d'une manière à la fois qualitative et quantitative, tout en respectant les écosystèmes, leur biodiversité, les ressources disponibles et la diversité des cultures et rémunérant de façon équitable les acteurs au long de la chaîne alimentaire (FAO, 2010). Elle contribue ainsi à la transition écologique en rééquilibrant les régimes alimentaires, en diminuant les pertes et les gaspillages et en modifiant les pratiques agricoles.

Faisant partie des pratiques agricoles plus durables, l'*agroécologie*, évoquée tout au long du manuscrit, est définie par la loi d'Avenir du 13 octobre 2014 comme un ensemble de pratiques « fondées sur les interactions biologiques et l'utilisation des services écosystémiques et des potentiels offerts par les ressources naturelles, en particulier les ressources en eau, la biodiversité, la photosynthèse, les sols et l'air » (Art. L. 1. - II. Du code rural et de la pêche maritime). L'agriculture biologique constitue par conséquent une pratique d'agroécologie correspondant à un cahier des charges et à des normes en matière de pratiques environnementales et de bien-être animal, et encadrée par une réglementation européenne (Règlement (UE) 2018/848 du 30 Mai 2018 relatif à La production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, et abrogeant le règlement (CE) No 834/2007 du conseil, 2018). Elle interdit plus particulièrement les produits chimiques tels que les pesticides, les engrais de synthèse et les organismes génétiquement modifiés (OGM).

Enfin, le concept de *politiques publiques* ou politiques alimentaires locales ou territoriales auquel le manuscrit fait référence, correspond aux actions spécifiques officielles, planifiées ou entreprises par une autorité étatique légitime (Nyeck, 2014). Elles visent, en ce sens, à résoudre les problématiques et enjeux publics à la fois aux niveaux local, national ou international. Elles correspondent ainsi à un élément de base constituant la planification territoriale.

D'un point de vue scientifique, bien que les activités agricoles durables et les approvisionnements associés aient depuis longtemps été des éléments majeurs en aménagement des territoires (Beaucire & Poulot, 2020 ; Rastoin & Ghersi, 2010), les géographes ont tardivement pris conscience de l'importance d'étudier l'alimentation. L'agriculture faisant d'abord partie de la géographie rurale (Delfosse et al., 2022 ; Rieutort, 2009), la recherche sur les processus de reterritorialisation de l'alimentation prend de l'ampleur notamment depuis les années 2010 (Bognon, 2017; Loudiyi & Houdart, 2019; Scheffer & Dalido, 2010) et principalement dans les milieux urbains (Mansfield &

Mendes, 2013; Sonnino et al., 2019). Les études sur les systèmes alimentaires territoriaux et leur inclusion dans l'aménagement durable deviennent ainsi progressivement un domaine de recherche d'intérêt croissant (Buchan et al., 2015). Aujourd'hui, les géographes français apportent une contribution importante à la compréhension des enjeux nourriciers des territoires, en étudiant notamment les dynamiques de reterritorialisation et les politiques territoriales relatives à ces processus (Perrin & Lacquement, 2023), leur transition socio-écologique (Loudiyi et al., 2022), le foncier agricole (Perrin et al., 2016) ou le commerce alimentaire (Vonthron, 2021).

Ces dernières années, de plus en plus de travaux en sciences sociales s'intéressent également à la caractérisation des impacts générés par les systèmes alimentaires territoriaux (Chiffolleau et al., 2013 ; Gonçalves, 2013 ; Chiffolleau & Dourian, 2020). Bien que la reterritorialisation de notre alimentation soit largement considérée comme un levier majeur de la transition écologique, les preuves de son bénéfice environnemental demeurent peu étayées (Majewski et al., 2020). En effet, l'évaluation environnementale est souvent négligée dans les études d'aménagement et de planification territoriale agroalimentaire ou en géographie de façon générale (Freedgood et al., 2011 ; Kremer & DeLiberty, 2011). La construction de la géographie politique de l'environnement date uniquement du début des années 2000 et se développe lentement (Chartier & Rodary, 2007 ; 2016). Scientifiquement, il importe donc de contribuer à la compréhension des impacts environnementaux de la reterritorialisation, afin de mieux adapter l'aménagement des territoires, cibler les politiques à mettre en œuvre à l'échelle locale et faire progresser la discipline en lien avec ce sujet.

Cette thèse vise à apporter un éclairage dans ce domaine en étudiant les systèmes alimentaires territoriaux (SAT), les politiques alimentaires locales telles que les projets alimentaires territoriaux (PAT) et leurs impacts sur l'environnement. Elle se situe ainsi dans un contexte pluridisciplinaire, et répond aux enjeux d'émergence des processus de reterritorialisation de notre alimentation, soutenus par les pouvoirs publics. Ces processus peuvent être vus comme balbutiants, aussi bien dans la pratique que dans la recherche, mais leur développement en France et plus largement en Europe témoignent de véritables dynamiques de transition des territoires.

Plutôt qu'une vision binaire ou séparatiste, la territorialisation est appréhendée dans cette thèse de façon globale. Elle reflète l'ensemble des politiques alimentaires locales qui influencent le système alimentaire sur un territoire donné. La notion de *système alimentaire* reprend la définition de Louis Malassis (Malassis, 1994) qui désigne la manière « dont les hommes s'organisent dans l'espace et dans le temps pour obtenir et consommer leur nourriture ». Cette définition englobe non seulement le producteur et le consommateur, mais aussi l'ensemble des acteurs de la chaîne alimentaire, de la semence aux unités de traitement des déchets.

Introduction générale

Le concept de *territoire*, fondamental dans ce travail de thèse d'un point de vue géographique, se distingue de la notion « d'espace » en ce qu'il intègre la vie du groupe social des habitants, leur culture, l'organisation et la gouvernance ainsi que leurs relations et échanges (Paquot, 2011). Il s'agit ainsi d'un ensemble socio-économique complexe incluant les milieux à la fois physiques, naturels et aménagés (Brunet et al., 1992 ; Moine, 2006). Outre ses dimensions physiques, administratives et culturelles, Hervé Brédif (Brédif, 2022) ajoute également une quatrième dimension au territoire correspondant à sa connexion croissante avec d'autres lieux à travers le processus de mondialisation. Afin de délimiter ce travail à une étude du territoire et à la globalité de son système alimentaire, nous utiliserons le terme de ***système alimentaire territorial (SAT)***. Il comprend toutes les activités de production et consommation alimentaires ayant lieu dans un espace défini géographiquement et administrativement (Schönhart et al., 2009). Il inclut ainsi les pratiques des agriculteurs, des coopératives, des industriels de l'agroalimentaire, des commerçants, de la grande distribution, des transporteurs, des restaurateurs, des organismes publics et des consommateurs opérant dans le système alimentaire d'un territoire. Il se distingue du terme *système alimentaire territorialisé*, qui englobe les systèmes alimentaires locaux et alternatifs, ainsi que d'autres formes alternatives d'organisation de l'alimentation qui seront décrites dans la section 2.1.3. En effet, ce dernier terme évoque majoritairement des formes alternatives de systèmes alimentaires territoriaux excluant les systèmes conventionnels. Ce travail de thèse se distingue ainsi des études antérieures en incluant les acteurs « non-alternatifs » correspondant aux circuits longs et à l'agriculture conventionnelle, comme faisant partie de l'organisation du système alimentaire territorial. De fait, malgré l'engouement apparent pour les initiatives alternatives, celles-ci restent relativement marginales compte tenu des quantités produites et consommées sur un territoire donné (Baysse-Lainé & Perrin, 2017 ; Chiffolleau et al., 2020 ; Lamine, 2012). Par conséquent, nous considérons nécessaire d'inclure dans l'analyse l'ensemble des réseaux et organisations agroalimentaires du territoire, afin d'étudier leurs interconnexions de manière holistique ainsi que leurs impacts environnementaux directs et indirects. Cette vision globale est d'autant plus importante que les politiques alimentaires actuelles telles que les PAT, menées par les collectivités territoriales, concernent l'ensemble des acteurs, producteurs et consommateurs, alternatifs et conventionnels, des produits issus de circuits courts et longs, etc. L'adjectif « alimentaire » est privilégié pour décrire le système alimentaire des territoires tout au long du manuscrit. Cependant, l'adjectif « agroalimentaire » est également employé dans certains cas afin de mettre l'accent sur l'inclusion des phases de production telles que l'agriculture, le transport et l'industrie.

Afin de pouvoir appréhender les systèmes alimentaires territoriaux (SAT) et leurs impacts de façon holistique, la thèse s'appuie sur les méthodologies d'analyse de cycle de vie (ACV). Cette approche

est encore peu employée en géographie, mais ces adaptations territoriales se développent rapidement ces dernières années (François et al., 2021 ; Ghamkhar & Hicks, 2021; Loiseau, 2014). Elle offre donc un potentiel important pour l'étude spatialisée et quantitative des territoires.

L'objectif principal de ce travail est de mieux comprendre comment les dynamiques de reterritorialisation et la mise en place de politiques alimentaires locales engendrent des bénéfices environnementaux. Deux sous-objectifs en découlent : 1) Évaluer l'impact environnemental des SAT, des politiques de reterritorialisation et plus particulièrement des PAT et 2) Définir et développer une méthodologie d'évaluation environnementale adaptée à ce type de dispositif territorial. Il s'agit ainsi de répondre aux problématiques suivantes :

Quelles sont les pressions environnementales générées par les systèmes alimentaires des territoires (SAT) ? La territorialisation des systèmes alimentaires a-t-elle des impacts environnementaux positifs ? Si c'est le cas, sur quels aspects ? Si non, pourquoi ? Comment le territoire, son aménagement et les politiques publiques locales influencent-ils nos modes de production et de consommation ? Les politiques alimentaires locales en cours en France agissent-elles favorablement sur la diminution de leurs impacts environnementaux ? Les projets alimentaires territoriaux (PAT) sont-ils adaptés pour agir en faveur de la transition écologique ? Quelles sont les actions et les initiatives les plus significatives en termes de bénéfices environnementaux ? Quelle est la contribution de la mise en place des circuits courts dans ces impacts ? Comment peut-on quantifier l'ensemble de ces impacts ? Les analyses systémiques basées sur le cycle de vie peuvent-elles amener des éléments de réponse à ces questions ? Ce type d'analyse est-il adapté pour une analyse territoriale et géographique ?

Pour répondre à ces interrogations, le manuscrit de thèse est organisé en six chapitres. À la suite de cette première partie d'introduction, le deuxième chapitre analyse les impacts du système alimentaire dominant aujourd'hui, à savoir un système alimentaire mondialisé. Il questionne par la suite la capacité des politiques de reterritorialisation et des PAT à agir sur la diminution de ces externalités négatives. Il synthétise les résultats des études consacrées à l'évaluation des systèmes alimentaires territoriaux, des systèmes agroalimentaires alternatifs ou plus spécifiquement des circuits courts. La dernière partie de ce chapitre recense les indicateurs, les outils et les méthodes d'évaluation qui sont, ou peuvent être, mobilisés pour étudier les impacts environnementaux des SAT ou des politiques de reterritorialisation. L'objectif est de justifier le choix de la méthodologie d'évaluation retenue dans cette thèse. Le chapitre III décrit le cadre méthodologique employé dans la thèse. Il concerne l'analyse de cycle de vie territoriale et ses adaptations pour l'évaluation des SAT. Les deux terrains d'étude choisis : la municipalité de Mouans-Sartoux dans les Alpes-Maritimes et le département du Finistère, y sont également présentés. Le quatrième chapitre décrit les résultats

Introduction générale

obtenus sur les deux territoires étudiés. Il met particulièrement en exergue que la méthodologie d'évaluation mise en œuvre peut servir trois objectifs différents : 1) Diagnostic environnemental d'un système alimentaire du territoire 2) Évaluation environnementale de la mise en place des politiques locales alimentaires telles que les PAT et 3) Prospective pour le développement de SAT, selon les initiatives que l'on peut y mener et leurs impacts environnementaux potentiels. L'avant-dernier chapitre est quant à lui dédié à une discussion générale des résultats, des interrogations et des hypothèses émises dans les premier et deuxième chapitres. Il évoque également les limites de la méthodologie utilisée, et mène à des propositions de perspectives de recherche. Ces perspectives concernent en particulier la prise en compte de l'adaptation au changement climatique et de la résilience des SAT dans des évaluations plus globales et spatialisées. Enfin, la thèse conclut en reprenant les principaux résultats ainsi que les avantages et les limites de l'approche d'évaluation territoriale et systémique de l'alimentation.

2 CHAPITRE II. RETERRITORIALISATION, PAT ET IMPACT ENVIRONNEMENTAL

2.1 TERRITORIALISATION VERSUS MONDIALISATION

2.1.1 Des bassins alimentaires aux systèmes alimentaires mondialisés

Depuis l'apparition de l'agriculture au néolithique, les populations se sont jusqu'à très récemment nourries en grande partie par la production agricole locale ; sans pour autant que cela n'implique une absence de commerce international. En effet dès la Rome Antique, les populations importaient déjà des denrées alimentaires, telles que des céréales depuis l'Egypte. L'essentiel de la production provenait néanmoins de villes et d'habitations à proximité.

L'organisation de la production à proximité des villes a été théorisée en géographie économique par Von Thünen (Walker, 2022). Cet économiste allemand a créé un modèle qui explique l'usage des sols autour des villes : les productions autour de la ville seraient fonction du coût de transport et de la rentabilité de la culture par hectare. Les denrées dont le transport est onéreux et qui ont une forte rentabilité par hectare, telles que les fruits et les légumes, se trouvent à la proximité immédiate des villes, suivies par le bois de chauffage, les céréales et l'élevage (Von Thünen, 1966) (Figure 1).

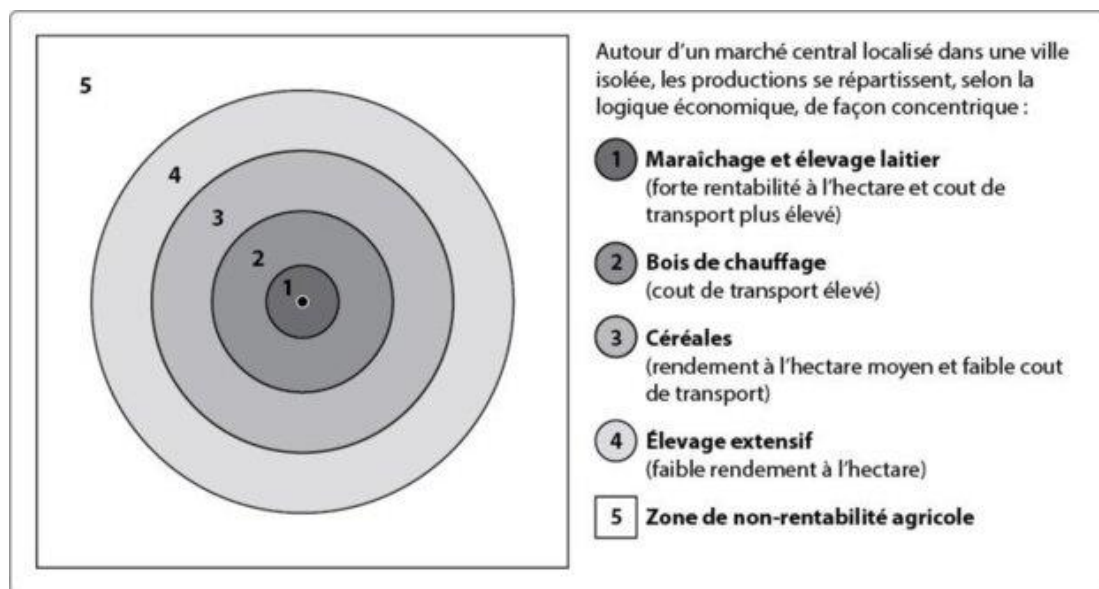


Figure 1. Représentation du schéma de Von Thünen de (Mercier, 2017)

Depuis la deuxième moitié du 20^e siècle, le secteur alimentaire a subi des changements radicaux et structurels basés sur la mondialisation et la standardisation des flux alimentaires (Robinson & Carson, 2015). Le commerce alimentaire international s'est accentué progressivement et le volume échangé a doublé entre 1995 et 2020 (FAO, 2020). On assiste ainsi au développement d'un système

mondialisé, vertical, et hautement industriel basé sur la production de masse (Rieutort, 2009). L'usage des énergies fossiles, et plus particulièrement du pétrole, dans le transport a complètement bouleversé le schéma de Von Thünen qui devient obsolète, à l'exception de quelques produits régionaux ou issus de l'agriculture urbaine (Soulard, 2015). Les études s'intéressant à l'approvisionnement alimentaire des villes montrent une réorganisation profonde de ce modèle au cours du siècle dernier. Par exemple, les approvisionnements alimentaires de la ville de Paris proviennent quasi exclusivement du bassin de la Seine à la fin du 18^e siècle (Billen et al., 2012). Au début du 21^{ème} siècle, ces flux alimentaires deviennent globalisés et dépendants des importations extérieures, bien que la ville reste connectée à son arrière-pays pour certains de ses approvisionnements alimentaires (*Ibid.*).

Une telle distanciation géographique implique non seulement une rupture du lien avec les municipalités et leurs hinterlands, mais aussi une désaisonnalisation de l'alimentation, ainsi qu'un abandon des pratiques d'économie circulaire et d'usage des ressources locales (Bognon, 2017). On assiste ainsi à un usage accru de la mécanisation et des intrants chimiques importés (Harchaoui & Chatzimpiros, 2019). Ces pratiques optimisent la production et rendent les régions agricoles fortement productives et spécialisées pour une famille de produits. Cela s'accompagne d'une déprise des terres agricoles fertiles à proximité des villes (Domergue, 2012). Certains endroits urbanisés, tels que le département des Alpes-Maritimes, ont perdu jusqu'à 75 % des exploitations depuis les années 70 (ministère de l'Agriculture, 2020b) avec des espaces urbains désormais dépourvus d'agriculture comme l'exemple de Nice ou Cannes (Figure 2).



Figure 2. Comparaison de l'hinterland niçois et sa plaine nourricière (Plaine de Var) en a) 1955 et b) aujourd'hui. De petites parcelles agricoles, souvent en restanques, entouraient la ville après la deuxième guerre mondiale. Source : Outil Remonter le temps, Géoportail

Les terres agricoles font aujourd'hui partie des espaces qui disparaissent le plus du fait de l'urbanisation. Depuis 1982, environ 65 900 ha de terres agricoles disparaissent en moyenne chaque année en faveur de sols artificialisés ou naturels en France (Agreste, 2021). Si le rythme d'artificialisation ralentit progressivement sur cette période, aucun département n'échappe à la perte de terres agricoles (*Ibid.*). Or, l'artificialisation des sols agricoles périurbains contribue à faire disparaître l'habitat des espèces, limite le pouvoir des sols à absorber le CO₂ et amplifie les risques d'inondation (Béchet et al., 2017).

Ces mutations, encouragées par la puissance publique en France et en Europe, incitent à l'industrialisation de l'agriculture et de l'alimentation en faisant accroître le rendement (Rastoin & Gherzi, 2010 ; Rastoin, 2006 ; Steiner, 2006). Ainsi, en dépit de la diminution des terres agricoles, la production alimentaire a été multipliée par 3 au cours des 50 dernières années (FAO, 2013a). Ces changements entraînent cependant des répercussions sanitaires, socio-économiques et environnementales non-négligeables. La production accrue a certes facilité l'accès à l'alimentation, mais est loin d'avoir éradiqué la famine au niveau mondial. Aujourd'hui encore, plus de 900 000 personnes dans le monde se retrouvent en situation de faim récurrente (Programme alimentaire mondial, 2023). En France, entre 5 à 7 millions de personnes ont eu recours à l'aide alimentaire en 2020 (Secours Catholique, 2021). De plus, l'industrialisation et l'ultra-transformation de la nourriture contribuent fortement à l'accroissement des maladies chroniques liées au surpoids et à l'obésité (Fardet & Rock, 2019). On estime que si la tendance actuelle est maintenue, entre 39 et 52 % de la population mondiale sera en surpoids d'ici à 2050, faisant ainsi de l'alimentation un problème majeur de santé publique (Bodirsky et al., 2020).

Concernant les conditions de travail, l'industrie agroalimentaire optimisée nécessite moins de main-d'œuvre et d'espace, ce qui conduit progressivement à une disparition de la population paysanne. En France en quarante ans, le nombre d'agriculteurs exploitants a été divisé par quatre (Chardon et al., 2020). Les conditions de travail des agriculteurs ne s'améliorent pas pour autant. Ils sont souvent largement endettés (Enjolras & Sanfilippo, 2019) et sont les premières victimes de pollutions agricoles du fait par exemple de l'emploi de pesticides (intoxications, cancers, maladie de Parkinson, etc.). Globalement, la part de revenus des agriculteurs par produit est en constante diminution au profit des industries alimentaires (Butault, 2008). En dépit des objectifs nationaux de la loi EGALIM visant à augmenter les marges des agriculteurs, deux ans après sa mise en place, la part du prix revenant aux agriculteurs se trouve plutôt à la baisse (CCFD-Terres Solidaire et al., 2020).

La disparition des terres agricoles et des agriculteurs s'accompagne également de l'agrandissement des exploitations. Les exploitations françaises sont ainsi passées d'une taille moyenne de 19 ha en 1970 à 69 ha en 2020 (ministère de l'Agriculture, 2020b). Dans la majorité des cas, l'agrandissement s'est accompagné d'une uniformisation des pratiques et des paysages et d'une motorisation

impliquant des pratiques culturelles moins diversifiées et plus dépendantes d'intrants externes (fertilisation minérale et produits phytosanitaires). Les exploitations diversifiées telles que les fermes en polyculture-élevage, encore majoritaires au sortir de la guerre de 1939-1945, ne représentent aujourd'hui plus que 10 % des exploitations (ministère de l'Agriculture, 2020b).

La géographie des flux alimentaires a également été façonnée par ces évolutions. Plus précisément, la libéralisation du marché alimentaire a induit un allongement des chaînes agroalimentaires et la délocalisation des activités vers des sites plus productifs et à bas coût (Rastoin, 2007). Cela implique non seulement un éloignement géographique, culturel et social entre les producteurs et les consommateurs, mais également un déplacement des pollutions liées à la production agricole, migrant petit à petit vers les pays exportateurs (Grolleau et al., 2010).

Cette perte progressive du lien entre l'alimentation et le territoire (Marsden & Morley, 2014) peut être définie comme la déterritorialisation (Billion, 2018). Négligeant les spécificités territoriales et encourageant une production et une consommation de masse, Hugonnet et Bernard-Mongin (Hugonnet and Bernard-Mongin, 2022) qualifient également le système alimentaire actuel d'« a-géographique ». Or, la déterritorialisation, ou système alimentaire a-géographique, accentue et génère des externalités négatives, notamment en lien avec la dégradation des écosystèmes.

2.1.2 Externalités environnementales négatives de la mondialisation et de l'industrialisation de l'alimentation

Nous distinguons deux types d'impacts environnementaux majeurs en lien avec les systèmes alimentaires. Le premier concerne les impacts visibles localement et présents en France, tels que la dégradation des écosystèmes terrestres et aquatiques, la fragmentation des paysages ou la pollution de l'air. Le deuxième inclut des impacts globaux à l'échelle planétaire tels que le changement climatique, l'épuisement des ressources et l'effondrement de la biodiversité mondiale.

Tout d'abord, l'homogénéisation des pratiques, l'éloignement des lieux de production et de consommation, l'industrialisation et l'agrandissement des exploitations agricoles en France amplifient le recours aux intrants (Hugonnet & Bernard-Mongin, 2022). Plus précisément, depuis 50 ans, on constate une explosion de l'usage des engrais synthétiques et des pesticides (Harchaoui & Chatzimpiros, 2019). Si les apports en phosphore ont largement diminué depuis ces dernières années en raison de l'augmentation de leur prix, les apports en engrais azotés ont progressé de 50 % entre 1972 et 2013 pour arriver à 85 kg/ha fertilisable. En moyenne, le surplus azoté se situe à 30 kg/ha de la surface agricole utile (SAU) française (Commissariat général au développement durable, 2015) à partir de données d'Unifa, 2010) avec une forte disparité géographique au sein de la France

(Hugonnet & Bernard-Mongin, 2022). A titre d'exemple, les régions d'élevage du Grand Ouest concentrent un surplus azoté plus conséquent par rapport au reste du pays (Figure 3).

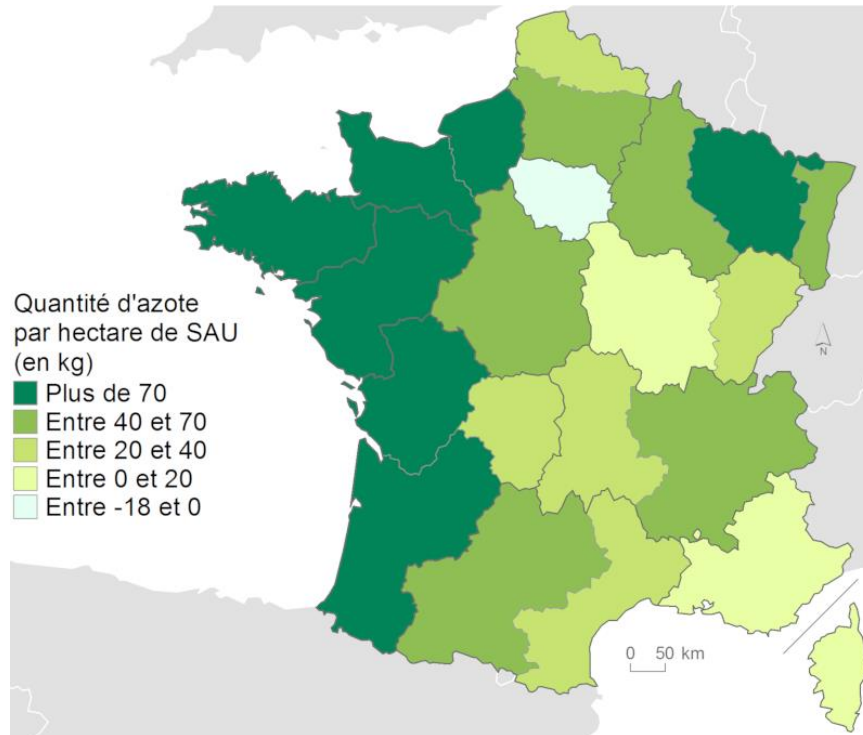


Figure 3. Quantité d'azote utilisée par hectare de SAU en kg par département. Source : Agreste, Citepa, Unifa, Comifer, 2015. Traitement : SDES, 2018

Ces apports, largement excédentaires, perturbent la vie du sol et migrent vers les milieux environnants tels que les milieux aquatiques causant l'eutrophisation des cours d'eau (Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 2011). En 2018, 69 % des stations d'eaux souterraines se situent en zones vulnérables dépassant le seuil naturel des nitrates (ministère de la Transition écologique & Office français de la biodiversité, 2020). Ceci encourage une prolifération des algues et de certains végétaux et diminue par conséquent la qualité des eaux et leur biodiversité (Le Roux et al., 2008). Quant à l'usage des pesticides et leur toxicité, on observe une tendance d'évolution plutôt à la hausse malgré les objectifs ambitieux de diminution des deux plans Ecophyto (ministère de l'Agriculture, 2022b). Particulièrement sur les périodes 2009-2011 et 2017-2019, la quantité de pesticides vendue en France a augmenté de 11 % avec un pic de consommation en 2018 représentant 85 800 tonnes de substances actives, alors même que les surfaces agricoles ont baissé de 0,6 % (ministère de la Transition écologique, 2021a). Cette pression est majoritairement présente dans les régions céréalières du Grand Bassin Parisien et des régions viticoles (Figure 4).

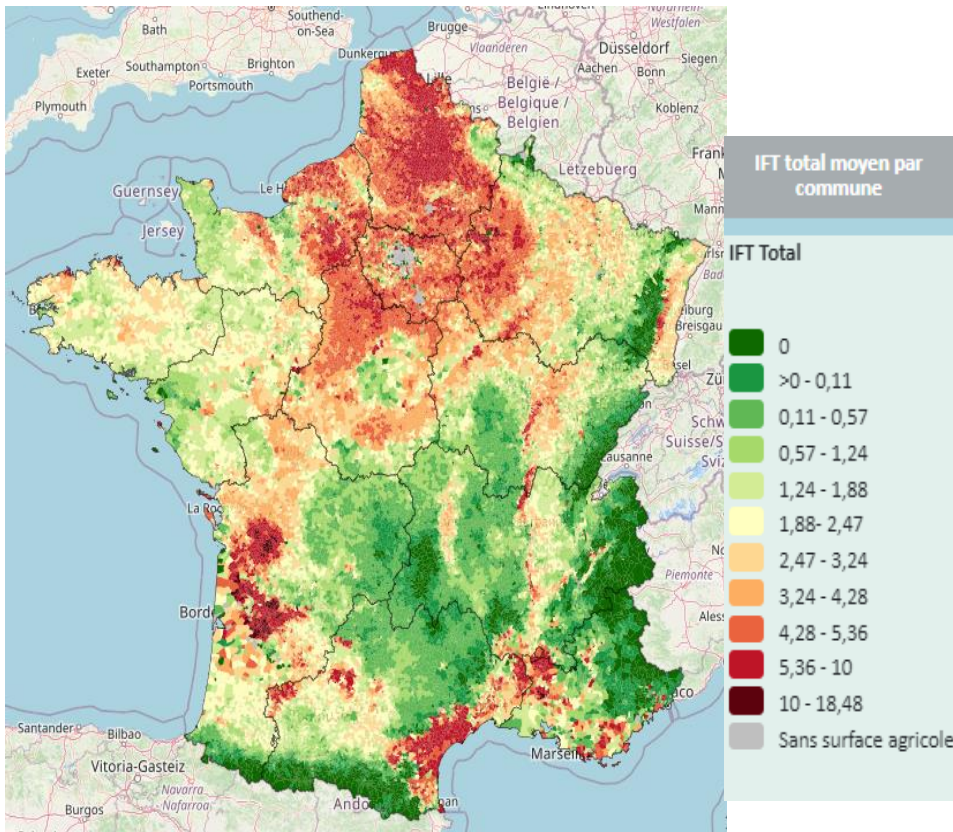


Figure 4. Carte Adonis d'utilisation des pesticides en France, Source : Solagro

Le recours massif aux pesticides entraîne des conséquences néfastes sur les différents milieux tels que le sol, l'eau, l'air et la biocénose. Lors de la dernière campagne nationale de mesure de l'occurrence des pesticides dans les eaux destinées à la consommation humaine, 89 molécules sur 157 recherchées ont été recensées au moins une fois (Anses, 2023). Quant aux sols, une récente étude menée en France (Pelosi et al., 2021) a démontré que les pesticides y étaient présents dans 100 % des échantillons (y compris les parcelles labélisées en agriculture biologique). De plus, 35 % des sites agricoles étudiés présentent une concentration en pesticides dépassant les seuils toxicologiques de survie pour les organismes vivants tels que les vers de terre. Un mélange d'au moins un insecticide, un herbicide et un fongicide était présent dans 90 % des échantillons avec en moyenne 11 résidus retrouvés sur la totalité des 31 substances analysées (*Ibid*).

Outre leur responsabilité dans le développement de multiples maladies, les produits phytosanitaires perturbent la microfaune et la microflore du sol, ainsi que les réseaux trophiques concernés. Leurs effets d'éradication de la vie souterraine peuvent mener jusqu'à la disparition de la fertilité des sols et de ses organismes vivants (Laurent, 2012).

Certaines pratiques agricoles encouragées par l'industrialisation telles que la monoculture et le travail intensif des sols peuvent également en altérer la qualité. Ces pratiques modifient la teneur de certains éléments tels que le calcium, le magnésium ou le potassium baissant ainsi le pH du sol en l'acidifiant. En épuisant le sol par les cultures successives identiques, le sol agricole devient

également de plus en plus pauvre en nutriments et en matière organique (et donc en carbone). Même les pâturages, s'ils sont pratiqués à forte intensité, peuvent diminuer la richesse des végétaux, la présence d'arthropodes et la faune du sol (Le Roux et al., 2008). De plus, la mécanisation des activités agricoles mène au tassement et à l'érosion du sol. On estime ainsi que 33 MHa, soit 4 % des terres en Europe, sont concernées par le phénomène d'érosion progressive menant à une dégradation irréversible des sols (Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 2011).

De même, dans les élevages intensifs, les déjections animales sont une source de pollutions à l'azote, au phosphore, mais également en métaux et micropolluants. À titre d'exemple, le zinc provenant des compléments alimentaires utilisés dans les élevages représente 80 % des apports de ce métal dans les sols (Commissariat général au développement durable, 2015). Environ 15 200 tonnes de zinc et 4 900 tonnes de cuivre sont apportées chaque année sur les sols agricoles par le biais des déjections animales et les engrais minéraux.

En ce qui concerne le compartiment atmosphérique, le secteur agricole est responsable du rejet d'un nombre de polluants dans l'air, tels que les composés organiques volatils (COV), les pesticides, les particules PM10 et PM2,5¹, etc. Ces émissions proviennent de nombreuses sources agricoles telles que la fertilisation, les pesticides, les séchoirs, les bâtiments d'élevage, le stockage du fumier, le brûlage des résidus, les tracteurs ainsi que le travail du sol (Durand et al., 2020). L'agriculture émet ainsi 53 % du total des particules en suspension (54 % des émissions de particules totales en suspension TSP, 20 % des PM10, 9 % des PM2,5 et 6 % des PM1), 10 % des oxydes d'azote (NOx), 50 % des COV biogènes et 97 % de l'ammoniac présent dans l'air ; dont l'élevage constitue la principale source d'émissions (*Ibid.*) En dehors de la partie production agricole, l'allongement des chaînes alimentaires est également à l'origine du rejet des polluants atmosphériques. La quantité de produits alimentaires bruts importée annuellement en France est supérieure à 19 millions de tonnes. La moitié provient de pays extra-européens, ce qui génère des pollutions supplémentaires liées à la construction d'infrastructures routières et à l'usage du carburant (Barbier et al., 2019).

De même, la transformation, la distribution et le traitement des déchets sont des sources d'impacts environnementaux non-négligeables. À titre d'exemple, on estime que les déchets alimentaires représentent environ 25 % des ordures ménagères (ADEME, 2010). Or le traitement des déchets, leur transport, l'incinération ou la mise en décharge sont des sources de pollution olfactive, d'émissions de gaz comme le méthane ou d'autres substances toxiques (Rabl et al., 2008).

Alors que les régions hautement agricoles semblent être fortement impactées par ces pressions environnementales, les endroits avec peu de pollution agricole sont souvent fortement dépendants des importations. En effet, en utilisant l'outil CRATer, un calculateur de la résilience des territoires

¹ Particules en suspension-notées PM en anglais pour Particulate Matter

développé par l'association les Greniers d'abondance (Greniers d'abondance, 2022), il est possible d'estimer le potentiel nourricier théorique des territoires français. On remarque que les espaces peu touchés par les pollutions agricoles, tels que le Sud-Est, ont un faible potentiel nourricier (Figure 5).

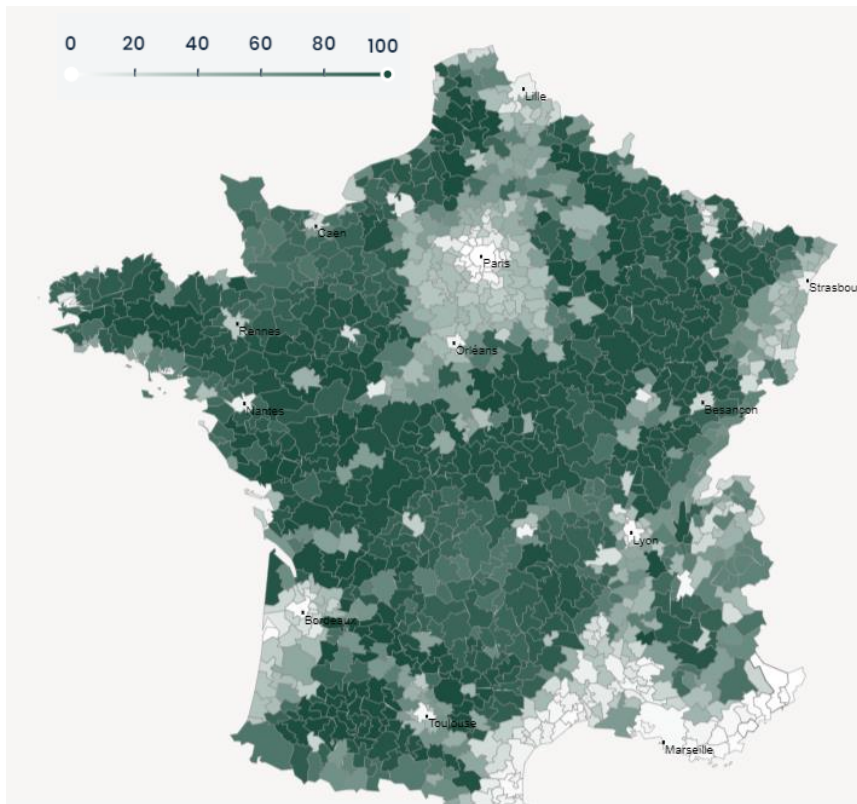


Figure 5. Carte des intercommunalités de l'adéquation théorique entre production et consommation agroalimentaire. 0 représente zéro potentiel nourricier et 100 est équivalent à la capacité complète théorique d'un territoire à nourrir ses populations. Source : Outil CRATer, Greniers d'abondance (2022)

Il est à noter que certaines régions fortement exportatrices de produits tels que le vin ou les céréales (le domaine viticole de la Gironde ou une partie du Bassin parisien par exemple) peuvent être à la fois fortement impactées par des pollutions locales et par un manque d'autonomie dû à la prédominance de productions spécialisées destinées à l'exportation. Or, les départements largement dépendants des importations génèrent une pollution importée avec peu de contrôle sur les effets néfastes de leur alimentation et sur la résilience des approvisionnements. Ceci accentue ainsi les impacts environnementaux globaux.

Parmi les impacts à une échelle plus globale, l'agriculture en France est responsable de 19 % des émissions françaises de gaz à effet de serre (83 MtCO₂eq), en raison principalement des émissions de méthane (CH₄) et de protoxyde d'azote (N₂O) qui pèsent respectivement pour 45 et 42 % dans le bilan agricole (Durand et al., 2020). Bien que ces émissions soient en légère diminution depuis 2000,

du fait notamment de la diminution des cheptels, le bilan carbone de notre alimentation a au contraire une tendance à la hausse (Barbier et al., 2019). L'uniformisation des produits, l'augmentation de la consommation de produits exotiques, de produits d'origine animale et plus récemment l'explosion des fast-foods et la consommation de produits ultra-transformés augmentent l'empreinte carbone de notre alimentation. Ces changements témoignent à la fois d'une déconnexion du mangeur avec le territoire et son hinterland nourricier (Fumey, 2007 ; Hugonnet & Bernard-Mongin, 2022), et contribuent aux effets néfastes indirects de notre alimentation. Plus concrètement, l'alimentation des Français est à l'origine de 163,3 MtCO₂eq, dont 66 % proviennent de l'étape agricole. Les produits carnés sont la source principale de ces émissions (Barbier et al., 2019). L'alimentation des ménages génère également un trafic de 201 milliards de t.km, ce qui représente environ 19 % de l'empreinte GES de notre système agroalimentaire. Si le transport maritime génère presque un tiers du trafic, il n'est responsable que de 11 % de l'impact. C'est le transport routier qui est à l'origine de la majorité des émissions, soit 83 % des émissions générées (ou 18,4 MtCO₂) (Barbier et al., 2019). Ce bilan s'explique par l'efficacité énergétique du transport maritime, plus élevée que celle du transport routier. Par ailleurs, la part du transport aérien dans les approvisionnements alimentaires est faible (0,5 % du trafic mais générant 5 % des émissions).

L'agriculture intensive et la consommation alimentaire de masse sont par ailleurs la cause principale de la déforestation (Kissinger et al., 2012). Malgré ses capacités de production, la France est un importateur majeur de produits agricoles. L'empreinte du sol liée aux importations françaises des sept matières premières agricoles et forestières identifiées équivaut à 15 millions d'hectares (WWF, 2018). Cela représente plus d'un quart de la superficie de la France métropolitaine et la moitié de la surface agricole française. Un tiers de ces importations se situe dans des pays présentant un risque élevé de déforestation. Il s'agit notamment de produits tels que le soja pour l'alimentation du bétail, le cacao et l'huile de palme (Barbier et al., 2020b).

Concernant l'épuisement des ressources biotiques, l'irrigation agricole est une source majeure d'épuisement de la ressource en eau mondiale. En France, outre les prélèvements en lien avec le refroidissement des centrales nucléaires et les canaux de navigation, les prélèvements d'eau agricole constituent presque 30 % des usages (Commissariat général au développement durable, 2023). Or, 40 % des zones du sud de la France se trouvent d'ores et déjà en déficit d'eau chronique (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse, 2018). La diminution des débits de cours d'eau peut conduire à l'assèchement des zones humides, le réchauffement des eaux et la moindre capacité de dilution et d'autoépuration avec des effets désastreux pour la biodiversité locale.

Quant aux ressources abiotiques, 11,5 millions de tonnes de fertilisants minéraux sont commercialisées en France annuellement (Commissariat général au développement durable, 2019 ; selon les données d'UNIFA) participant à l'épuisement des ressources mondiales. Si l'on prend

l'exemple du phosphore, 148 millions de tonnes de roches phosphatées sont extraites chaque année dans le monde pour la production alimentaire. On estime que le pic de production de ce minéral sera atteint entre 2030 et 2040 entraînant ensuite une période de carence et, in fine, un épuisement de la ressource (Cordell et al., 2009).

Enfin, le système alimentaire actuel contribue également à l'épuisement des stocks énergétiques. En passant d'une main-d'œuvre majoritairement manuelle à la mécanisation, on observe une augmentation spectaculaire de l'utilisation des énergies fossiles en agriculture (Harchaoui & Chatzimpiros, 2019). Les agriculteurs sont passés d'une quasi-autonomie énergétique à la fin de la deuxième guerre mondiale à une dépendance quasi-totale aux énergies extérieures. On dénombre aujourd'hui plus de tracteurs que d'agriculteurs en France. Concrètement, l'agriculture française consomme annuellement 5,4 Mtep² représentant presque 3% de la consommation directe d'énergie finale de la France. Plus de 70% de cette consommation correspond à des produits pétroliers, notamment utilisés comme carburants pour les cultures céréalières (ADEME, 2012). En raisonnant en termes d'empreinte énergétique, l'énergie utilisée pour l'alimentation des Français, comprenant la transformation et le transport alimentaire, s'élève toutefois à 31,6 Mtep (Barbier et al., 2019), soit presque 6 fois plus que l'énergie directe consommée par l'agriculture française.

En somme, l'organisation actuelle de notre manière de produire et de consommer, peu connectée à son territoire, est à l'origine de nombreuses externalités négatives. Elle impacte nos sols, nos rivières et nappes phréatiques, notre air et elle est une de causes principales du changement climatique, de l'érosion de la biodiversité au niveau mondial et de l'épuisement des ressources (Lang & Barling, 2012). (Figure 6)

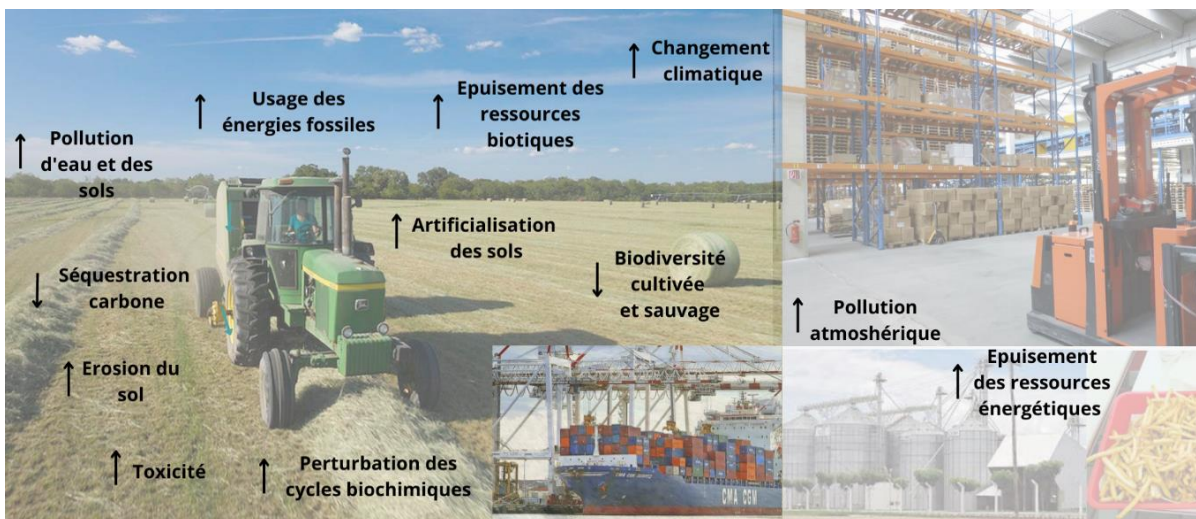


Figure 6. Résumé des impacts environnementaux majeurs des systèmes alimentaires conventionnels

² Millions de tonnes d'équivalent pétrole

Face à ces constats, de multiples modèles et pratiques agricoles alternatifs se développent ou s'entretiennent. Néanmoins, on constate que la production agricole conventionnelle et intensive est aujourd'hui dominante dans le panorama des pratiques existantes (en termes de quantités produites). Selon un récent sondage de Bonial sur plus de 5 000 Français, 87 % des interrogés font leurs courses alimentaires en grandes surfaces (Bonial, 2022). Entre 40 et 70 % des produits présents dans ces enseignes sont des produits ultra-transformés et conventionnels (Fardet, 2018). Malgré la coexistence et le développement de systèmes plus alternatifs, les tendances de l'industrialisation s'accroissent. A titre d'exemple, en dépit du développement de la production biologique dont la surface en France a plus que doublé depuis 2014 (Agence Bio, 2020), la quantité d'intrants tels que les pesticides ou les ressources énergétiques utilisées ne font qu'augmenter.

L'agriculture et l'alimentation sont toutefois un levier incontournable de la transition écologique (Lamine, 2012) et territoriale (Loudiyi & Houdart, 2019). L'agriculture rend des services écosystémiques tels que le stockage de carbone, la valorisation des paysages, la réutilisation des ressources, la pollinisation, la stabilité et la fertilité des sols, la purification de l'eau, le contrôle des invasions biologiques, la mitigation des incendies ou encore la préservation de la biodiversité (Sautereau & Benoit, 2016). Or, le modèle contemporain basé sur l'industrialisation, la mondialisation et la capitalisation de notre alimentation, développé depuis les cinquante dernières années, n'a pas su entretenir ces externalités positives. Comment donc favoriser le développement d'une agriculture et d'une alimentation durables et résilientes ? Bien que plusieurs solutions existent, nous nous intéresserons plus particulièrement à la contribution de la reterritorialisation dans cette transition en faisant l'hypothèse que les systèmes alimentaires territorialisés représentent une opportunité pour les acteurs territoriaux de reprendre en main le contrôle sur leur alimentation.

2.1.3 Essor des systèmes alimentaires territorialisés et alternatifs

De multiples dénominations existent dans la littérature pour décrire les systèmes alimentaires alternatifs territorialisés. Outre le terme générique de « systèmes alimentaires territorialisés », on peut mentionner par exemple les systèmes alimentaires locaux (SYAL), les paysages alimentaires, les systèmes agroalimentaires alternatifs (S3A) ou les circuits courts.

Tout d'abord, la notion de « systèmes alimentaires territorialisés » a été définie lors du 2e Sommet des régions du monde en faveur de la sécurité alimentaire en 2012, impliquant une organisation territoriale, alternative et plus durable des systèmes alimentaires. De façon similaire, José Muchnik et Denis Sautier, établissent le terme de « systèmes agroalimentaires locaux » (SYAL ou LAFS en anglais) pour définir des produits et des services alimentaires alternatifs ancrés sur un territoire donné (Fournier & Muchnik, 2011 ; Sanz-Cañada & Muchnik, 2016). De leur côté, les « systèmes alimentaires alternatifs », définis par les sociologues, regroupent les circuits courts, le commerce

équitable et l'agriculture biologique en les opposant au modèle dominant basé sur les chaînes longues (Deverre & Lamine, 2010 ; le Velly, 2017). D'autres chercheurs étudient plutôt ces systèmes sous l'angle de la commercialisation par le biais de « circuits courts » ou de « circuits de proximité » (Aubry & Chiffolleau, 2009). En géographie, les chercheurs se concentrent en grande partie sur ce qu'ils appellent le « foodscape » ou le « paysage alimentaire » (Yasmeen, 1995) incluant des espaces de production, de vente et de consommation alimentaire de proximité (Vonthron, 2021).

L'ensemble de ces initiatives sont ainsi ancrées dans l'espace par un enracinement spatial jouant un rôle important sur leur développement (Bognon, 2014). Cette vision est très perceptible dans les travaux sur le développement des systèmes agroalimentaires locaux (SYAL) (Sanz-Cañada & Muchnik, 2011) ou des circuits courts (Aubry & Chiffolleau, 2009). Néanmoins, toutes ces dénominations sous-entendent que cette forme de proximité spatiale est un atout majeur de durabilité, en opposition avec le système dominant mondialisé. Les auteurs suggèrent que l'échelle territoriale réduite (commune, intercommunalités ou département) est la plus à même de permettre une transition efficiente vers plus de durabilité et de résilience (Caron, 2021 ; Chiffolleau & Dourian, 2020; Clancy & Ruhf, 2010; Dansero & Puttilli, 2014; Deverre & Lamine, 2010; Helenius et al., 2007; Kremer & DeLiberty, 2011; Morgan et al., 2006). De manière courante, les études des SYAL et des systèmes territorialisés excluent par conséquent les systèmes conventionnels et globalisés de leur analyse.

Tout au long de ce chapitre, il convient ainsi d'utiliser le terme de systèmes alimentaires territorialisés ou locaux afin de décrire l'ensemble des initiatives de territorialisation visant notamment à renforcer la durabilité du système alimentaire d'un territoire. Néanmoins, à partir de la partie consacrée à l'évaluation (chapitre III), nous nous référons plutôt au concept élargi de SAT en tant que ***système alimentaire territorial ou*** système alimentaire de territoire (« local food system » en anglais). Il s'agit d'un ensemble de pratiques, d'activités et de flux naturels, économiques et sociaux relatifs à l'agriculture et à l'alimentation dont un dénominateur commun est un territoire défini (Kremer & DeLiberty, 2011 ; Schönhart et al., 2009). Il se rapproche ainsi de la vision systémique du concept de « foodscape » (Vonthron et al., 2020) qui désigne un système alimentaire et son environnement. Cet ensemble est composé des acteurs et des politiques locales en interaction. Le système alimentaire territorial englobe par conséquent l'ensemble des activités et des acteurs associés aux processus de production, transformation, distribution, commercialisation, consommation et gestion des déchets liés à l'alimentation, qu'ils soient « alternatifs » ou « conventionnels ». Il intègre l'hétérogénéité et la complémentarité et/ou concurrence des modèles agricoles et alimentaires existants sur un territoire pour donner suite aux études émergentes sur ce sujet (Gasselin et al., 2021). Ceci permet de considérer la pluralité des modèles territoriaux, aujourd'hui peu traitée dans la littérature (Loudiyi & Cerdan, 2021).

Malgré l'importance capitale de l'agriculture et de l'alimentation pour les territoires, ce n'est qu'au début des années 2000 que la recherche a commencé à s'intéresser à la multifonctionnalité des espaces agricoles dans les territoires (Bryant et al., 2009) et à l'exploration des relations entre alimentation et territoire, entre producteurs et consommateurs (Goodman, 2004). Des recherches émergent aussi sur le rôle des autorités locales dans la planification alimentaire (Buchan et al., 2015). Dans cette approche d'économie territoriale, les territoires redeviennent des lieux privilégiés de l'organisation et de la gouvernance alimentaires avec un rôle prépondérant des institutions locales et des pouvoirs publics (Capt et al., 2012 ; Courlet & Pecqueur, 2013). Les pays anglo-saxons ont été parmi les premiers à analyser l'alimentation comme un outil d'aménagement territorial (Morgan & Sonnino, 2010). En France, les circuits courts et l'agriculture locale ont d'abord été étudiés sous l'angle de la géographie rurale notamment au début des années 2000 et ceci grâce à la dynamique du réseau rural français. Ce réseau a été créé pour valoriser les démarches de circuits courts et rassembler des acteurs de la société civile et des chercheurs (Prévost, 2014).

Aujourd'hui, les géographes concentrent des efforts importants à caractériser et recenser les circuits courts (Guiraud et al., 2014 ; Scheffer & Dalido, 2010) ou estimer le potentiel de relocalisation (Freedgood et al., 2011; Mouléry et al., 2022; Vicente-Vicente et al., 2021). Beaucoup de travaux aboutissent toutefois au constat que l'objectif de nourrir les métropoles uniquement avec une production locale est aujourd'hui hors d'atteinte (Baysse-Lainé & Perrin, 2017 ; Darrot, 2015). Cependant, la reterritorialisation vers un accroissement de l'autonomie alimentaire peut générer de nombreuses externalités positives tant à l'échelle locale que globale. Plus particulièrement, les auteurs démontrent qu'en préservant, développant et réorientant la production agricole vers des circuits locaux, les acteurs du territoire améliorent leur capacité à prendre en compte les enjeux environnementaux et socio-économiques (Belletti et al., 2015). Par exemple, il a été prouvé que ce type d'initiative génère des emplois locaux (Darrot, 2015).

Concernant les problématiques environnementales, l'échelle territoriale réduite semble propice à la prise en compte de ce type d'enjeux (Hugonnet & Bernard-Mongin, 2022). La proximité géographique peut par exemple faciliter le rapprochement de tous les acteurs du monde socio-économique (producteurs, transformateurs, distributeurs, collectivités territoriales et consommateurs) afin de travailler ensemble sur un changement de pratiques de production (telles que la conversion en agriculture biologique ou à l'agroécologie), et/ou de pratiques alimentaires (consommation locale, de saison, gestion de déchets alimentaires) (Bermond et al., 2019; Maréchal & Spanu, 2010). Des études confirment partiellement cette hypothèse (Machado-Bouroullec et al., 2016 ; Maréchal & Spanu, 2010). Plus concrètement, une surreprésentation de la production biologique au sein des circuits courts est souvent observée. À ce titre, les enquêtes menées en Bretagne ont montré que parmi les vendeurs en circuits courts (marchés, associations pour le

maintien d'une agriculture paysanne AMAPs, magasins collectifs), environ un produit sur trois est certifié en production biologique. La production en agriculture biologique ne représentait que 3 % de la production agricole totale en Bretagne au moment de l'étude (Maréchal & Spanu, 2010). De la même façon, une étude menée en Midi-Pyrénées démontre que 36 % des productions commercialisées en circuit court et de proximité sont en agriculture biologique ou sous signes distinctifs de qualité (AOP, IGP, etc.) (Machado-Bouroullec et al., 2016).

En matière de planification territoriale, ces dix dernières années sont marquées par des dynamiques intégrant les systèmes agroalimentaires dans le développement durable des territoires (Lardon & Loudiyi, 2014) et créant des systèmes alimentaires plus localisés (Cohen & Ilieva, 2015; Margetic et al., 2016; Morgan, 2015; Schmitt et al., 2016; Sonkin & Treakle, 2017; Terrieux, 2016).

À cette fin, en 2015, 115 villes dans le monde telles que Barcelone, Dakar, ou Washington DC ont signé le Pacte de Politique Alimentaire Urbaine de Milan. Les villes signataires affichent ainsi une intention de réorienter les politiques publiques relatives à l'aménagement, l'agriculture, le développement économique, l'environnement, la santé et la lutte contre le changement climatique afin de promouvoir des systèmes alimentaires territorialisés et la gestion durable de leurs ressources naturelles (Milan Pact, 2015). De la même manière, des traités tels que les Déclarations de Rennes (« Pour des systèmes alimentaires territorialisés », 4 juillet 2014) et de Québec (« Pour la promotion des initiatives locales d'alimentation responsable et durable et l'émergence des systèmes alimentaires territorialisés », 2 octobre 2015) ont été signés, incluant l'association des Régions de France (ARF). Depuis l'amplification de l'urgence climatique, l'agriculture et l'alimentation deviennent également de plus en plus motrices de politiques majeures de transition écologique (Vidal & Fleury, 2008). On peut mentionner à titre d'exemple la Déclaration de Glasgow, engageant les collectivités locales signataires à mettre leur politique alimentaire au cœur de la lutte contre le changement climatique (Glasgow Declaration, 2021). La multiplication de ces engagements témoigne d'une volonté des autorités locales de se réappropriier le fait alimentaire, en considérant progressivement l'alimentation comme une problématique clé (Ohoussa & Margetic, 2022) et un levier de renouvellement des territoires (Poulot, 2021).

En dehors de ces engagements, les récentes analyses spatiales des bassins d'approvisionnement alimentaire de proximité confirment une dynamique de relocalisation (Baysse-Lainé & Perrin, 2017). Par ailleurs, les consommateurs sont de plus en plus nombreux à demander des produits locaux et à revendiquer un meilleur contrôle de leur alimentation (Bricas et al., 2013 ; Poulot, 2012). L'augmentation de cette demande se matérialise via une montée des agriculteurs commercialisant

en circuits courts passant de 18 % en 2010 à 28 % en 2020³ (ministère de l'Agriculture, 2020b). Face à ces dynamiques politico-sociétales, les autorités publiques institutionnalisent progressivement des stratégies de reterritorialisation comme réponse aux problématiques climatiques, environnementales et socio-économiques du 21^e siècle (Buchan et al., 2015 ; Carey, 2011; Sonnino et al., 2019; Thompson et al., 2008).

³ *Le pourcentage peut présenter des erreurs potentielles dues au changement du calcul entre le recensement en 2010 et 2020*

2.2 INSTITUTIONNALISATION DE LA RETERRITORIALISATION EN FRANCE

2.2.1 Rôle des acteurs publics dans le développement des systèmes alimentaires territorialisés

Les premières initiatives de systèmes alimentaires territorialisés concernent des mouvements bottom-up. Il s'agit par exemple du mouvement Slow Food initié en Italie en 1986, qui promeut la gastronomie régionale, les plantations d'espaces publics comestibles ou des « community kitchens » initiés dans les pays anglo-saxons (Macé-Le Fischer, 2023). De la même façon en France, le développement de circuits courts est largement dû à un engouement des citoyens tels que le développement des AMAPs (Chiffolleau & Prévost, 2012).

Ces démarches se développent à la fin du 20^e siècle en raison notamment d'un questionnement éthique pour les producteurs dans les pays du Sud et d'une succession de crises sanitaires (crise de la vache folle, gripes aviaires, etc.). À cette époque, l'agriculture et l'alimentation étaient écartées de la planification urbaine et territoriale des pays développés (Capt et al., 2012 ; Pothukuchi & Kaufman, 2000). En gagnant progressivement en légitimité, les initiatives citoyennes en faveur des SAT rentrent progressivement dans le débat à la fois politique, mais également scientifique, et cela notamment dans les pays du Nord (Morgan, 2015 ; Mount, 2012). En parallèle, les effets conjoncturels tels que l'augmentation des prix alimentaires en lien avec la crise économique, les effets du changement climatique et des tensions croissantes dans les pays producteurs ont contribué à donner de l'importance à cette thématique (Morgan, 2009). Après des décennies d'abondance, l'insécurité alimentaire ressurgit dans les pays du Nord. L'alimentation retrouve ainsi son chemin dans les politiques publiques en tant que réponse à de nouvelles crises (Michel & Soulard, 2021). Pour Morgan et Sonnino (Morgan & Sonnino, 2010), ce nouveau déséquilibre fait naître ce qu'ils appellent une *nouvelle équation alimentaire* (« new food equation ») qui incite à redonner une importance institutionnelle aux politiques alimentaires locales.

En conséquence, les autorités nationales mettent progressivement en place des réglementations en faveur de la reterritorialisation. Parmi les premières politiques en Europe, on trouve les encouragements à inclure des produits locaux et durables (signes distinctifs de qualité) dans la restauration collective (Morgan & Morely, 2002). L'approvisionnement en produits locaux a ainsi été encouragé en Toscane en Italie ou dans certaines régions allemandes. L'inclusion de produits biologiques dans les marchés publics, fait également depuis longtemps partie de la réglementation en Italie, en France, au Danemark, en Finlande, en Autriche ou en Allemagne (*Ibid*). Encore aujourd'hui, les marchés publics restent le levier privilégié des états et des collectivités dans la mise en place de politiques locales alimentaires, mais le périmètre des politiques menées s'élargit.

En effet, du fait de leur position, les *collectivités territoriales* jouent un rôle important dans l'organisation des systèmes alimentaires locaux. Dépendant des échelons territoriaux, elles peuvent avoir la compétence du développement économique, du transport, de la gestion de la restauration publique, de la gestion du foncier agricole. Ces responsabilités leur confèrent la capacité d'orienter le choix des consommateurs via l'offre locale (vente à la ferme, marchés, magasins bio, cantines). De plus, on estime que l'industrie et le commerce liés à l'alimentation font partie des industries pour lesquelles les pouvoirs publics locaux ont le plus d'influence. Les collectivités sont par exemple chargées de la gestion de l'eau utilisée par les agriculteurs et les industries agroalimentaires. Elles gèrent également les déchets alimentaires ainsi que la précarité alimentaire (Pothukuchi & Kaufman, 2000). Par ailleurs, l'alimentation représente une part importante des dépenses et des activités des ménages du territoire. Les collectivités disposent ainsi d'un large éventail de possibilités pour agir directement et indirectement en faveur de la durabilité des systèmes alimentaires dont se saisissent progressivement un nombre croissant d'autorités locales.

La France, le plus grand pays producteur de denrées agricoles de l'UE, est l'un des pionniers parmi les pays européens en matière d'incitation institutionnelle de reterritorialisation des systèmes alimentaires, notamment via le développement des circuits courts (Kneafsey et al., 2013). Le rapprochement des producteurs et des consommateurs était déjà présent dans le Plan National Nutrition Santé PNNS2 en 2006. Toutefois, la prise en compte plus précise des circuits courts dans les politiques nationales date du plan Barnier (2009). Ce plan visait à mieux connaître et structurer les circuits courts présents dans le pays. Il a permis de mettre en place un réseau des acteurs des circuits courts, d'inclure leur identification dans le recensement agricole et de financer des programmes en lien avec leur développement (Prévoist, 2014). Par la suite, le premier Programme National de l'Alimentation (PNA) a renforcé l'objectif de développement des circuits courts notamment via la restauration publique. Dans sa deuxième édition, le PNA 2 met en place le dispositif intitulé « des Projets Alimentaires Territoriaux » (PAT) afin de plus concrètement mettre en place cet objectif issu de la loi d'Avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt de 2014. Depuis, la réglementation se renforce en ce sens notamment via l'obligation d'inclure de produits biologiques, de saison et locaux dans la restauration collective (Wallet & Bouroullec, 2021). De plus, les politiques de reterritorialisation intègrent de plus en plus des stratégies environnementales telles que la Stratégie Nationale Bas Carbone (SNBC) ou la loi Climat et résilience. Les différentes politiques en faveur de la reterritorialisation alimentaire sont résumées par la Figure 7.

Chapitre II. Reterritorialisation, PAT et impact environnemental

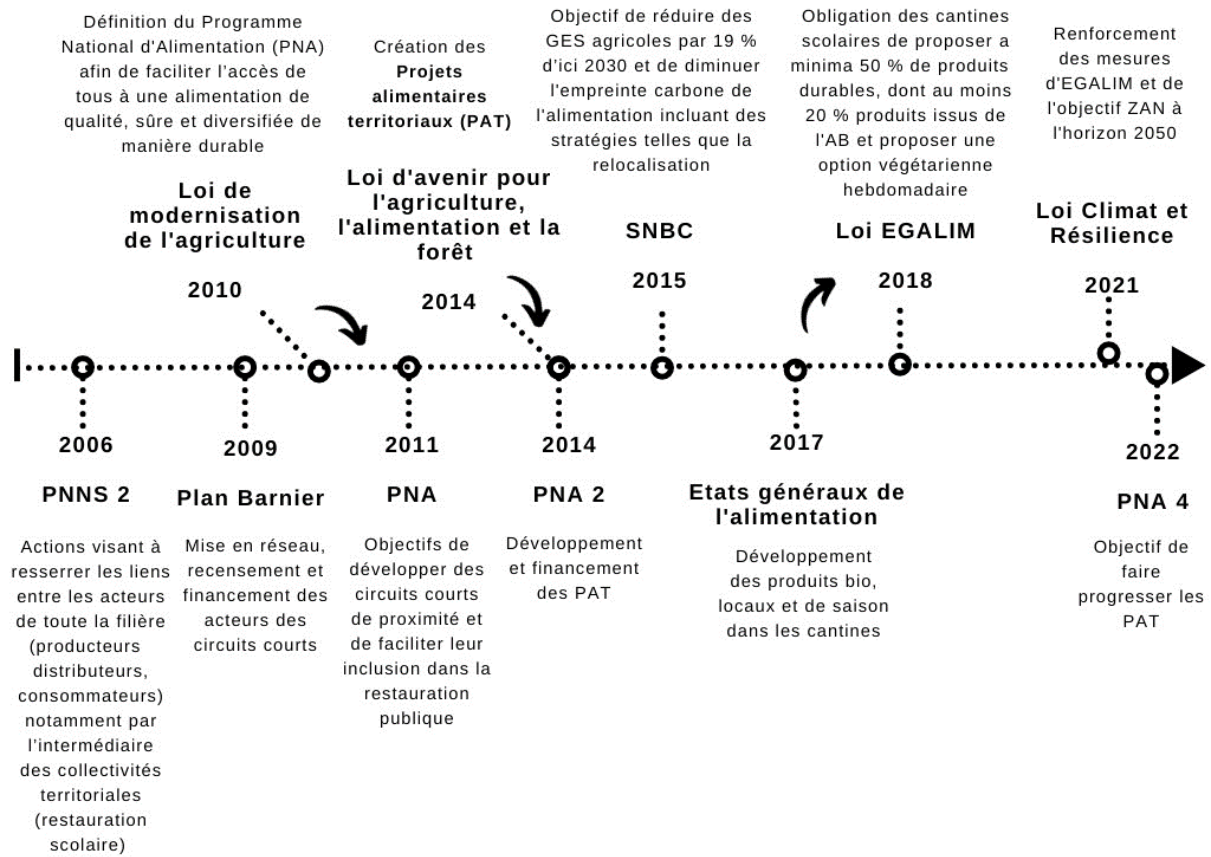


Figure 7. Développement de la réglementation et des dispositifs publics en faveur des systèmes alimentaires territorialisés et de la reterritorialisation alimentaire

Néanmoins, malgré un discours institutionnel encourageant la production et la consommation locales, les collectivités territoriales n'ont pas de compétences en matière d'alimentation et d'agriculture clairement définies, ce qui est un frein au déploiement de ces démarches (Bricas et al., 2017 ; Margetic et al., 2016). Le fonctionnement local est ainsi partiellement dicté par des règles fixées à l'échelle supranationale (Rastoin, 2007) ou nationale (Hasnaoui Amri, 2018). Or ces règles favorisent généralement une agriculture productiviste et mondialisée. Plus particulièrement, les échanges alimentaires sont contraints par les traités de l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC) ainsi que par le traité de Rome pour les pays européens, imposant le principe de liberté de commercialisation et de non-discrimination des produits provenant de l'étranger (Morgan, 2009). Les politiques européennes telles que la politique agricole commune (PAC), dont la majorité des subventions (premier pilier) est calculée sur la base du nombre d'hectares, favorisent l'agrandissement des exploitations agricoles, la spécialisation régionale et la concentration des industries agroalimentaires. Par conséquent, cela accentue une dissociation géographique des lieux de production et de consommation (Wallet, 2021).

En dépit de ces politiques antinomiques, l'organisation territoriale de l'alimentation progresse en France. Elle est due à la fois aux politiques publiques mises en place ces cinq dernières années et à la prise de conscience liée à l'inflation des prix alimentaires, aux épisodes climatiques ou à la crise sanitaire de la Covid-19. Plusieurs initiatives territoriales démontrent aujourd'hui leur capacité à contrecarrer le modèle conventionnel en développant une économie locale durable. Les acteurs institutionnels et les pouvoirs publics jouent un rôle clé dans le développement de ce type de projets (Marraccini et al., 2013). À titre d'exemple, dans leurs travaux sur l'émergence des systèmes alimentaires localisés et alternatifs, Marie Poisson et Séverine Saleilles montrent que dans les trois projets collectifs en circuits courts analysés (en Bretagne, Pays-de-la-Loire et Poitou-Charentes), les collectivités territoriales étaient soit un catalyseur de la démarche, soit une interface dans leur gouvernance. L'implication institutionnelle est ainsi identifiée comme un déterminant majeur de la démarche (Poisson & Saleilles, 2012). Ces dernières années, parmi les actions territoriales en faveur de systèmes alimentaires territorialisés impliquant les autorités locales, les Projets Alimentaires Territoriaux (PAT) constituent l'élément le plus identifiable (Darrot et al., 2020).

2.2.2 Naissance et développement des Projets Alimentaires Territoriaux (PAT)

Les projets alimentaires territoriaux (PAT) sont des projets volontaires, bénéficiant de subventions publiques, menés majoritairement par les collectivités territoriales (communes, métropoles, parcs nationaux régionaux PNR, départements, régions...). Leur objectif principal est de rapprocher les acteurs de la chaîne alimentaire, de redonner de l'importance à l'économie alimentaire locale et durable et de structurer les filières courtes. Ils donnent ainsi un cadre stratégique et opérationnel à des initiatives territoriales agroalimentaires répondant à des enjeux environnementaux, socio-économiques et sanitaires (ministère de l'Agriculture, 2017). Les projets reconnus sont labélisés niveau 1 (PAT en émergence) ou niveau 2 (PAT avec des actions opérationnelles) par le ministère de l'Agriculture. La labélisation leur donne une reconnaissance nationale et permet aux initiatives territoriales d'être formalisées, regroupées et appréciées. Ainsi, les PAT remplacent et complètent des projets et stratégies agroalimentaires territoriaux existants précédemment (au sein des Agenda 21⁴ ou des Plans climat-air-énergie territoriaux PCAET par exemple). Ils sont perçus comme des outils de canalisation des énergies de reterritorialisation et de durabilité des systèmes alimentaires des territoires ainsi que d'une démonstration de la volonté politique territoriale de mettre en place une stratégie alimentaire durable.

⁴ *Agenda 21 est un plan d'action adopté lors du sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992. Il concerne les collectivités territoriales qui souhaitent mettre en place les principes du développement durable*

Officiellement, le projet doit tenir compte de l'ensemble des enjeux agroalimentaires (économiques, sociaux, environnementaux...) ainsi que de l'ensemble de la filière et des acteurs du territoire. Il fournit ainsi une opportunité de gestion systémique et concrète des systèmes agroalimentaires par les collectivités territoriales. Cependant, du fait de leur caractère non obligatoire, et dû au peu de moyens disponibles au regard de leur champ d'intervention, les démarches varient de façon importante d'un cas à l'autre. Pour certaines, il s'agit d'un outil de capitalisation des expériences existantes (PAT de Redon Agglomération), pour d'autres, c'est une opportunité de réorganiser les filières agroalimentaires locales (PAT du Sud-Ouest de la Métropole parisienne). Quelques obligations sont néanmoins à respecter. D'un point de vue organisationnel, la notion de PAT créée dans la Loi d'Avenir de 2014 doit comporter trois éléments de base :

- Inclure le PAT dans le plan d'action des collectivités et veiller à **sa cohérence avec d'autres politiques** locales et nationales.
- Assurer la **participation des acteurs locaux** de manière concertée : un partenariat doit être formalisé sous la forme d'un contrat entre les partenaires engagés.
- Mettre en œuvre une gouvernance partagée afin d'élaborer le projet et de définir un plan d'actions : l'obligation de réaliser un **diagnostic partagé** portant sur l'agriculture et sur l'alimentation du territoire et par la suite de mettre en place des actions opérationnelles.

De surcroît, pour être labélisé, le projet doit être cohérents avec les objectifs du PNA et du PRAD (plan régional de l'agriculture durable) et de viser à structurer l'économie locale agricole et alimentaire. Ceci peut se faire au travers de la restauration collective, de l'organisation des marchés, du soutien aux agriculteurs ainsi que de la sensibilisation des citoyens (centre de loisirs, jardins partagés), etc. (Brand, Bricas, et al., 2017). Les actions menées sont diverses et dépendent du diagnostic de façon à être contextualisées aux enjeux du territoire.

Dans la pratique, la majorité des projets sont encore au stade du diagnostic. Le premier PATnorama, réalisé en 2020 par le réseau national des PAT (RnPAT) (Terres en ville, 2020) a identifié quatre grandes stratégies au sein des PAT. Elles concernent le développement territorialisé des filières, des circuits courts de proximité, l'encouragement de la production agricole et de la consommation alimentaire à faible impact environnemental. Plus particulièrement, les actions les plus récurrentes incluent :

- La protection du **foncier agricole** via les Zones Agricoles Protégées ZAP ou les Périmètres de Protection et de mise en valeur des Espaces Naturels et Agricoles Périurbains PENAP (ou PAEN).
- Le développement de **l'agriculture urbaine** et la mise en place de l'approvisionnement durable dans les **marchés publics**.

- La promotion et l'accompagnement des **pratiques biologiques et agroécologiques**.
- En matière de **sensibilisation du grand public**, les défis Famille à alimentation positive (FAAP) ou la sensibilisation au gaspillage alimentaire connaissent un engouement.

Tous les projets sans exception sont menés pour développer et structurer des circuits courts. L'approvisionnement en produits locaux et durables dans la restauration collective est de loin l'action principale impulsée par l'objectif de la loi EGALIM de 50 % des produits durables dans les cantines à compter de 2022.

Depuis la mise en place du dispositif, outre la loi EGALIM, les objectifs des PAT ont également été renforcés par la loi Climat et Résilience de 2021. Cette loi élargit l'obligation de produits durables dans la restauration collective publique et intensifie la lutte contre le gaspillage alimentaire. Une option végétarienne hebdomadaire devient obligatoire.

L'Etat a en même temps revu à la hausse les moyens dédiés à ces projets grâce au plan de relance post-Covid « France relance ». À ce titre, 80 millions ont été consacrés au développement des PAT (sur un budget total de 100 milliards d'euros) (ministère de l'Agriculture, 2020a). Cet encouragement institutionnel a permis une accélération dans le déploiement des projets à travers la France (Marchand & Chabanet, 2022). À ce jour, près de 430 PAT, répartis de façon hétérogène dans le pays, sont reconnus par le ministère (ministère de l'Agriculture, 2023b). La majorité des projets reconnus sont du niveau 1 de labélisation. La région d'Occitanie compte le plus grand nombre de démarches (Figure 8).

Carte de la France Métropolitaine



Figure 8. Carte de la distribution des PAT en France Métropolitaine selon le niveau de labélisation.

Source : Observatoire national des PAT (OnPAT) du RnPAT (RnPAT, 2023)

La mise en place des PAT a de surcroît été un accélérateur de l'inclusion de critères de durabilité et d'enjeux environnementaux dans la gestion locale de l'alimentation (Marcadet, 2021). Par leur montée en puissance, ces projets offrent ainsi une opportunité d'accélérer la transition (Ohoussa & Margetic, 2022). Les premières analyses du RnPAT sur l'inclusion de l'environnement au sein des PAT (Marcadet, 2021) confirment l'hypothèse soutenue dans ce travail selon laquelle la reterritorialisation est porteuse de pratiques durables. Il convient ainsi de s'interroger sur l'efficacité de ce type d'outil territorial à diminuer les impacts environnementaux des systèmes agroalimentaires (Marchand & Chabanet, 2022).

2.3 PROJETS ALIMENTAIRES TERRITORIAUX (PAT) ET ENVIRONNEMENT

2.3.1 Impact environnemental de la reterritorialisation dans la littérature scientifique

Sans vouloir remettre en cause le développement positif des démarches de reterritorialisation alimentaire ou des PAT en France, il semble pertinent de s'interroger sur leur capacité à contribuer à la transition écologique. Bien que souvent utilisée de manière interchangeable, la relocalisation des systèmes alimentaires n'est pas obligatoirement synonyme d'une stratégie alimentaire durable (Morgan, 2010 ; Morgan & Sonnino, 2010). Dès le début des années 2000, les scientifiques appellent à une meilleure évaluation des impacts des SAT sur les écosystèmes (Pothukuchi & Kaufman, 2000). Or à ce jour, les études existantes dans ce domaine sont rares et la majorité d'entre elles portent sur la comparaison des circuits courts et des circuits longs (Gonçalves & Zeroual, 2016).

Pourtant, le foisonnement des initiatives des SAT et des alternatives aux systèmes mondialisés suscite de vives discussions dans la sphère scientifique ainsi que politique (Chiffolleau, 2017). On prête souvent aux circuits courts et locaux des vertus environnementales, sociales et économiques (Chiffolleau et al., 2013 ; Chiffolleau & Dourian, 2020 ; Chiffolleau & Prévost, 2012; Commissariat général au développement durable, 2013; Vidal & Fleury, 2008). D'autres auteurs contestent la supériorité environnementale intrinsèque des circuits courts et du local (Born & Purcell, 2006 ; Schlich & Fleissner, 2005). Le document le plus controversé est probablement l'article de Born et Purcell (Born & Purcell, 2006) arguant que manger local n'a rien de plus durable que manger des produits issus des circuits longs. Les auteurs appellent à ne pas tomber dans le piège du local (« local trap »). Il s'agit d'une tendance des chercheurs et activistes d'exagérer les vertus inhérentes aux échelles locales. Selon les auteurs, une telle organisation a la capacité d'être plus, mais aussi moins durable que toute autre organisation spatiale. La durabilité du système dépendrait ainsi plutôt des pratiques des acteurs du territoire (par le biais des modèles de production par exemple).

Pour répondre à cette question de façon empirique, les premiers travaux étudient la distanciation géographique dans le commerce alimentaire mondialisé via le concept des kilomètres alimentaires (« food miles » ou FM) (Paxton, 2005 ; Pirog et al., 2001; Schlich et al., 2005; Weber & Matthews, 2008). Les kilomètres alimentaires évoquent la distance parcourue par les denrées alimentaires entre le producteur et le consommateur final. Or, ces études démontrent que les longues distances parcourues par un produit n'impliquent pas d'émissions de gaz à effet de serre (GES) systématiquement plus fortes que pour de courtes distances. Ceci est dû à la fois à l'optimisation du transport mondial ainsi qu'aux moyens de transport utilisés. Si on ramène les émissions au kilogramme de produits transportés, les émissions peuvent même être plus élevées pour les circuits courts, notamment en raison de la prépondérance du transport maritime dans les circuits longs. En

effet, ce moyen de transport est moins émetteur de GES par kilogramme transporté que d'autres modes de transport.

Concrètement, parmi les premières études sur ce sujet, celle de (Schlich et al., 2005) démontre que les consommations d'énergie et les émissions liées au transport pour un agneau Néo-Zélandais et pour un agneau Allemand vendu en Allemagne sont peu différentes. Ce constat s'applique tout particulièrement aux produits d'origine animale, dont la part de production a une empreinte si élevée que la partie de transport devient négligeable. À l'opposé, une partie des études analysant la production et l'approvisionnement local en fruits et légumes montrent une efficacité environnementale supérieure pour les filières locales concernant les indicateurs de GES et de dépendance aux énergies fossiles (durai et al., 2011 ; Jones, 2002; Michalský & Hooda, 2015). De la même façon, si un transport aérien est impliqué, les chaînes locales se révèlent bien moins impactantes (Ghamkhar & Hicks, 2021). D'autres études comparant des systèmes conventionnels de longue distance et des systèmes agricoles locaux n'ont pas trouvé de différences significatives dans la consommation d'énergie et les émissions associées au transport des produits (Wallgren, 2006). En règle générale, la distance ne semble pas être un facteur déterminant de l'empreinte environnementale (Farmery et al., 2015). Une récente analyse de 428 circuits alimentaires en Europe conclut que les circuits longs étudiés semblent générer moins d'émissions et utiliser moins d'énergie à la tonne transportée par kilomètre que pour les circuits courts (Majewski et al., 2020). Cependant, une divergence trop importante sur l'organisation des circuits ne permet pas de généraliser ce résultat. De même, l'étude des chercheurs de l'INRAE de Montpellier (Loiseau et al., 2020) montre des différences conséquentes entre les différentes formes de circuits courts ainsi qu'une relativement bonne efficacité environnementale des circuits longs pour la filière des pommes françaises.

Globalement, il est complexe de conclure sur les impacts environnementaux des systèmes alimentaires territorialisés en raison de la diversité des systèmes de production, des filières de distribution en circuits courts et des profils des territoires concernés. Pour clore ce sujet, une étude de l'ADEME indique que les circuits courts représentent un vrai potentiel de diminution des émissions de GES et d'énergie sous réserve qu'ils soient bien optimisés (Barbier et al., 2019).

Les études listées précédemment limitent majoritairement leur périmètre d'étude au transport agroalimentaire (Gonçalves & Zeroual, 2016; Lee et al., 2017; Pirog et al., 2001; Schlich & Fleissner, 2005) négligeant l'aspect systémique et territorial de l'alimentation. Or, certains auteurs montrent que la commercialisation locale et le territoire influencent les pratiques agricoles des producteurs ainsi que les pratiques des consommateurs (Chiffolleau et al., 2016 ; Yang et al., 2020). Par ailleurs, dans la définition des systèmes alimentaires territorialisés, les pratiques durables à faible impact

environnemental jouent un rôle fondamental. Il est donc nécessaire d'évaluer, de la manière la plus exhaustive, l'impact environnemental des systèmes alimentaires locaux en prenant en compte leurs conséquences sur l'ensemble des activités agroalimentaires et pas uniquement le transport (Duram & Oberholtzer, 2010). Du fait du caractère systémique des PAT, incluant tous les maillons du système alimentaire et tous les enjeux territoriaux, ces dispositifs semblent être un exemple adéquat pour une évaluation environnementale des processus de reterritorialisation des systèmes alimentaires.

2.3.2 Évaluation environnementale des politiques territoriales et des PAT

La directive européenne de 2001 relative à l'Évaluation Environnementale Stratégique (EES) stipule que les projets et les plans pouvant avoir un effet notable sur l'environnement naturel doivent être soumis à une évaluation environnementale (Directive 2001/42/CE, 2001). Sa transcription en droit français est présente à plusieurs niveaux. Dans la phase amont de la mise en place de tous les projets de loi, ceux-ci sont accompagnés d'une étude d'impact ouverte aux contributions du public qui inclut l'évaluation de ses conséquences environnementales (Loi Organique N° 2009-403 Du 15 Avril 2009, 2009). Dans la phase ex-post, les politiques publiques sont soumises à l'évaluation de l'efficacité, une démarche engagée depuis plus de 20 ans en France.

Les dispositifs territoriaux portant sur l'aménagement et la protection de l'environnement telles que le SCoT (Schéma de Cohérence Territoriale) ou le PCAET (Plan Climat-Air-Energie Territorial) sont ainsi assujetties à l'évaluation initiale de l'impact environnemental avant la mise en place du projet et pendant sa mise en œuvre, afin d'en assurer le suivi. Le contenu et les échéances sont spécifiés par la loi. Dans les faits, ce type d'évaluation ne s'applique qu'à un nombre limité de projets et consiste à suivre un faible nombre d'indicateurs (GES, énergie utilisée, etc.). Quant aux projets alimentaires territoriaux, du fait de leur caractère non obligatoire, la loi ne préconise pas d'évaluation environnementale ni le suivi d'indicateurs environnementaux. Cette démarche relève ainsi d'un choix individuel des collectivités.

En conséquence, la prise en compte territoriale des enjeux environnementaux liés à l'agriculture n'est aujourd'hui pas suffisamment développée, et encore moins de manière systémique. De même, la prise en compte des habitudes alimentaires dans les politiques environnementales reste largement absente. Plus spécifiquement, les politiques environnementales en lien avec le système agroalimentaire apparaissent d'abord à l'échelle européenne ou nationale. Elles sont présentes dans la politique de l'Union européenne à partir de la fin des années 1990, et cela, notamment via l'inclusion des mesures agro-environnementales (MAE) dans la PAC ou dans la directive Nitrate visant à améliorer la qualité de l'eau (Hugonnet & Bernard-Mongin, 2022). Depuis les années 2000, des politiques nationales sectorielles avec pour finalité de diminuer l'usage des produits phytosanitaires

(Plan Ecophyto I et II) et la fertilisation minérale sont également engagées. Avec l'essor des préoccupations climatiques et la signature de traités internationaux tels que l'Accord de Paris, les politiques de réduction des émissions de GES deviennent également prégnantes sur le continent européen. L'UE définit des objectifs climatiques ambitieux tels que l'atteinte de la neutralité carbone à l'horizon 2050. Les MAE de la PAC deviennent ainsi les MAEC, mesures agro-environnementales et climatiques. Ces objectifs européens sont transposables dans les réglementations nationales. En France, la Stratégie Nationale Bas Carbone (SNBC1 et 2) définit une trajectoire de diminution des émissions de GES jusqu'à 2050. L'agriculture est identifiée parmi les trois postes principaux contribuant à l'empreinte carbone de la France. La stratégie prévoit de réduire de 18 % les émissions carbone du secteur agricole d'ici à 2030 et de 50 % d'ici à 2050 par rapport à 2015. En supposant que ces objectifs soient remplis, la SNBC prévoit qu'en 2050, l'agriculture sera le secteur économique le plus émetteur en France, contribuant à 60 % des GES (ministère de la Transition écologique, 2020).

Ces objectifs environnementaux et climatiques sont par la suite traduits dans les actions publiques à l'échelle locale et régionale. À l'échelle régionale, les plans régionaux de l'agriculture durable (PRAD) sont des documents de planification fixant les orientations stratégiques de la politique agroalimentaire de la région incluant les enjeux environnementaux. Pourtant, la réglementation la plus reconnue au niveau local, qui vise à engager des solutions concrètes au changement climatique à l'échelle territoriale, est la mise en place des Plans Climat depuis 2005, aujourd'hui rebaptisés Plans Climat-Air-Energie Territoriaux (PCAET). Ces démarches transversales aspirent à engager et à entretenir la transition énergétique des territoires dans plusieurs secteurs. Un des secteurs d'activité concerne l'agriculture et les actions portent généralement sur une diminution des émissions de GES agroalimentaires, une réduction des polluants atmosphériques d'origine agricole (PM10, Nox, NH3) ou une séquestration carbone via les prairies et les parcelles agricoles. Les PAT font également progressivement partie de ces plans territoriaux. D'autres plans et programmes locaux thématiques en lien avec l'agriculture ont été créés en complément afin d'améliorer la biodiversité et la qualité de l'eau, des sols ou de l'air et de retranscrire ainsi les objectifs nationaux dans la gestion locale. Il s'agit à titre d'exemple des trames vertes et bleues, des Agendas 21, des dispositifs TEPOS (Territoire à Energie Positive) ou des programmes d'économie circulaire.

En dépit de la multitude des dispositifs existants, l'efficacité des politiques environnementales agroalimentaires est aujourd'hui peu documentée et est majoritairement axée sur la mesure des GES du secteur agricole. D'autres indicateurs environnementaux sont négligés et l'alimentation est souvent peu ou pas abordée. Alors que le PCAET est assujéti à l'évaluation environnementale, les indicateurs en lien avec l'agriculture sont peu nombreux et manquent de vision systémique.

À l'échelle nationale ou supranationale, on constate néanmoins que les améliorations environnementales semblent modestes. Les émissions de gaz à effet de serre du secteur agricole européen et français sont stables ou diminuent légèrement. Il représente ainsi un des secteurs stratégiques avec le plus de budget public dédié et peu d'améliorations environnementales visibles. À titre d'exemple, le récent rapport de la Cour des comptes européenne conclut que les politiques telles que la PAC n'ont eu qu'une faible incidence sur les émissions agricoles (Cour des comptes européenne, 2021). Ceci bien qu'un quart de son budget soit consacré à l'atténuation et à l'adaptation au changement climatique. Alors que les diminutions des émissions de GES obtenues en France sont aujourd'hui proches des objectifs définis par la SNBC 2, des efforts bien plus importants doivent être menés afin d'atteindre l'objectif de réduction de 50 % d'ici à 2050 et de répondre au mieux aux enjeux environnementaux majeurs associés à l'alimentation.

Il ressort du rapport du Réseau Action Climat, faisant l'état des lieux des politiques agricoles et alimentaires françaises en matière de lutte contre les changements climatiques (Denhartigh, 2017), que les politiques actuelles ne permettent pas de contribuer à atteindre les objectifs climatiques de la France. Le réseau conseille ainsi d'inclure des politiques visant à agir sur les régimes alimentaires ainsi que sur une gestion plus régionalisée de l'agriculture et de l'alimentation. Cet avis rejoint ainsi celui de nombreux scientifiques et institutions réclamant une vision territoriale et systémique de l'alimentation afin de réduire les émissions de GES et les autres impacts environnementaux (Chiffolleau & Prévost, 2012 ; Morgan, 2010; Poore & Nemecek, 2018).

Du fait de la contribution du secteur agroalimentaire aux enjeux climatiques et environnementaux, les politiques publiques doivent plus scrupuleusement se saisir de ce secteur et évaluer son efficacité environnementale. De plus, l'alimentation représente un potentiel intégrateur de la globalité des secteurs territoriaux en raison de son caractère polyvalent et multifonctionnel (Lardon & Loudiyi, 2014). C'est ainsi un domaine essentiel pour la mise en place de politiques publiques durables, cohérentes et capables de traiter des enjeux divers incluant la protection de l'environnement (Morgan, 2014).

Les PAT en particulier sont des outils d'une gestion territoriale de l'alimentation qui incluent à la fois la production agricole, mais aussi la transformation, la consommation, la distribution et la gestion des déchets alimentaires et représentent ainsi un potentiel intéressant. Un suivi environnemental de ces outils politiques serait toutefois nécessaire afin de mesurer leur efficacité. Cela permettrait d'éclairer les questionnements scientifiques en lien avec les impacts environnementaux de la reterritorialisation. De plus, compte tenu de la quantité croissante de moyens financiers et techniques consacrés au développement de ces projets, leur évaluation permettrait d'éclairer les futures décisions politiques.

2.3.3 Potentiel environnemental des PAT

Pour évaluer l'efficacité environnementale des PAT, il convient, avant toute chose, d'estimer leur potentiel. Cette analyse exploratoire servira à identifier si les actions menées ou programmées au sein des PAT représentent un impact potentiel sur les externalités environnementales du système alimentaire. Son objectif est d'établir les hypothèses à tester par la suite via une évaluation environnementale plus approfondie.

Pour ce faire, nous avons ainsi extrait l'ensemble des PAT existants en 2020 à partir du site de l'Observatoire des PAT du RnPAT, équivalent à 187 territoires. Par la suite, nous avons recherché l'ensemble de leurs diagnostics et plans d'action disponible sur leurs sites Internet respectifs, ce qui a mené vers une analyse d'environ 70 PAT. De point de vue géographique, ce recensement contient un minimum deux PAT par région avec une surreprésentation des PAT de la région Occitanie. Cette analyse a été complétée par des rapports sur les actions des PAT tels que les rapports du RnPAT, d'Assemblée Nationale, du Sénat, etc. (Fosse et al., 2021; Marcadet, 2021; Marchand & Chabanet, 2022; Terres en ville, 2020; Terres en villes & Resolis, 2022). Pour chaque PAT et chaque rapport, des actions (prévues ou mises en œuvre) en lien avec l'environnement (sol, air, eau, climat) ont été répertoriées en se basant sur des études scientifiques.

Notre analyse montre que le premier argument le plus souvent cité par les PAT en faveur de l'environnement concerne la réduction des émissions de GES grâce à la diminution du transport lié à la mise en place de circuits courts. Or, comme démontré précédemment, cette justification ne fait pas de consensus dans la littérature scientifique.

En réalité, la plus grande partie des impacts des systèmes alimentaires provient de la phase agricole (Barbier et al., 2019). Sur ce sujet, les PAT visent, presque systématiquement, à agir sur la durabilité des pratiques agricoles locales. À ce titre, le PAT de Rouen Métropole a par exemple travaillé sur l'accompagnement des agriculteurs vers la conversion en agriculture biologique et ou plus largement vers l'agroécologie. Ceux-ci ont converti environ 280 ha en bio depuis 2014. De la même façon, le PAT des Bouches-du-Rhône travaille sur le développement de l'agroécologie en riziculture. Le soutien au développement de l'agriculture biologique, de l'agroécologie ou de l'agroforesterie permet par exemple de diminuer l'usage des engrais azotés synthétiques et des pesticides, et ainsi d'améliorer la biodiversité locale (Sautereau & Benoit, 2016). Cependant, concernant les GES, les résultats ne sont pas unanimes. Pour certains produits, l'empreinte carbone en agriculture extensive peut se révéler plus importante du fait de l'efficacité environnementale améliorée dans les procédés optimisés en agriculture conventionnelle, comme le dévoilent les bases des données environnementales des produits alimentaires (Colomb et al., 2015; Nitschelm et al., 2020). Il a néanmoins été démontré que les pratiques agroécologiques possèdent un meilleur bilan pour de nombreux indicateurs

environnementaux concernant la biodiversité, la qualité du sol et de l'eau, la séquestration du carbone, l'écotoxicité, l'eutrophisation ou l'épuisement des ressources (Laurent, 2012; Pellerin et al., 2019; Sautereau & Benoit, 2016). De surcroît, les initiatives de PAT protégeant les sols agricoles de l'artificialisation dans leur Plan Local d'Urbanisme (PLU) et encourageant l'élevage extensif, participent à maintenir ou à augmenter la séquestration du carbone sur leur territoire. Selon le GIEC, la combinaison des mesures de réduction des émissions agricoles de GES (N₂O et CH₄) avec des stratégies favorisant l'augmentation de l'absorption et du stockage du carbone en agriculture, pourrait contribuer à hauteur de 20 à 60 % du potentiel total d'atténuation des émissions planétaires de GES d'ici à 2030 (Mbow et al., 2019).

En encourageant le développement des filières locales, certains PAT, tels que le PAT du Lubéron, contribuent en outre à la préservation de variétés anciennes, mieux adaptées au territoire et ainsi plus résistantes aux dérèglements climatiques. Ces filières locales peuvent également développer d'anciennes techniques, comme dans le cas du PAT des Bouches-du-Rhône qui met en place une gestion ancestrale de l'irrigation et diminue ainsi les quantités d'eau prélevées.

En dehors du travail sur la production agricole et le développement des circuits courts, la sensibilisation à l'adoption de régimes alimentaires plus durables est une partie fondamentale des PAT. Elle concerne notamment la mise en place de menus végétariens et durables dans les cantines scolaires, ainsi que des activités de sensibilisation du grand public (défi FAAP, jardins pédagogiques, festivals, etc.). Dans le cas du PAT de Mouans-Sartoux, les cantines scolaires sont passées à 50 % des repas végétariens par semaine. Étant donné que la consommation de produits d'origine animale mobilise plus de 80 % de la totalité de la SAU et représente 85 % de l'empreinte GES de l'alimentation des Français, sa diminution représente un potentiel environnemental élevé (Barbier et al., 2020a). De fait, une multitude d'études démontrent un effet positif d'un régime plus végétal sur la globalité des indicateurs environnementaux (González-García et al., 2020; Rööös et al., 2015; Scarborough et al., 2014; Stylianou et al., 2021; Vanham et al., 2013, 2016).

Les actions des PAT peuvent également agir en amont de la consommation sur la partie distribution et transformation. C'est le cas du PAT de Bourg-en-Bresse qui collabore avec les entreprises agroalimentaires afin de mieux développer l'utilisation de protéines végétales.

Pour finir, la diminution du gaspillage alimentaire fait similairement partie intégrante des PAT. Elle est de fait l'un des axes principaux du PNA. Les PAT peuvent à la fois mener des campagnes de sensibilisation et agir dans la restauration collective ou encourager une gestion des déchets alimentaires plus durable en incitant au compostage ou à la méthanisation. Le gaspillage alimentaire est aujourd'hui responsable de 3 % des émissions nationales (soit 15,3 millions de tCO₂eq) (ADEME, 2016). Sa diminution permettrait par conséquent d'agir sur les GES, mais aussi sur les pollutions relatives au traitement des déchets et leurs transports.

L'ensemble de ces impacts positifs potentiels issus de notre analyse des PAT et de la revue de la littérature sont résumés dans le Tableau 1.

Chapitre II. Reterritorialisation, PAT et impact environnemental

Tableau 1. Résumé des actions majeures menées au sein des PAT et de leur impact environnemental potentiel

CATÉGORIE D'ACTION	ACTIONS MAJEURES MENÉES	EXEMPLE DE PAT	IMPACT POTENTIEL SUR L'ENVIRONNEMENT	ÉTUDES SCIENTIFIQUES SUR LE SUJET
AGRICULTURE	Aide aux installations en agriculture biologique (AB), promotion de pratiques agroécologiques	Albi, Lubéron, Pays des Châteaux, Strasbourg Béthune Bruay Artois Lys Romane	Réduction des émissions de GES, et de l'écotoxicité, de l'eutrophisation, de l'acidification, de l'épuisement des ressources fossiles et minérales	(Laurent, 2012; Le Roux et al., 2008; Pellerin et al., 2019; Pérez-Neira et al., 2021; Sautereau & Benoit, 2016; Seufert & Ramankutty, 2017)
	Accompagnement à la conversion en AB (aides, chartes, régies municipales...)	Redon Agglomération Rouen Métropole Bouches du Rhône	Préservation/restauration de la biodiversité, augmentation de la matière organique dans le sol, de la séquestration carbone	
	Développement des filières locales durables (légumineuses, anciennes variétés, pastoralisme)	Pays de Lorient Lubéron	Préservation de l'héritage génétique autochtone	(Sanz-Cañada & Muchnik, 2016)
	Développement de l'agriculture urbaine	Métropole de Nice Côte d'Azur	Réduction des émissions de GES et des polluants atmosphériques	(Benis & Ferrão, 2016; Caputo et al., 2020; Fosse, 2018; Kulak et al., 2013)
	Préservation de la ressource en eau	Rouen Métropole, Strasbourg, Rennes	Réduction de l'épuisement de la ressource en eau	(Laurent, 2012)
	Protection du foncier agricole (ZAP, PAEN)	Fortement investi par tous	Préservation/restauration de la biodiversité, augmentation de la matière organique dans le sol et de la	(Pellerin et al., 2019)

Chapitre II. Reterritorialisation, PAT et impact environnemental

			séquestration carbone	
APPROVISIONNEMENT & LOGISTIQUE	Installation du marché alimentaire des producteurs	Mouans-Sartoux	Réduction potentielle des émissions de GES et de la déforestation importée	(Barbier et al., 2019; Farmery et al., 2015; Ghamkhar & Hicks, 2021; Michalský & Hooda, 2015; Rizet & Keita, 2005)
	Soutien aux circuits courts, vente directe	Tous		
	Structuration de nouvelles filières (des réseaux), par ex. protéines végétales	Bourg en Bresse	Réduction de l’empreinte GES, sol, énergie	
TRANSFORMATION & DISTRIBUTION	Installation d’ateliers locaux de transformation (découpe, moulins, légumeries ...)	Ouest Aveyron	Réduction potentielle des émissions de GES	
RESTAURATION COLLECTIVE	Approvisionnement en produits durables	Tous		(Aguiar et al., 2021; Arvanitoyannis et al., 2014; González-García et al., 2020; Rööß et al., 2015; Roy et al., 2009; Springmann et al., 2018)
	Menus végétariens	Tous		
SENSIBILISATION/ÉDUCATION ALIMENTAIRE	Défi Famille à Alimentation Positive	Redon Agglomération	Réduction des émissions de GES, et de l’écotoxicité, de l’eutrophisation, de l’acidification, de l’épuisement des ressources fossiles et minérales	
	Animations périscolaires	Mouans-Sartoux		
	Sensibilisation du grand public (jardins pédagogiques, événements, festivals)	Tous		
DÉCHETS ALIMENTAIRES	Sensibilisation au gaspillage	Tous		(ADEME, 2016)
	Valorisation des déchets agricoles (méthanisation, compost)	Béthune Bruay Artois Ly Romane	Réduction des émissions de GES et des polluants atmosphériques	(Guebsi & Zouari, 2018)
		Rouen Métropole		

En dehors des actions environnementales engagées par les municipalités, certains auteurs montrent que le rapprochement des acteurs du système alimentaire peut générer des impacts indirects conduisant à des changements d'habitudes (Chiffolleau et al., 2016).

Le présent recensement de ces actions et de leur impact potentiel n'est pas exhaustif, car il existe une grande variété de PAT et d'impacts qui dépendent des pratiques territoriales. Il est donc nécessaire d'étudier des exemples concrets et de quantifier précisément leurs impacts en fonction des spécificités de chaque porteur de projet. Ce travail donnerait également l'occasion d'améliorer l'efficacité et le déploiement des dispositifs d'action publique et de guider les politiques territoriales de manière plus éclairée.

2.3.4 Hypothèses H1, H2, H3

À la suite de cet état de l'art concernant les impacts environnementaux des systèmes alimentaires mondialisés et du potentiel de réduction des impacts environnementaux associé à la reterritorialisation et plus particulièrement des PAT, trois hypothèses principales sont émises. Par la suite, l'objectif sera de les valider ou non en fournissant des éléments quantitatifs afin d'appuyer ce résultat. Les hypothèses sont les suivantes :

H1 : Le système alimentaire territorial génère des impacts indirects et directs d'une ampleur conséquente et variable selon les dynamiques territoriales présentes.

En raison de la mondialisation des systèmes alimentaires, produire et consommer des denrées alimentaires sur un territoire donné génère des impacts conséquents. Cette hypothèse est déjà partiellement démontrée dans le présent chapitre, mais il s'agira de l'approfondir quantitativement et d'étudier comment le territoire, ses politiques et ses pratiques influencent l'empreinte environnementale liée à ses approvisionnements alimentaires. Il est ainsi question de lier les apports des études géographiques et des sciences environnementales dans une analyse de la reterritorialisation.

H2 : Les politiques de reterritorialisation menées au sein des PAT diminuent les impacts environnementaux par rapport au système dominant mondialisé.

Pour une partie des actions des PAT, telles que la mise en place des circuits courts ou l'agriculture biologique, il n'y a pas de consensus scientifique clair sur leur efficacité environnementale ou climatique. Il s'agira par conséquent d'étudier plus concrètement un PAT pour estimer son impact. L'objectif est de recenser l'ensemble des changements impulsés par les dispositifs et des politiques locaux et d'évaluer leur impact environnemental a posteriori.

H3 : La reterritorialisation des systèmes alimentaires présente un fort potentiel dans la transition écologique des territoires.

Certains auteurs soutiennent l'idée que face aux forces de mondialisation et aux politiques supranationales, la gestion territoriale n'est pas une force de transformation suffisante (Wiener, 2007). Cette hypothèse rejoint l'hypothèse H2 visant à estimer de manière plus approfondie l'impact environnemental potentiel des politiques de reterritorialisation et leur contribution à la transition écologique. Cela inclut également une identification des actions à plus haut potentiel environnemental par le biais de scénarios prospectifs.

Ces hypothèses ouvrent la voie à des questions de recherche supplémentaires telles que : Comment évaluer l'impact de la reterritorialisation et des dispositifs systémiques telles que les PAT ? Comment étudier l'ensemble des impacts directs et indirects ? Comment les quantifier ? Quels indicateurs et quelles méthodes à utiliser ? Comment établir les liens de cause à effet ?

La dernière partie de ce chapitre sera ainsi dédiée à un état de l'art des indicateurs et des méthodologies pouvant être exploités pour approfondir ces interrogations.

2.4 METHODES D'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE

2.4.1 Méthodes existantes d'évaluation des PAT ou des systèmes alimentaires territoriaux (SAT)

La diminution de l'impact environnemental n'est pas l'objectif principal des PAT qui visent en priorité à relocaliser l'agriculture et l'alimentation dans les territoires. Toutefois, l'argument environnemental est souvent évoqué par les acteurs locaux pour justifier les actions mises en œuvre. Il représente même une entrée majeure pour certaines collectivités.

Pour comprendre la prise en compte de l'environnement et les impacts associés dans les PAT, un stage a été mené en 2021 par le Réseau national des PAT (RnPAT) (MIE rAYarcadet, 2021). Alors que cette étude montre une grande variété dans la compréhension et l'inclusion de l'environnement dans les PAT, il n'y a pas, à ce jour, d'évaluation environnementale du dispositif. Ceci s'explique par la difficulté méthodologique que représente un tel exercice. En effet, afin d'amplement saisir la totalité des bénéfices environnementaux des PAT, une méthodologie d'évaluation doit être :

- **Hétérogène** : capable d'évaluer un panel large d'actions hétérogènes en prenant en compte à la fois l'agriculture, mais aussi l'alimentation ou le transport,
- **Systemique** : permettant d'intégrer l'impact systémique incluant les conséquences directes ainsi qu'indirectes,
- **Multicritère** : ayant la capacité d'évaluer plusieurs critères environnementaux en même temps (climat, sol, eau, etc.),
- **Quantitative** : apte à chiffrer les impacts des réductions obtenues afin de prioriser les actions.

Plusieurs méthodologies d'évaluation environnementale sont à ce jour disponibles dans la littérature et sont en mesure d'être utilisées dans le cadre des PAT. Nous distinguons trois catégories principales : 1) les méthodes spécifiques développées pour l'évaluation des PAT, 2) les méthodes d'évaluation des systèmes alimentaires territorialisés existantes dans la littérature et 3) les outils sectoriels évaluant des actions spécifiques ou des composants des SAT, telles que l'agriculture ou les cantines scolaires.

La première catégorie (1), concernant les méthodes d'évaluation spécifiquement développées pour l'évaluation des PAT, a été recensée par le RnPAT. Pour mieux évaluer le développement du dispositif national des PAT et ses impacts, le RnPAT a créé l'Observatoire national des PAT (OnPAT) animé par Terres en villes et l'association RESOLIS. Son objectif est de contribuer à la co-construction et à la mise en place partagée des PAT. Il participe à ce titre à l'évaluation du dispositif sous le nom EvalPAT qui a récemment publié un rapport sur l'évaluation et l'impact des PAT (Terres en villes & Resolis,

2022). Le rapport montre que les méthodes et les indicateurs d'évaluation établis afin d'obtenir la subvention de l'Etat sont pour l'instant peu exigeants. Il montre également que les méthodes existantes d'évaluation des impacts sont peu nombreuses et que, compte tenu du caractère hétérogène des PAT, leur évaluation reste extrêmement difficile. Toutefois, les porteurs de projet interrogés expriment unanimement un fort besoin d'évaluation tout en mentionnant leur manque de connaissances concernant des outils mobilisables. De la même façon, dans le rapport de la mission parlementaire de Frédéric Marchand sur l'efficacité et les besoins des PAT, le sénateur propose de prévoir un véritable travail d'élaboration et de définition de grilles d'évaluation sur les enjeux des PAT systémiques (Marchand & Chabanet, 2022).

Afin de fournir les outils d'évaluation adaptés aux acteurs des PAT, le RnPAT, dans la deuxième partie de son étude, recense 15 initiatives existantes pouvant être employées pour une évaluation des PAT. Parmi les méthodes incluant l'impact environnemental, le rapport cite l'outil numérique de la résilience alimentaire CRATER, les guides d'auto-évaluation du CRTE, l'auto-évaluation du CEREMA et du CGDD et le guide des villes participant au Barcelone challenge. Ces outils sont pourtant très variés. À titre d'exemple, le « Barcelone challenge toolkit » inclut un outil calculant l'impact GES des actions d'une ville en faveur de l'alimentation durable. L'outil CRATER, de son côté, propose un diagnostic des territoires français intégrant des impacts environnementaux de l'agriculture locale. Seuls deux outils d'évaluation sont identifiés comme opérationnels pour une évaluation environnementale des PATs et d'ores et déjà testé sur les PAT : l'auto-évaluation environnementale du CEREMA/CGDD et la méthode Syalinnov.

Concernant le premier de ces outils, le CEREMA et le CGDD (Commissariat général au développement durable) ont été mandatés en 2020 pour développer un référentiel national d'auto-évaluation environnementale pour les acteurs de PAT (CEREMA & CGDD, 2021). Le référentiel spécifie la démarche d'évaluation, les indicateurs à utiliser ou la collecte de données à réaliser. Ce document-repère comporte 7 thématiques (production, transformation, logistique, valorisation, consommation, restauration et structuration des filières) et 7 sous-thématiques (variétés cultivées, agroécologie, intrants, eau, sols, énergie, déchets). Sur cette base, les collectivités peuvent évaluer leur contribution (de très faible à forte) sur chacune des thématiques. La méthode n'offre pas une grille d'indicateurs rigides, mais propose plutôt des questions auto-évaluatives qui permettent de sensibiliser les acteurs à la prise en compte de l'environnement. Des indicateurs de suivi sont pourtant proposés tels que le pourcentage de produits locaux et biologiques dans les cantines scolaires. La méthode est en cours de test sur le PAT du Havre Seine Métropole et de Redon Agglomération.

La deuxième méthode opérationnelle en cours d'utilisation sur le PAT de Mouans-Sartoux, le Pays de l'Or ou le Pays Terres de Lorraine est la méthode d'évaluation de la durabilité Syalinnov, ou sa

version Syalinnov + incluant des indicateurs environnementaux (Le Ray & Ourabah, 2018). La méthode mesure la durabilité via la proximité et ceci sur plusieurs niveaux : proximité géographique, cognitive, sociale, politique et économique. Ces proximités sont ensuite divisées en 15 indicateurs. Les indicateurs environnementaux incluent la durabilité des exploitations, l'impact environnemental de la restauration collective, de l'alimentation des habitants, des filières agroalimentaires ainsi que l'impact du dernier kilomètre. L'impact sur la qualité de l'eau potable est également considéré. La méthode est basée sur la théorie du changement d'impact permettant de mieux éclairer le lien de cause à effet des changements ayant eu lieu et ainsi plus facilement attribuer la réduction d'impact au PAT. Les données obtenues pour le calcul des indicateurs sont issues de réponses à des questionnaires distribués aux acteurs territoriaux. Les questionnaires concernent trois catégories d'acteurs : les consommateurs (population locale), acteurs économiques (filieres alimentaires et agriculteurs) et la restauration publique.

En parallèle de ces études, l'ADEME Hauts-de-France a créé sa propre grille d'évaluation environnementale des PAT sous forme d'un tableur en proposant des indicateurs concrets à mesurer afin d'agir sur la diminution des impacts (Desvignes, 2021). Les dimensions étudiées incluent la résilience, les pratiques agricoles, l'économie circulaire, le gaspillage alimentaire, la consommation d'énergie, l'aménagement et les pratiques de consommation. Un calcul permet par la suite d'établir un score de l'état environnemental du PAT sur chaque dimension. L'attribution de subventions aux PAT par l'ADEME Hauts-de-France sera ainsi à l'avenir conditionnée à la réalisation d'une telle évaluation environnementale.

Malgré les différences d'approches entre les méthodes existantes, toutes s'appuient majoritairement sur des indicateurs de suivi et la plupart attribuent un score environnemental par catégorie traitée. Cela empêche une quantification de l'impact d'une manière plus globale.

Revenons à la deuxième catégorie de méthodes existantes dans la littérature plus globale sur les SAT (2). Nous pouvons mentionner à titre d'exemple la méthode SAFA (Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems) de la FAO (FAO, 2013b). Il s'agit d'un guide d'évaluation de la durabilité des systèmes alimentaires incluant l'environnement. La SAFA propose des outils variés (référentiel, fiches d'indicateurs, outil numérique), mais le choix d'indicateurs est réalisé par les porteurs de projet. Tout comme avec la méthode du CEREMA, si le porteur de projet agit en faveur de pratiques durables dans un domaine, il obtient un score élevé sur ce thème.

Citons également les grilles d'indicateurs de durabilité d'International Urban Food Network (IUFN) ou l'outil élaboré à la suite du Pacte de politique alimentaire urbaine de Milan (MUFPP) qui rassemble aujourd'hui 199 villes. Le premier a été développé par l'IUFN pour le compte du ministère de l'Écologie afin de s'interroger sur la mesure de l'impact de l'approche territoriale de l'alimentation

(International Urban Food network, 2015). Le deuxième a été construit entre la FAO et les villes du MUFPP et propose une liste d'indicateurs à surveiller pour les villes signataires (FAO, 2019). Il s'agit d'une combinaison de 44 indicateurs leur permettant de saisir leur situation dans six domaines : gouvernance, régime alimentaire soutenable et nutrition, équité économique et sociale, production alimentaire, distribution alimentaire, gaspillage alimentaire. Les indicateurs environnementaux y sont marginaux.

Dans la communauté scientifique, l'augmentation des circuits courts et le développement de nombreuses initiatives conduisent également les chercheurs à s'interroger sur les impacts produits par ces démarches (Allen et al., 2014). Toutefois, on note une lacune en termes d'indicateurs pertinents pour évaluer les impacts environnementaux des circuits courts (Aubry & Chiffolleau, 2009). Si la question des kilomètres alimentaires (food miles) n'est pas complètement tranchée, on en sait encore moins sur la relation entre les circuits courts et la biodiversité ou d'autres impacts environnementaux (Chiffolleau & Desclaux, 2008). Pour synthétiser les indicateurs possibles à mettre en place par une collectivité, les économistes Allen et al. (Allen et al., 2019) ont développé un set d'indicateurs choisis via l'approche itérative de la méthode Delphi. À partir d'une matrice de 136 indicateurs recensés au début des travaux, les auteurs ont consulté des experts dans chaque domaine afin d'aboutir à une grille d'analyse de 18 indicateurs de durabilité des systèmes alimentaires incluant les aspects environnementaux tels que la gestion d'eau. Aujourd'hui, l'opérationnalité de ces indicateurs à atteindre l'objectif recherché n'a pas été testée ce qui ne permet pas de juger l'efficacité réelle d'une telle méthode pour évaluer des PAT.

De la même manière que pour les méthodes proposées pour l'évaluation des PAT (1), les méthodes citées s'appuient sur un grand nombre d'indicateurs appliquant souvent une agrégation des plusieurs indicateurs ou une notation attribuant des scores aux actions menées. Elles n'évaluent donc pas ou peu les impacts environnementaux des projets de manière quantitative ou systémique.

Pour une évaluation plus quantitative, nous évoquons la troisième catégorie des méthodes (3) qui correspond à des outils d'évaluation sectoriels et à petite échelle comme celle d'une exploitation agricole. Les méthodes d'évaluation environnementale des exploitations les plus reconnues en France sont Dialecte (Solagro, 2000), IDEA (Zahm et al., 2019) ou Indigo (INRAE-Indigo, 2006). Ces méthodes incluent une variété d'indicateurs à calculer en lien avec le changement climatique, l'économie circulaire ou l'usage des ressources.

Afin d'adapter ce type d'outil à une évaluation environnementale des territoires, l'ADEME a développé l'outil Clim'Agri (ADEME, 2014). Ce dernier permet de mener un diagnostic approfondi de l'impact énergie-GES du secteur agricole à l'échelle territoriale. Alors que Clim'Agri offre une évaluation détaillée des impacts environnementaux de l'agriculture sur le territoire, d'autres maillons

du système alimentaire tels que le transport ou la transformation ne sont pas pris en compte empêchant ainsi son utilisation pour une évaluation des PAT dans leur globalité. En pratique, Clim'Agri, ou des outils ou logiciels similaires, peuvent être mobilisés par les porteurs de PAT pour évaluer une partie de leur impact ou faire un diagnostic de l'état environnemental initial.

Parmi d'autres outils disponibles, on compte également l'outil Aldo permettant d'estimer la séquestration carbone associée à des choix d'aménagement. Nous pouvons également mentionner l'outil QuantiGES qui permet d'estimer l'impact GES d'une action et qui a été utilisé par le PAT de Mouans-Sartoux afin d'estimer l'impact d'initiatives en lien avec la restauration scolaire. Les collectivités disposent également d'outils simplificateurs comme Parcel (<https://parcel-app.org/>) qui permet en un seul clic d'estimer l'impact positif de la relocalisation et des politiques alimentaires des collectivités, notamment en lien avec la loi EGALIM. L'outil fournit des estimations des effets d'une alimentation plus locale et durable sur les GES, l'eau, le sol et la biodiversité. Concernant les cantines scolaires, les outils tels qu'Étiquetable ou Climat Cantine permettent également de calculer l'empreinte carbone des cantines.

Ces méthodes et ces outils (3), certes quantitatifs, ne permettent pas de saisir l'ensemble des répercussions des actions relativement hétérogènes des PAT.

La globalité de ces trois catégories des méthodes, ainsi que leur capacité à répondre aux critères de l'évaluation environnementale complète des PAT, sont synthétisées dans la Figure 9 selon leur catégorie d'appartenance.


















Méthodes spécifiques à l'évaluation des PAT		Hétérogène	Systemique	Multicritère	Quantitative
Méthodes recensées par le RnPAT incluant les indicateurs environnementaux ou développées spécifiquement pour une évaluation environnementale des PAT					
	Auto-évaluation du CEREMA et CGDD	✓	X	✓	X
	Guide d'auto-évaluation du CRTE	✓	X	✓	X
	Barcelone challenge toolkit	✓	X	X	X
	Grille d'évaluation environnementale des PAT de l'ADEME Hauts-de-France	✓	X	✓	X
	Outil numérique CRATER	X	X	X	✓
	Syalinnov +	✓	X	✓	X
Méthodes d'évaluation des systèmes alimentaires territorialisés					
Méthodes développées par les organismes supra-nationaux ou nationaux ou par les chercheurs					
	SAFA (Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems) de la FAO	✓	X	✓	X
	Grille d'indicateurs de durabilité d'International urban food network (IUFN)	✓	X	✓	X
	Outil d'évaluation du Pacte de politique alimentaire urbaine de Milan (MUFPP)	✓	X	✓	X
	Set d'indicateurs élaboré dans les travaux de (Allen et al. 2019)	✓	X	✓	X
Outils sectoriels					
Outils développés pour un autre usage mais mobilisables dans le cadre de l'évaluation des PATs					
	Outils d'évaluation environnementale des exploitations: • Dialecte • IDEA • Indigo	X	X	X	✓
		X	X	X	✓
		X	X	✓	✓
	Outils de l'ADEME: • Clim'Agri • Aldo	X	X	X	✓
		X	X	X	✓
	Outils numériques: • PARCEL • Etiquetable • Climat cantine	X	X	X	✓
		X	X	X	✓
		X	X	X	✓

Figure 9. Méthodes d'évaluation environnementale existantes pour une analyse des systèmes alimentaires territoriaux (SAT) ou des projets alimentaires territoriaux (PAT). Une croix (X) signifie que la méthode ne répond pas à la caractéristique en question et une coche (V) signifie que la méthode y répond

Il en ressort qu'aucune méthode ne satisfait l'ensemble des critères préconisés pour réaliser une évaluation environnementale complète des PAT. En particulier, aucune méthode n'est systémique pour permettre d'étudier la globalité des répercussions environnementales d'un système territorial, directes ainsi qu'indirectes.

À partir de ces méthodes existantes, nous avons extrait les indicateurs environnementaux utilisés ou préconisés. Par définition, les indicateurs environnementaux sont considérés comme des marqueurs qui transmettent des informations sur des systèmes complexes afin de les rendre plus compréhensibles (Bockstaller & Girardin, 2003). Ils ont donc la capacité de décrire l'évolution des systèmes et de constituer des éléments nécessaires pour faciliter la prise de décision, le suivi ou l'évaluation.

On retrouve dans les méthodes recensées une large variété de types d'indicateurs à utiliser, d'une simple liste jusqu'à des indicateurs agrégés. Nous y distinguons différentes catégories d'indicateurs qui peuvent être divisés selon plusieurs cadres conceptuels existants. Le cadre conceptuel sur le type d'indicateur le plus utilisé est le cadre DPSIR de l'Agence Européenne de l'Environnement. Celui-ci divise les indicateurs en 5 catégories : Forces motrices (drivers)– Pression – Etat (State)– Impact – Réponse (Stanners et al., 2007). Les activités humaines ou les forces motrices (D) telles que le changement d'utilisation des sols ou des habitudes alimentaires déterminent des pressions (P) sur l'environnement comme l'usage de fertilisants. Ces pressions modifient l'état environnemental (S) comme la qualité ou quantité aquatique ou terrestre ce qui crée des impacts (I) tels que le changement climatique ou l'eutrophisation. La société y répond (R) en adaptant ses politiques avec la mise en place d'actions correctives ou de normes environnementales (Zahm, 2013).

Au total, plus de 220 indicateurs ont été identifiés dans les travaux existants. Les indicateurs les plus pertinents et ceux qui reviennent le plus souvent sont synthétisés dans la Figure 10. Ils sont regroupés en catégories thématiques : air, climat, eau, sol, biodiversité, énergie et ressources et sont classés selon le cadre conceptuel DSPIR. Les indicateurs avec un caractère récurrent d'apparition dans les méthodes sont marqués en gras. En raison de la quantité importante d'indicateurs existants, ce recensement ne peut toutefois pas se prétendre exhaustif.

Chapitre II. Reterritorialisation, PAT et impact environnemental

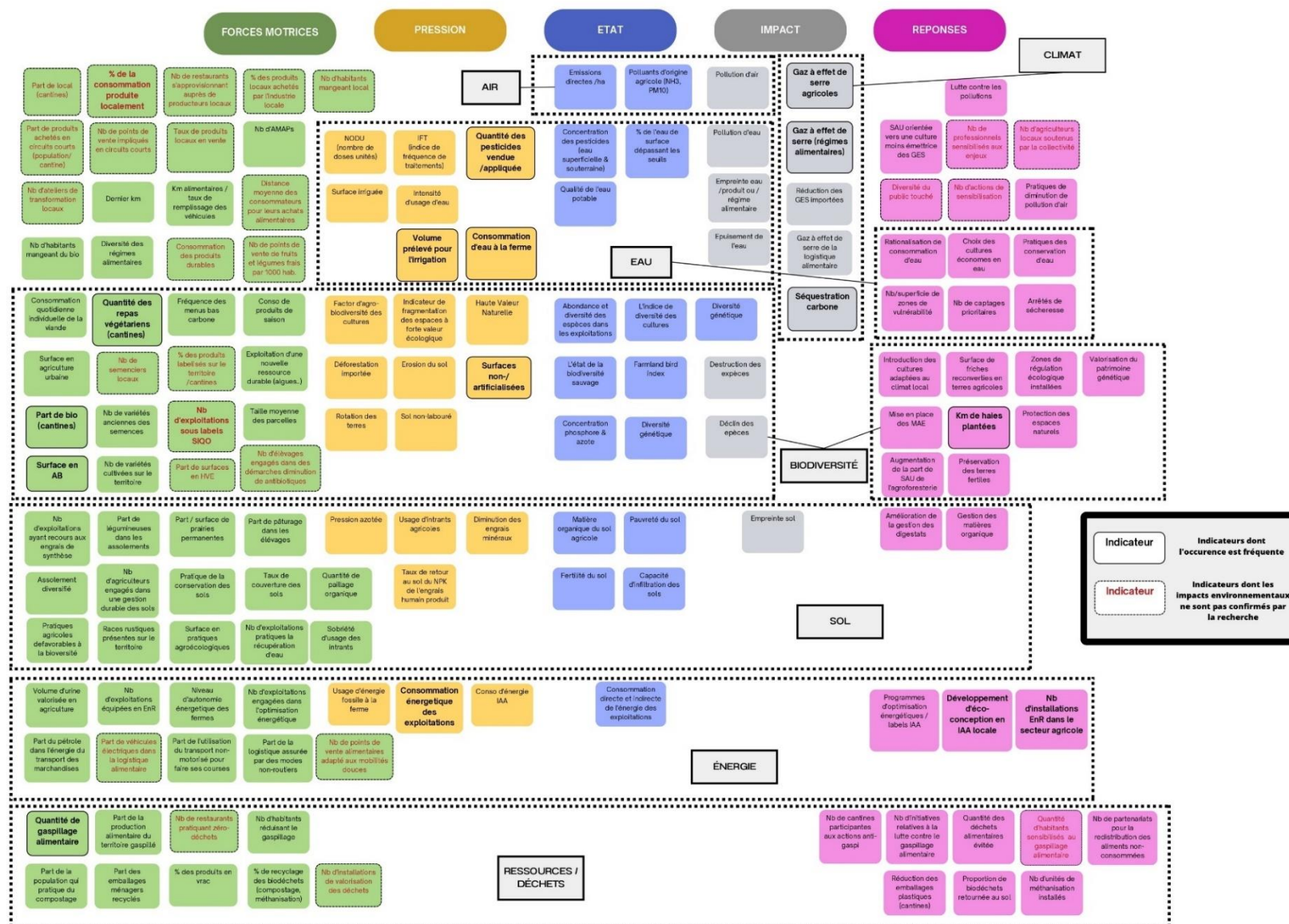


Figure 10 Indicateurs d'évaluation environnementale des SATs recensés à partir des travaux existants

Comme indiqué dans la Figure 10, les indicateurs sont souvent sectorisés (GES agricoles, GES alimentaires, etc.) enlevant ainsi une vision systémique de l'évaluation environnementale dans les méthodes proposées. De plus, les indicateurs les plus récurrents sont des indicateurs de forces motrices ou des indicateurs de réponse qui se classent tous les deux dans la catégorie des indicateurs de suivi. Les indicateurs de pression sont le plus souvent présents dans les méthodes d'évaluation environnementale des exploitations agricoles. Les indicateurs d'impact sont sous-représentés. Le seul indicateur d'impact qui revient systématiquement concerne les GES pour le secteur agricole, les régimes alimentaires des habitants, le menu des cantines, et même la logistique agroalimentaire. D'autres indicateurs qui reviennent fréquemment sont la séquestration carbone, les surfaces en agriculture biologique, le pourcentage de produits locaux, le nombre de repas végétariens, la quantité de gaspillage alimentaire, la quantité d'eau prélevée pour l'irrigation ou encore les kilomètres de haies plantées.

Les indicateurs de pollution de l'air, à laquelle l'agriculture et le transport agroalimentaire contribuent considérablement, sont peu représentés. A contrario, les indicateurs de biodiversité agricole et de gaspillage alimentaire sont abondants.

La grande majorité des indicateurs concerne l'environnement à l'échelle de la ferme. De plus, une partie des indicateurs classés comme « indicateurs environnementaux » tels que la part du local, le nombre d'ateliers de transformation ou le nombre d'habitants sensibilisés (en rouge sur la Figure 10) n'ont pas obligatoirement un impact environnemental positif avéré. Ainsi, ce recensement relève les limites des méthodes existantes et des indicateurs associés.

2.4.2 Limites des méthodes et des indicateurs existants

Bien que ces méthodes puissent être utilisées pour un suivi environnemental partiel des PATs, elles ne sont pas adaptées pour répondre aux questions de recherche posées dans cette thèse. Nous identifions en effet quatre limites majeures pour cela. Il s'agit de l'absence ou du manque de : 1) indicateurs d'impact, 2) priorisation selon le potentiel environnemental 3) universalité / applicabilité à un ensemble varié d'actions et de contextes territoriaux et finalement 4) vision systémique.

Tout d'abord, la prépondérance des indicateurs de suivi (forces motrices et réponses selon le cadre DPSIR) rend difficile l'appréhension réelle de l'efficacité environnementale des mesures entreprises. En prenant pour exemple les politiques en faveur de la diminution de l'utilisation de pesticides (les plans Ecophyto I et II), les indicateurs de suivi montrent des résultats positifs en termes de nombre d'interventions, de réunions ou de budget dédié. Les indicateurs d'impact (impact sur la biodiversité)

ou de résultat (diminution de l'utilisation de pesticides) restent toutefois inchangés, voire, se détériorent.

Si les indicateurs de pression, d'état ou d'impact sont utilisés, ils sont souvent agrégés en une seule note ou un score pour chaque catégorie, afin de restreindre leur nombre. Or, un regroupement d'informations de nature hétérogène mène vers une perte de précision (Aubin et al., 2011). Par exemple, la méthode SAFA ou la méthode d'auto-évaluation du CEREMA donnent uniquement un score comme résultat final. Ainsi, lorsqu'une collectivité met en place des actions en faveur des repas végétariens dans les cantines scolaires et que toutes les cantines proposent au moins un repas végétarien par semaine, la note de 100 % est obtenue sur cet aspect. De même, la méthode du CRTE agrège les indicateurs afin de définir si l'impact du projet territorial est négatif, neutre ou positif sur plusieurs aspects environnementaux (lutte contre le changement climatique, pollutions, gestion des ressources, etc.). Si ces méthodes permettent d'identifier les aspects sur lesquels un effort supplémentaire est à fournir, la notation et la pondération utilisées sont souvent subjectives ou réductrices ouvrant ainsi la voie à des résultats imprécis. Il en ressort qu'en dépit du nombre croissant de méthodes, peu d'impacts réels sont aujourd'hui évalués de façon précise et objective.

La deuxième limite rejoint le premier point en termes d'absence de différenciation ou de hiérarchisation des indicateurs selon l'ampleur de l'impact environnemental potentiel. Les méthodes divisent souvent les impacts en plusieurs catégories telles que la restauration collective, le gaspillage alimentaire, les habitudes alimentaires, les pratiques agricoles, etc. Or, les actions menées dans chacun de ces domaines peuvent générer des impacts qui varient considérablement. Comme cela a été démontré dans l'article de (Pérez-Neira et al., 2021) la réduction de viande ou l'approvisionnement en produits biologiques dans les cantines scolaires génèrent de 5 à 10 fois plus de réduction de GES que la consommation des produits locaux ou l'usage des énergies renouvelables. Alors que les actions les plus plébiscitées des PAT concernent les circuits courts et les cantines scolaires (Terres en ville, 2020), des études existantes montrent que seule une modification radicale de nos manières de produire et de consommer a le potentiel de répondre de manière significative à l'ampleur des enjeux environnementaux actuels (Poore & Nemecek, 2018; Springmann et al., 2018). De plus, certaines méthodes considèrent la mise en place des circuits courts ou du local comme un indicateur environnemental, bien que leur lien avec un éventuel impact environnemental ne soit pas clairement établi (Majewski et al., 2020). Ils rejoignent ainsi la perception globalement positive des circuits courts, retrouvée dans la littérature (Chiffolleau et al., 2016), leur attribuant des avantages environnementaux intrinsèques, et négligeant leur évaluation quantitative.

En pratique, les collectivités ont souvent peu ou pas de ressources, ni les compétences nécessaires pour évaluer les impacts de leurs actions (Terres en villes & Resolis, 2022). Ceci conduit à une

troisième limite qui réside dans une faible application des méthodes existantes par ou sur les collectivités. En effet, les méthodes sont souvent complexes à maîtriser. Soit elle n'évalue qu'une seule action, soit elles consistent en de nombreuses étapes et le suivi des dizaines d'indicateurs, et nécessitent un temps et des compétences. À titre d'exemple, l'application de l'outil Syalinnov au PAT de Pays de l'Or a requis environ 500 heures de travail (80 heures par personne sur les trois semaines dédiées) par le groupe d'étudiants ingénieurs d'AgroParisTech pour un développement d'indicateurs environnementaux et l'application de la méthode sur le PAT. Par ailleurs, beaucoup d'autres méthodes demeurent peu opérationnelles ce qui freine leur utilisation par les collectivités. Prenons l'exemple de la grille d'indicateurs proposée par l'IUFN des mesures de l'approche territoriale de l'alimentation (International urban food network, 2015). La grille a été testée sur deux territoires pionniers de la mise en place d'une politique alimentaire locale : Toronto (Canada) et Bristol (Royaume-Uni). Cette application a montré la difficulté d'établir un lien de causalité entre les impacts observés et les mesures transversales à partir des critères dépendant d'un grand nombre de facteurs. De plus, la méthode n'a pas permis d'obtenir de résultats pertinents, en raison notamment de l'impossibilité de renseigner les critères de la grille d'analyse due au manque de données disponibles. Cette étude conclut d'ailleurs en évoquant un besoin flagrant de recherches supplémentaires dans l'élaboration de méthodologies d'évaluation des SAT (*Ibid*).

La dernière limite porte sur l'aspect systémique et hétérogène de l'évaluation. L'exhaustivité des actions menées au sein des PAT, en incluant la production et la consommation, les produits importés et exportés, ainsi que les circuits conventionnels et alternatifs d'approvisionnement, complexifie leur évaluation (Brunori et al., 2016). Par conséquent, les méthodes existantes divisent souvent l'évaluation en plusieurs actions telles que les actions dans les cantines scolaires, les pratiques dans une filière agricole territoriale ou la gestion des biodéchets. Or, cette distinction ne garantit pas une prise en compte globale des activités impactées et divise des sujets connectés et interdépendants. La question alimentaire est un sujet multidimensionnel et sa transition nécessite un changement des pratiques global de tous les acteurs incluant les collectivités, les producteurs, les distributions, les consommateurs, etc. L'évaluation de la reterritorialisation s'avère donc particulièrement compliquée compte tenu de la pluralité des activités et des acteurs impliqués (Mundler & Boulianne, 2022). Les méthodes d'évaluation doivent néanmoins s'y adapter.

En raison de l'insuffisance d'études sur le sujet, mais aussi des caractéristiques inhérentes aux PAT comme l'hétérogénéité des territoires ou des actions engagées et le caractère systémique, il est aujourd'hui difficile de conclure sur leurs impacts environnementaux associés à ces démarches (Marcadet, 2021).

Les méthodes actuelles présentent un nombre de limites empêchant une évaluation environnementale exhaustive des SAT. D'autres méthodes proposant une évaluation environnementales systémiques sont donc à considérer.

2.4.3 Évaluation environnementale via une approche à la fois systémique et territoriale

À ce jour, la géographie environnementale étudie essentiellement les dynamiques écologiques par des approches voisines de la géographie physique (Goeldner-Gianella, 2010). Les études portant sur les liens entre dynamiques sociales et politiques et changements environnementaux restent rares (Kull & Batterbury, 2016). Les évaluations environnementales existantes en géographie concernent majoritairement les études d'impact axées sur une analyse des indicateurs du milieu écologique, de la biodiversité locale ou des ressources naturelles (Deshaies & Mérenne-Schoumaker, 2014; Marty et al., 2006). Ainsi, en dépit d'approches quantitatives et qualitatives présentes dans la recherche en géographie (Sandham & Retief, 2016), l'usage des méthodes systémiques d'évaluation environnementale reste peu développé.

Or, l'approche systémique requise dans l'évaluation des PAT nécessite d'utiliser une vision holistique en reconnectant l'agriculture et l'alimentation à l'échelle des systèmes alimentaires territoriaux et leurs impacts indirects. Par « *indirect* » on comprend des impacts qui ne sont pas visibles à l'échelle du territoire, tels que les intrants ou la consommation alimentaire importés. Une telle évaluation semble également nécessaire afin de réussir à renouveler le lien entre la production et la consommation (Lamine & Chiffoleau, 2018). De plus, il paraît nécessaire d'étudier les pratiques conventionnelles et alternatives d'une façon embarquée (concept de « *embeddedness* ») (Sonnino & Marsden, 2006). Les initiatives faisant partie des systèmes alternatifs sont souvent hybrides et s'inscrivent partiellement dans un système agroalimentaire conventionnel. Par conséquent, pour évaluer de manière plus exhaustive l'impact de politiques intégrales sur les territoires, une méthode d'évaluation d'impact environnemental plus approfondie, intégrant à la fois des effets indirects invisible à l'échelle territoriale ainsi que la globalité des pratiques territoriales, devra être privilégiée. Cette approche devra être appliquée a minima sur quelques cas d'étude afin de valider l'approche et les résultats positifs obtenus par les méthodes simplifiées présentées ici. Afin d'obtenir une telle vision holistique, il semble essentiel de fusionner plusieurs domaines scientifiques en lien avec l'environnement et l'étude des territoires. Plus particulièrement, un large éventail de méthodes d'évaluation environnementale systémiques est aujourd'hui disponible dans la recherche en sciences environnementales.

Pour identifier les méthodes d'évaluation environnementale systémiques adaptées à l'évaluation d'un territoire, les chercheurs (Loiseau et al., 2012) ont mené une revue exhaustive de la littérature

scientifique. Ils recensent, entre autres, des méthodes telles que l'analyse de flux de matières et d'énergies (AFM), d'énergie et de substances, l'analyse environnementale entrées-sorties, l'analyse de réseau écologiques ou l'analyse de cycle de vie (ACV).

Premièrement, les méthodes les plus adaptées sont celles quantifiant les flux de matières qui traversent le territoire. Plus spécifiquement, les analyses de flux de matières (AFM), d'énergie ou de substances sont des méthodes de comptabilité environnementale qui évaluent des flux physiques (flux de matière, des émissions polluantes générées, de l'énergie). Elles s'appliquent à des domaines entiers (alimentation par exemple) ainsi que sur des entités géographiques. Elles peuvent ainsi être utilisées pour les projets d'aménagements, pour optimiser des processus, mais aussi pour évaluer des impacts environnementaux (Ribon et al., 2018). Certaines de ces méthodes ont déjà été appliquées au contexte des systèmes alimentaires (Commissariat général au développement durable, 2014). À titre d'exemple, Ulrike Eberle applique l'AFM à différents styles alimentaires en Allemagne en calculant leur impact GES (Eberle, 2011). De leur côté, une équipe de scientifiques français (Bonaudo et al., 2018) analysent l'évolution du système agroalimentaire d'une petite commune française en se basant sur un inventaire des flux et des stocks de matières. Toutefois, ces méthodes ne prennent également pas en compte certains impacts tels que l'empreinte eau, primordiaux pour une évaluation environnementale des systèmes alimentaires (Commissariat général au développement durable, 2014). De plus, les flux indirects sont souvent négligés ou peu comptabilisés dans l'analyse, ce qui mène à une sous-estimation de l'impact calculé.

Ensuite, l'analyse environnementale entrées-sorties s'avère être bien adaptée à une échelle plus globale (comme un territoire) et est relativement simple d'utilisation. Il s'agit d'une méthode empruntée à l'économie, qui évalue l'impact environnemental des flux entrants et sortants dans un secteur économique en se basant sur des tableaux d'entrées-sorties (IOT). Cependant, le manque de données homogènes (coefficients) et mesurables peut empêcher sa mise en œuvre (Aubin et al., 2011).

Enfin, l'analyse de réseaux écologiques (Ecological Network Analysis, ENA) est une autre adaptation de l'analyse des entrées et des sorties aux modèles naturels dont l'usage est envisageable pour une évaluation des systèmes territoriaux. Elle inclut en particulier les interactions environnementales et les services écosystémiques du système étudié via une représentation quantitative des relations entre composants d'un système (Pesche, 2013). La méthode est de plus en plus développée dans les évaluations agroécologiques (Stark et al., 2019). Or, l'application de ce type d'analyse dans une évaluation des systèmes territoriaux de PAT est peu envisageable en raison de sa faible capacité à prendre en compte les maillons du système alimentaire tels que la transformation ou la distribution.

L'étude de (Loiseau et al., 2012) conclut qu'aucune méthode d'évaluation environnementale, au moment où l'étude a lieu, n'avait la capacité d'évaluer l'impact multicritères de manière holistique sur un territoire. Les auteurs avancent toutefois que l'approche de l'analyse de cycle de vie (ACV) apparaît prometteuse en vue d'une évaluation environnementale des territoires.

2.4.4 Analyse du cycle de vie (ACV)

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode internationalement reconnue qui reste dominante dans le domaine de l'évaluation environnementale systémique (Aubin et al., 2011). Il s'agit d'une méthode normalisée par l'ISO14040 (ISO 14040, 2006) d'évaluation globale des impacts environnementaux reposant sur l'approche du cycle de vie multicritère. Elle fait le bilan entre les entrants et les sortants du système tout au long de son cycle de vie en le traduisant en impacts environnementaux potentiels. L'approche consiste en 4 étapes : 1) la définition du périmètre, 2) l'inventaire des flux, 3) l'évaluation de l'impact et 4) l'interprétation des résultats. La première étape délimite tout d'abord le périmètre et détermine les objectifs de l'évaluation. Dans un deuxième temps, les flux entrants et sortants tout au long du cycle de vie du champ étudié (ex. système alimentaire territorial) sont répertoriés et quantifiés (produits alimentaires, intrants, etc.). Lors de l'étape de l'évaluation des impacts, ces flux sont par la suite évalués et traduits en impacts environnementaux associés tels que le changement climatique, l'eutrophisation des eaux, la pollution d'air, etc. Dans une dernière étape, les activités les plus impactantes sont identifiées et interprétées par rapport aux objectifs de l'étude. (Figure 11)

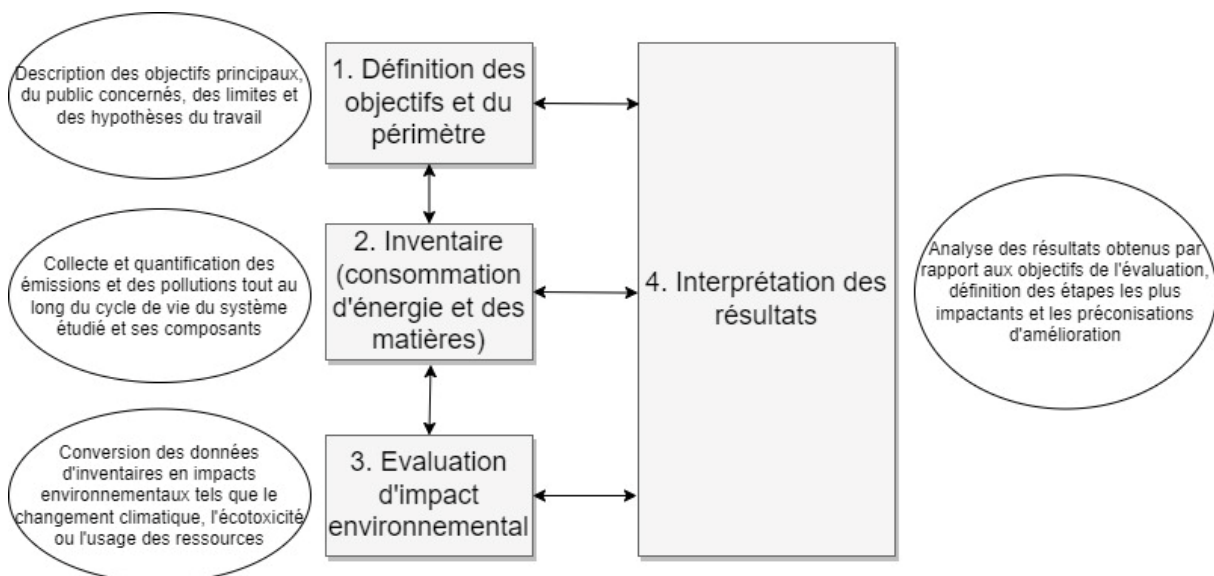


Figure 11. Les étapes de la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV). Adaptée des travaux de (Torre et Vollet, 2016) et basé sur l'ISO14040

À l'origine, la méthode d'ACV a été développée pour une évaluation environnementale des produits et des services avec pour objectif de prendre en compte l'ensemble de leurs impacts depuis la fabrication (lancement) jusqu'à la fin de vie (Torre & Vollet, 2016). À titre d'exemple, une ACV d'1 kg de tomates inclura l'impact des ressources utilisées pour sa production (intrants, sol, eau, serres, infrastructures), son transport (consommation d'énergie, aménagement des infrastructures), sa transformation (légumerie, supermarché ou consommateur) et sa fin de vie (gestion des déchets).

Les avantages principaux de l'ACV incluent sa capacité à identifier les transferts de pollutions entre les différentes phases du cycle de vie ou de différents indicateurs (Mailhac et al., 2016). Par exemple, la méthode peut déterminer si une mesure permettant de baisser les GES fait en retour augmenter l'impact sur la toxicité. De nombreux autres impacts peuvent être modélisés avec l'ACV incluant l'impact sur les ressources (biotiques et abiotiques), l'écotoxicité, la pollution de l'air, la radioactivité, la pollution et l'emprise du sol, etc. Compte tenu de son approche globale, elle permet de déterminer les activités responsables de la majeure partie des impacts et ainsi d'orienter les stratégies vers une meilleure efficacité environnementale (Videgar et al., 2021). Elle peut donc constituer un outil d'aide à la décision pour les décideurs publics.

En résumé, on comprend que la méthode a la capacité de lever les limites liées aux évaluations actuelles des PAT précédemment indiquées. Cette aptitude repose sur la capacité de la démarche à proposer une évaluation d'impacts quantitative et systémique permettant de hiérarchiser les activités selon leurs indicateurs environnementaux.

L'ACV est aujourd'hui abondamment employée dans les études concernant le changement d'usage du sol agricole ou l'agroalimentaire (Aubin & van der Werf, 2009; Cucurachi et al., 2019; Fuchs et al., 2011; Park et al., 2016; Perminova et al., 2016; van der Werf et al., 2011). À titre d'exemple, la méthode a été utilisée pour une évaluation des impacts des systèmes alimentaires à l'échelle nationale (González-García et al., 2020), de différents modèles agricoles (Rouault et al., 2020), de régimes alimentaires des habitants ou des ménages (Loiseau et al., 2023; Scarborough et al., 2014; Springmann et al., 2018; Stylianou et al., 2021), de l'agriculture urbaine ou péri-urbaine (Benis & Ferrão, 2016; Kulak et al., 2013) et très largement des circuits courts (Ghamkhar & Hicks, 2021; Jones, 2002; Loiseau et al., 2020; Majewski et al., 2020; Malak-Rawlikowska et al., 2019; Pérez-Neira & Grollmus-Venegas, 2018; Rizet & Keita, 2005; Schlich & Fleissner, 2005). La méthode est également progressivement appliquée dans les études d'aménagement et de planification territoriale urbaine (González-García & Dias, 2019; Heinonen & Junnila, 2011; Oliver-Solà et al., 2011). Enfin, (Pérez-Neira et al., 2021) utilisent l'ACV pour évaluer l'impact des politiques alimentaires dans les cantines scolaires. Ils montrent que les politiques menées par la ville diminuent l'impact GES des cantines de 13,4 % avec un potentiel de réduction allant jusqu'à 40,6 % en poursuivant les actions menées.

Ces évaluations s'appuient donc majoritairement sur une vision sectorielle en se concentrant uniquement sur un ou plusieurs types de produits, circuits ou pratiques agricoles ou alimentaires, sans une prise en compte holistique de toutes les activités de la chaîne alimentaire au sein d'un territoire. Or grâce à ses caractéristiques, l'ACV a le potentiel pour réaliser une telle évaluation systémique d'un SAT. L'usage des méthodes d'évaluation basées sur l'ACV demeure toutefois absent des études de territoire ou d'aménagement. En effet, l'ACV n'est pas complètement adaptée à une évaluation territoriale. Parmi les études sur l'impact agricole et alimentaire, moins de 6 % de celles-ci sont menées à une échelle locale (Perminova et al., 2016). Depuis peu, on observe néanmoins un développement croissant des innovations afin d'adapter la méthode à l'évaluation territoriale.

2.4.5 Émergence de rapprochements entre l'ACV et l'approche territoriale

Évaluer la durabilité des filières et des systèmes alimentaires territorialisés nécessite la prise en compte des caractéristiques du territoire (Loudiyi et al., 2022) ce qui appelle à territorialiser les évaluations. À l'origine, l'ACV est basée sur une homogénéité spatiale et temporelle avec l'objectif d'évaluer l'impact des types de produits ou des services (François et al., 2021; Udo de Haes, 1996). Or, l'ACV classique est progressivement critiquée pour le manque d'inclusion de l'information spatiale et de son manque d'adaptation à l'échelle territoriale (Morais et al., 2016; Wu et al., 2021). Afin de répondre à ces critiques et de permettre l'évaluation d'objets à une méso-échelle tels que les territoires, les chercheurs développent progressivement des adaptations territoriales de l'ACV (Albertí, Brodhag, et al., 2019; Loiseau, 2014; Mailhac et al., 2016; Mirabella et al., 2019; Nitschelm, 2016). La majorité des travaux s'appliquent à des espaces urbains (Cremer et al., 2020; Goldstein et al., 2013; Mirabella & Allacker, 2021; Petit-Boix et al., 2017; Qi et al., 2019). Une approche territoriale générale est connue sous le nom d'**analyse de cycle de vie territoriale** ou **ACV-T** (Loiseau et al., 2014). Dans une revue extensive, Mirabella et al. montrent que l'ACV-T est l'une des méthodes d'ACV territorialisées les plus complètes (Mirabella et al., 2019).

L'ACV-T a été conceptualisée dans les travaux de thèse d'Eléonore Loiseau en 2014 (Loiseau, 2014). La méthode évalue les impacts de l'ensemble des activités d'un territoire en prenant en compte leur multifonctionnalité (Loiseau et al., 2018). Ceci permet en retour d'évaluer l'éco-efficacité du territoire et d'en définir les activités les plus impactantes. Le territoire est considéré non seulement comme un espace géographique, mais également comme le résultat des interactions entre les acteurs locaux (producteurs, agents de collectivités, consommateurs), l'environnement et le paysage, selon la conception d'Alexandre Moine (Moine, 2006).

En pratique, la méthode est basée sur un recensement de l'ensemble des activités de production et de consommation du territoire. Une collecte de données des « *descripteurs d'activité* » est réalisée,

décrivant la quantité ou le volume de produits ou services fabriqués, transformés ou consommés sur le territoire. Il s'agit par exemple de la production industrielle, de la production agricole ainsi que de la consommation des habitants et des touristes. L'objectif principal est d'identifier les « *points chauds* » (*hotspots*) correspondant aux activités les plus polluantes et leurs sources d'impact. Ces résultats sont ensuite interprétés au regard des fonctions ou des services fournis par le système territorial.

Depuis son développement, la méthodologie est progressivement appliquée et modifiée dans les évaluations environnementales des méso-systèmes (Qi et al., 2019). Dans le domaine agroalimentaire, de nombreux chercheurs se saisissent également de l'ACV-T. Or, ces derniers l'appliquent surtout à une évaluation des systèmes agricoles d'un territoire (Avadí et al., 2016; Borghino et al., 2021; Ding et al., 2021; Nitschelm et al., 2016; Rogy et al., 2022) négligeant ainsi les activités de consommation alimentaire. Ne pas considérer ces activités peut conduire à une sous-estimation importante des impacts (De Laurentiis et al., 2019; Larsen & Hertwich, 2009). Des études montrent par exemple que les préférences alimentaires ont un potentiel de diminution des émissions de GES important dans les stratégies alimentaires locales (Benis & Ferrão, 2016) ou que les villes peuvent influencer jusqu'à 75 % des émissions associées à l'alimentation des habitants (Mohareb et al., 2018). De plus, les régimes alimentaires sont intrinsèquement influencés par l'offre locale (Yang et al., 2020). La consommation des ménages constitue par ailleurs une partie essentielle des PAT façonnant les approvisionnements alimentaires des villes. L'ACV-T permet d'inclure à la fois les activités de production et de consommation, ce qui est nécessaire pour une évaluation de projets de systèmes alimentaires territorialisés comme les PAT.

Malgré ce potentiel, l'ACV-T n'a, à ce jour, pas encore été utilisée pour une évaluation systémique des systèmes alimentaires territoriaux. Cette application est freinée par plusieurs contraintes liées à la définition du périmètre, au choix de l'unité fonctionnelle, à l'inclusion des acteurs du territoire ainsi qu'à l'évaluation des incertitudes liées aux résultats (Albertí, Brodhag, et al., 2019; Goldstein et al., 2013; Loiseau, 2014; Mirabella et al., 2019). Ces limites sont ainsi traitées dans cette thèse en adaptant et appliquant la méthodologie à une analyse des SAT et à l'évaluation des PAT.

2.4.6 Hypothèse H4

La dernière hypothèse de la thèse concerne l'application de l'ACV-T à une évaluation des PAT. Elle est définie comme suit :

H4 : Les méthodologies basées sur une analyse de cycle de vie, et particulièrement leurs adaptations territoriales, permettent de répondre aux limites liées aux évaluations

environnementales des SAT (ou des PAT) actuelles. Elles ont ainsi la capacité de quantifier plus amplement l'impact de la reterritorialisation des systèmes alimentaires.

Pour donner suite à l'absence d'utilisation de l'ACV en planification territoriale et à un manque d'évaluation systémique dans les SAT, il s'agit d'affirmer ou d'infirmer l'hypothèse qu'une telle approche permettrait d'éclairer de manière précise et quantitative les impacts de la reterritorialisation des systèmes alimentaires et des politiques mise en œuvre dans les PAT. L'objectif est également de vérifier si la méthodologie a la capacité d'appréhender la vision systémique d'un SAT incluant à la fois les activités de production et de consommation.

2.5 CONCLUSION DU CHAPITRE II

Pour décrire le contexte de ce travail, ce chapitre propose une description succincte du développement des systèmes alimentaires mondialisés depuis la deuxième guerre mondiale et leurs répercussions sur la société, la nature et la biodiversité. Il évoque une résurgence des systèmes territorialisés comme réponse à une organisation plus durable des systèmes alimentaires. L'institutionnalisation de ces politiques de reterritorialisation est particulièrement marquée en France et ceci notamment avec le développement des projets alimentaires territoriaux (PATs). Selon l'analyse d'une soixantaine de plans d'actions issus de projets alimentaires territoriaux et la littérature existante, nous avons démontré que ces projets offrent un potentiel important en termes de réduction d'impact environnemental. Ce potentiel émergent, ainsi que l'urgence climatique et environnementale, soulignent la nécessité d'étudier comment ces projets contribuent à la transition écologique et comment il est possible de maximiser cette contribution. Cet état de l'art a ainsi proposé des hypothèses de travail à valider ou à invalider questionnant la durabilité environnementale des systèmes alimentaires des territoires et l'impact environnemental des politiques de reterritorialisation. Pour répondre à ces hypothèses, nous avons entrepris une analyse des méthodes d'évaluation environnementale disponibles dans la littérature. Cette dernière a conclu à la nécessité d'une approche systémique pour l'évaluation des systèmes alimentaires territoriaux (SAT). De cette revue de littérature, la méthode d'analyse de cycle de vie et particulièrement son adaptation territoriale, semble constituer une méthode prometteuse. Nous proposons ainsi une adaptation du cadre méthodologique d'analyse de cycle de vie territoriale (ACV-T) pour une évaluation des systèmes alimentaires territoriaux, qui fera l'objet du chapitre suivant.

3 CHAPITRE III. ADAPTATION DE L'ACV TERRITORIALE POUR UNE EVALUATION DES SAT

Après une revue des méthodes d'évaluation applicables aux systèmes alimentaires territoriaux (SAT), la méthode d'analyse du cycle de vie territoriale (ACV-T) apparaît comme ayant un potentiel considérable pour permettre une analyse approfondie et systémique des impacts environnementaux associés aux systèmes agroalimentaires.

Dans l'article détaillant la méthodologie d'ACV territoriale (Loiseau et al., 2018), les chercheurs divisent le cadre de l'ACV-T en deux types : a) le type A qui s'applique à une activité spécifique du territoire telle que l'installation d'une usine de biogaz par exemple et b) le type B qui évalue l'ensemble des activités du territoire. Le type A se distingue peu de l'ACV classique. A contrario, le type B nécessite des modifications méthodologiques majeures et ceci notamment dans la phase de définition du périmètre et de l'unité fonctionnelle. Bien que l'objectif de ce travail soit d'adapter et d'appliquer la méthodologie au système alimentaire d'un territoire, elle correspond plutôt au type B puisqu'elle inclut l'ensemble des activités du territoire en lien avec l'agriculture et l'alimentation. L'approche développée fait ainsi face aux obstacles méthodologiques liés à l'application de l'ACV-T de type B. Pour y répondre, le cadre proposé dans la thèse d'Eléonore Loiseau (Loiseau, 2014), et dans lequel nous nous inscrivons, a profondément modifié 4 points capitaux de l'ACV classique :

1. **La définition de l'unité fonctionnelle.** Dans une ACV classique, l'impact est calculé par rapport à l'unité fonctionnelle (UF), c.-à.-d. par kg, litre, hectare, km, MWh, etc. L'unité fonctionnelle est choisie au cas par cas dans chaque ACV. Elle correspond à la fonction principale du produit ou du service étudié définissant sa performance. Ce choix permet d'introduire une base commune aux résultats et ainsi de comparer des analyses ou des procédés de fabrication différents. Dans le domaine agroalimentaire, il est par exemple envisageable pour un producteur de jus de fruit de comparer si pour 1 litre de jus de fruit produit, la solution la plus environnementalement efficace concerne la fabrication d'un jus à base de pomme ou de fraise, ou encore d'un jus conditionné en bouteille en verre ou en plastique. Pour l'appréciation des activités d'un territoire, le choix de l'unité fonctionnelle s'avère plus délicat à définir. Une simple unité fonctionnelle est généralement incapable de décrire la globalité des fonctions et des services rendus par un territoire. Dans l'ACV-T, plusieurs fonctions du territoire sont donc définies en complément de l'usage d'une unité fonctionnelle classique. Ces fonctions correspondent aux services économiques, sociaux, environnementaux rendus par le territoire. Elles sont caractérisées et quantifiées par des *indicateurs de performance* tels que le nombre de résidences ou d'emplois. L'étude d'un SAT

nécessitera donc de définir des indicateurs de performance rendant compte de ses fonctions depuis la fourche jusqu'à la fourchette.

2. **La sélection des frontières.** Le choix du périmètre d'étude dans des ACV, même classiques, est une question épineuse. De fait, où s'arrêtent les frontières des impacts liés à la fabrication et à l'utilisation d'un produit ? À qui peut-on attribuer l'impact de chacune de ses phases (producteur, transformateur ou consommateur) ? Dans le cas d'une analyse d'un système complexe et dynamique, tel qu'un territoire, cette problématique est encore plus prégnante. La définition de ses frontières doit ainsi être soigneusement réfléchie et dépendra de l'objectif de l'étude. Dans l'ACV-T, plusieurs options sont envisageables. Le principe de la responsabilité globale du territoire est généralement privilégié. C'est également le choix qui est retenu pour ce travail.
3. **L'inventaire et la collecte de données.** Suivant le principe de responsabilité globale du territoire, la quantité de données à récolter peut s'avérer conséquente. Pour réduire cette collecte sans affecter la précision des résultats obtenus, l'ACV-T repose sur une collecte de données territoriales appelées les *descripteurs d'activités*. Ces descripteurs caractérisent les flux physiques sur le territoire. Concernant l'agriculture et l'alimentation, il s'agit par exemple des volumes de la production agricole ou des volumes de produits alimentaires qui y sont importés ou consommés. Par la suite, ces données doivent être connectées aux bases de données existantes des *processus* recensant les flux environnementaux tout au long de leur cycle de vie. Ces processus se basent ainsi sur des *inventaires du cycle de vie* (ICV) correspondant à un bilan complet des flux entrants et sortants d'un produit ou d'un service et permettant de calculer son empreinte environnementale. Il s'agit par exemple d'un processus de production de 1 kg de tomates ou de transport de 1 tonne de denrées agricoles sur 1 km avec une camionnette. Pour le secteur agroalimentaire français, la base de données Agribalyse est la plus adaptée pour une telle utilisation. Elle contient des processus liés à la production agricole ainsi qu'à la consommation des produits alimentaires en France. Nous pourrions par conséquent lier les descripteurs d'activités territoriales telles que la production agricole locale avec ces mêmes processus existants dans la base de données Agribalyse ou une autre base de données ACV. Cela rend ensuite possible la quantification des impacts associés à ces activités du territoire d'étude.
4. **L'interprétation des résultats et la prise en compte du contexte local.** Mise à part l'évaluation des fonctions du territoire (via les indicateurs de performance - modification n°1) et la considération des flux physiques du territoire (modification n°3), la méthode ACV-T inclut le contexte local en distinguant les impacts in-situ (sur le territoire) et off-situ (en dehors du territoire d'étude). En plus de ceci, des couplages avec des outils SIG ont

également été développés afin de spatialiser les impacts sur le territoire. Ces adaptations ne seront que partiellement employées dans ce travail.

Le présent chapitre expose donc les adaptations réalisées dans cette thèse pour que la méthodologie d'ACV-T soit la plus efficiente possible pour évaluer les impacts environnementaux associés au système alimentaire d'un territoire. Il aborde non seulement les modifications majeures de l'ACV, mais aussi les modifications de l'ACV-T, entreprises pour en pallier certaines limites et l'adapter au contexte agroalimentaire. La première partie de ce chapitre détaille ces modifications ainsi que le cadre méthodologique général utilisé. Ce cadre méthodologique sera par la suite (chapitre IV) décliné suivant trois finalités différentes : 1) éléments de diagnostic d'un territoire, 2) évaluation ex post de politiques territoriales menées et 3) élaboration de scénarios prospectifs d'un SAT en analysant les impacts environnementaux associés. La méthodologie de collecte de données et d'évaluation des impacts mises en œuvre pour chaque cas d'étude seront détaillés dans le chapitre IV.

La deuxième partie de ce chapitre décrit les deux terrains d'étude qui ont été choisis pour valider la méthodologie adaptée suivant les trois finalités précitées. Il s'agit de la commune de Mouans-Sartoux dans les Alpes-Maritimes et du département du Finistère. Ce choix a pour objectif d'analyser l'opérationnalité de la méthode sur des territoires à la fois très différents et également engagés dans la transition alimentaire notamment via un PAT labélisé très tôt dans les deux cas.

3.1 ACV TERRITORIALE ADAPTEE AUX SYSTEMES ALIMENTAIRES

Le développement relativement récent de l'ACV territoriale constitue une avancée méthodologique décisive pour évaluer les impacts environnementaux associés à un territoire en regard des services rendus par les activités considérées (fonctions du territoire). La méthodologie n'est pourtant pas exempte de limites et peut être améliorée. Trois principales limites à l'application de l'ACV à un territoire sont généralement relevées (Albertí, Brodhag, et al., 2019; Goldstein et al., 2013; Mirabella et al., 2019). Elles concernent i) la détermination de l'allocation des impacts et des frontières du système, ii) la prise en compte de la multifonctionnalité du territoire et iii) l'incertitude liée aux résultats. En parallèle, Eléonore Loiseau dans sa thèse (Loiseau, 2014) identifie cinq limites majeures liées à l'ACV-T. Ces limites correspondent aux problèmes de double-comptage entre les activités de production et de consommation, aux impacts environnementaux « site-générique » (manque d'utilisation des facteurs de caractérisation relatifs aux activités territoriales directes), à un manque de considération des échelles spatiales extérieures au territoire, à une absence de connaissances précises des activités territoriales et enfin à un manque de participation des parties prenantes dans la démarche.

L'ambition de cette thèse est donc non seulement d'adapter cette méthodologie à l'évaluation de SAT, mais également de contribuer à corriger une partie de ces limites. Le manque de données territoriales précises ainsi que la participation des parties prenantes seront traités notamment via l'inclusion des porteurs de projet du PAT de Mouans-Sartoux dans la définition des frontières, la collecte de données et l'interprétation des résultats. D'autres limites identifiées telles que le problème de double-comptage (particulièrement présent dans les études sur les circuits courts), la définition de la multifonctionnalité d'un SAT et l'analyse des incertitudes des données mobilisées seront traitées par trois propositions de développement méthodologique décrites dans les paragraphes suivants. Ces développements porteront sur i) l'ajustement de la définition des activités territoriales et de ses flux intra-territoriaux afin d'éviter le double comptage, ii) la création d'un ensemble d'indicateurs de performance pour une évaluation des fonctions d'un SAT et iii) l'estimation de la sensibilité des résultats aux hypothèses utilisées via le développement d'un cadre d'*analyse de sensibilité* simplifiée.

La méthodologie d'ACV utilisée consiste par conséquent en quatre étapes classiques d'une ACV suivant l'approche ACV-T en y ajoutant les trois développements précédemment cités (Figure 12). Dans la première étape, le système alimentaire territorial et ses activités à évaluer sont définis. Cela inclut les activités majeures de production et de consommation alimentaires, les activités connexes et l'estimation des flux intra-territoriaux et importés afin d'éviter le double comptage de produits cultivés et consommés localement. Parallèlement, la multifonctionnalité du territoire doit être évaluée à travers des fonctions du SAT définies sur la base de la littérature existante (les études précédentes d'ACV agroalimentaires ou les études évaluant les SAT décrites dans la section 2.4.1). Dans la deuxième phase, les données territoriales (descripteurs d'activités) sont à collecter et à lier aux inventaires du cycle de vie existants. Dans la troisième partie, à savoir l'évaluation des impacts, les conséquences environnementales de chaque activité territoriale sont calculées ainsi que leur contribution aux impacts globaux. Il s'agit ainsi d'estimer les impacts de l'ensemble du SAT (*flux de référence*) et la contribution de chacune de ses activités de production et de consommation. Cette étape inclura également l'évaluation des fonctions du SAT via les indicateurs de performance et leur mise en perspective par rapport aux résultats de l'ACV. La dernière étape consistera en l'interprétation des résultats globaux. Cette phase est enrichie par le développement d'un cadre d'*analyse de sensibilité* simplifiée servant à attester et/ou à améliorer la fiabilité des résultats. La méthode et les modifications apportées sont résumées dans la Figure 12 et sont décrites en détail dans les sections suivantes.

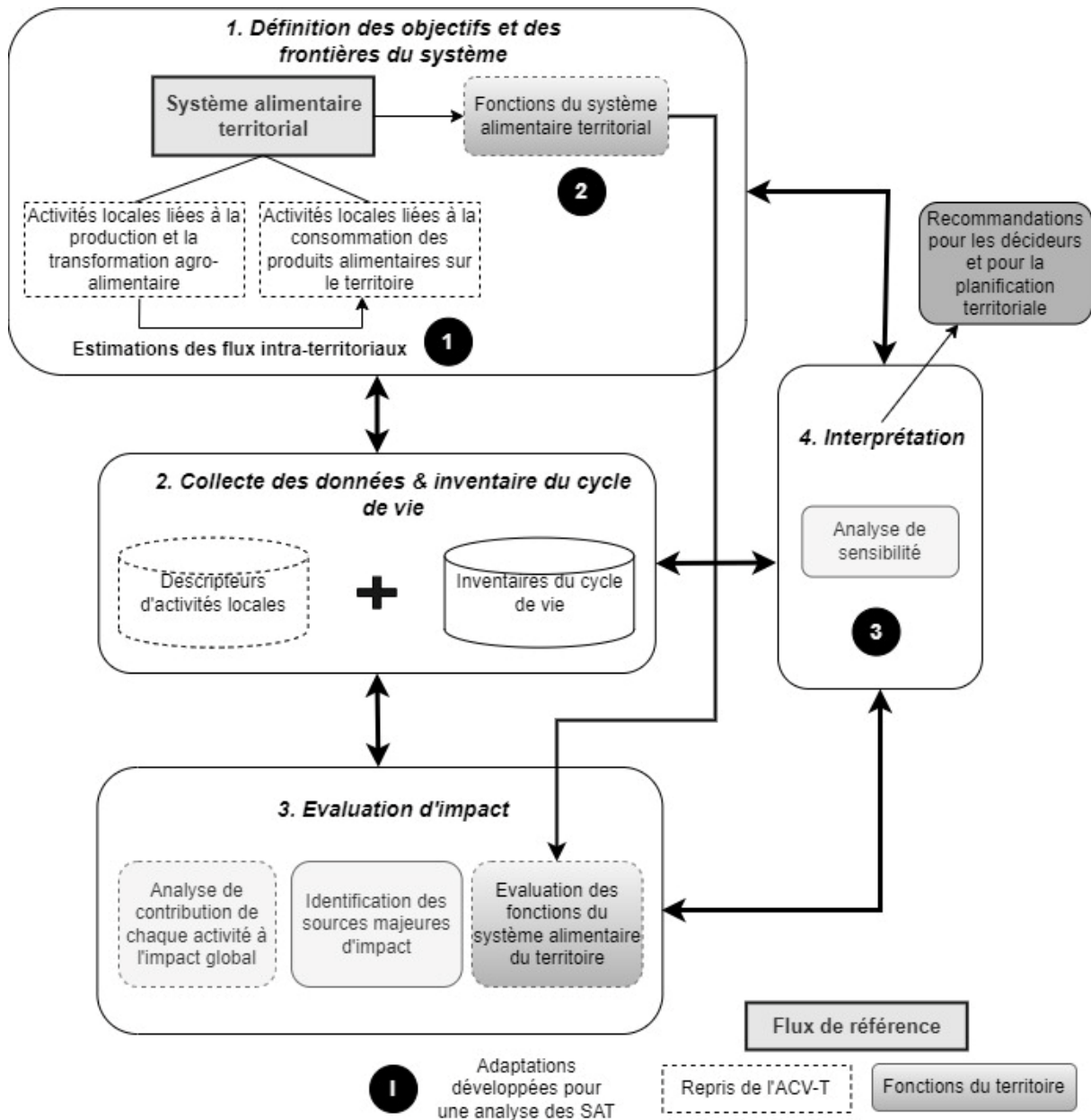


Figure 12. Cadre de l'ACV-T modifié pour l'évaluation des systèmes alimentaires territoriaux (SAT) et les trois adaptations majeures consistant à définir 1) les flux alimentaires intra-territoriaux 2) la multifonctionnalité d'un SAT et 3) le cadre d'analyse de sensibilité simplifiée

3.1.1 Objectifs de l'analyse & frontières du système territorial

L'ambition de cette adaptation de l'ACV est de développer une méthodologie d'analyse environnementale fiable pour la planification agroalimentaire locale. Pour cela, il s'agit d'ajuster le cadre de l'ACV-T existant à l'évaluation des activités de production et de consommation alimentaires du territoire. Le but principal de ce type d'ACV-T est par conséquent d'identifier les principales activités à fort impact environnemental également appelées *points chauds* (« hotspots » en anglais), et d'estimer leur contribution relative aux impacts du SAT. Cela conduit à définir les sources

majeures d'impacts d'un système alimentaire et d'évaluer le potentiel environnemental de sa reterritorialisation. L'approche développée permet par la suite de construire des stratégies alimentaires locales plus durables.

Concernant le périmètre d'évaluation, il est complexe d'en déterminer les frontières dans les ACV territoriales du fait des impacts liés à ses activités, mais générés à l'extérieur du territoire d'étude, et de leur vaste périmètre potentiel (Petit-Boix et al., 2017). Selon le cas, le périmètre peut être par exemple délimité par des frontières administratives (Mirabella et al., 2019), ou par des services liés au territoire d'étude (service-based boundaries) (Albertí, Roca, et al., 2019). Dans l'application de l'ACV à un territoire entier et multifonctionnel (type B) de (Loiseau et al., 2014), le choix a été fait de prendre en compte la responsabilité globale du territoire délimitée par les frontières administratives et géographiques. Cela implique d'inclure l'ensemble des activités de production ou de consommation ayant lieu sur le territoire ainsi que leurs impacts directs et indirects. Dans cette première application de l'ACV-T au territoire du Bassin de Thau, les activités concernées sont divisées en 12 catégories correspondantes aux activités d'un schéma de cohérence territoriale (SCoT) telles que l'énergie, les déchets, l'industrie, l'agriculture, la construction ainsi que les activités de consommation des habitants (transport, nourriture, etc.). Le choix est de ne pas inclure uniquement les impacts ayant lieu sur le territoire (correspondant à la méthode « *inventaire* » ou l'approche *cadastrale* ou *PBA – producer-based accounting*), mais d'inclure également les émissions et les pollutions importées en prenant en compte la consommation et les impacts indirects. Ceci correspond à l'approche dite « empreinte » équivalente au SCOPE 3 du bilan GES dans la comptabilité carbone (Figure 13).

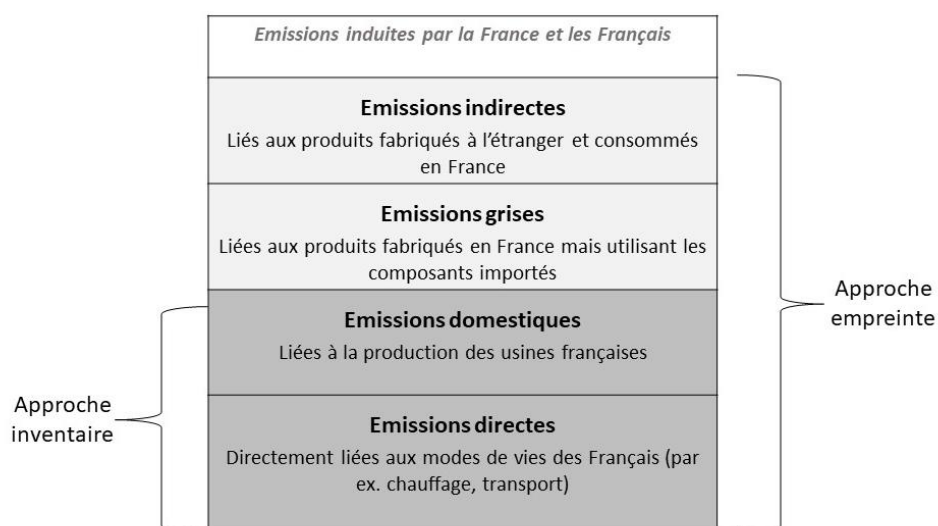


Figure 13. Différentes approches de comptabilité carbone. Basé sur le rapport Secten (Robert et al., 2020)

L'inclusion de ces impacts indirects, inhérente à la méthodologie ACV, est encore peu présente dans les diagnostics territoriaux qui privilégient l'approche dite inventaire. Or, la prise en compte des impacts indirects selon une approche empreinte peut considérablement modifier la répartition des impacts environnementaux dont un territoire est responsable. Le rapport Secten du Citepa (Robert et al., 2020) compare les différentes approches pour évaluer les émissions de GES de la France et parvient à des résultats contradictoires selon l'approche choisie. En effet, avec l'approche inventaire, les émissions de GES de la France sont passées de 554 MtCO₂eq/an en 1990 à 435 MtCO₂eq en 2019 et 408 MtCO₂eq en 2022 (pré-estimation du CITEPA) (Citepa, 2023), soit une baisse de plus de 25 % en 20 ans. Selon l'approche « empreinte », l'étude du Service des données et études statistiques du ministère de l'Écologie (SDeS) estime que pour l'ensemble de la population française, l'empreinte carbone est passé de 623 MtCO₂eq en 1995 à 749 MtCO₂eq en 2018, soit une hausse d'environ 20 %. Ajustée à l'augmentation démographique, cette hausse correspond à environ 7 % par habitant.

Dans le cadre des PAT ou des systèmes alimentaires plus généralement, il est fondamental de considérer ces aspects en dehors du territoire. De fait, depuis plus de 50 ans, la séparation des lieux de production et de consommation conduit à la disparition d'exploitations agricoles à proximité des villes et à l'accroissement des importations alimentaires (FAO, 2020; Poulot, 2014; Rieutort, 2009). L'usage de l'approche inventaire pourrait donc considérablement sous-estimer les impacts du système alimentaire d'un territoire. De plus, les actions dans le cadre des PAT concernent à la fois la production, mais aussi la consommation. Une consommation alimentaire plus durable peut entraîner des répercussions environnementales positives à l'extérieur du territoire d'étude, qui nécessitent d'être caractérisées. Ceci est particulièrement important pour les systèmes alimentaires urbains, dont l'autonomie alimentaire estimée correspond à environ 2 % (Utopies, 2017). La prise en compte de la responsabilité globale selon l'approche « *empreinte* » permet ainsi de quantifier les impacts délocalisés sur d'autres territoires ou dans d'autres pays.

Pour ces raisons, dans notre adaptation, nous avons opté pour la plus vaste sélection du périmètre de système incluant la responsabilité intégrale du territoire (Mirabella & Allacker, 2021), correspondant à l'approche empreinte, et étant délimité par des limites administratives (commune, EPCI, département, etc.). Ce choix implique d'attribuer l'impact de chacune des activités de production ou de consommation alimentaires à leur territoire géographique et administratif (Albertí, Roca, et al., 2019). Par conséquent, toutes les activités du SAT liées à l'agriculture, à l'industrie alimentaire et à la consommation alimentaire sont évaluées, ce qui permet de définir avec précision les principales pressions environnementales du SAT.

Quatre grandes catégories d'activités sont prises en compte dans le périmètre de cette ACV-T :

- la production agricole locale ;

- l'industrie agroalimentaire locale (transformation & distribution) ;
- le transport agroalimentaire local (agriculteurs & consommateurs) ;
- la consommation des produits alimentaires importés (cycle de vie entier).

Ces catégories correspondent à l'ensemble des maillons du système alimentaire territorial. Le terme « local » fait référence à l'échelle territoriale étudiée (commune ou département). Les activités sont composées du système de premier plan (« foreground ») et d'arrière-plan (« background »). Les activités de premier plan incluent les processus spécifiques au territoire qui peuvent être directement influencés par les décideurs locaux. Les activités de premier plan reposent par la suite sur les activités d'arrière-plan. Ces dernières font partie de l'inventaire du cycle de vie tel que défini par (Azapagic et al., 2007) et adapté par (Loiseau et al., 2013).

Concrètement, pour la production agricole locale, les processus de premier plan incluent la production locale des principales cultures, de l'élevage et de la pêche. Les processus d'arrière-plan correspondent à toutes les activités nécessaires à cette production telles que la préparation du sol, l'utilisation d'intrants agricoles ou l'alimentation animale. Pour l'industrie agroalimentaire, les processus de premier plan se limitent à la consommation d'énergie dans les commerces alimentaires et les industries de transformation agroalimentaires. Les processus liés au cycle de vie entier des produits issus de l'industrie alimentaire locale, des agro-fournisseurs ou encore des produits alimentaires commercialisés localement (par exemple des fertilisants ou des biscuits fabriqués par une entreprise locale ou des légumes vendus dans le supermarché du territoire) ne sont pas inclus dans cette catégorie afin d'éviter un éventuel double ou triple comptage de leur impact avec les activités de production agricole ou de consommation alimentaire des ménages. Pour le transport local, les processus de premier plan incluent les livraisons des agriculteurs locaux et le trajet des consommateurs pour effectuer leurs courses alimentaires. Les processus d'arrière-plan dans les deux cas incluent la production d'énergie et de carburant ainsi que les infrastructures correspondantes (usines de production d'énergie, routes, etc.). Les processus de premier plan des produits alimentaires importés sont composés de catégories telles que les produits d'origine végétale (féculents, légumes et fruits), d'origine animale (viande rouge, volaille, porc, fruits de mer, produits laitiers, œufs), et les produits ultra-transformés et autres (confiseries, boissons) qui sont consommés sur le territoire, mais qui ne sont pas produits localement. Ceux-ci contiennent des processus d'arrière-plan liés à toutes les étapes de leur cycle de vie, telles que les activités à la ferme, la transformation, le transport et la fin de vie (Figure 14).

Pour résumer, les activités de « production » incluent la production agricole, l'industrie et le transport des agriculteurs locaux. Les activités de « consommation » font surtout partie de la catégorie des produits alimentaires importés, mais sont également partiellement incluses dans la

catégorie de l'agriculture locale (pour les produits consommés localement), et dans le transport pour le trajet du consommateur. Les frontières du système avec les activités majeures et leurs processus de premier et d'arrière-plans sont synthétisés dans la Figure 14.

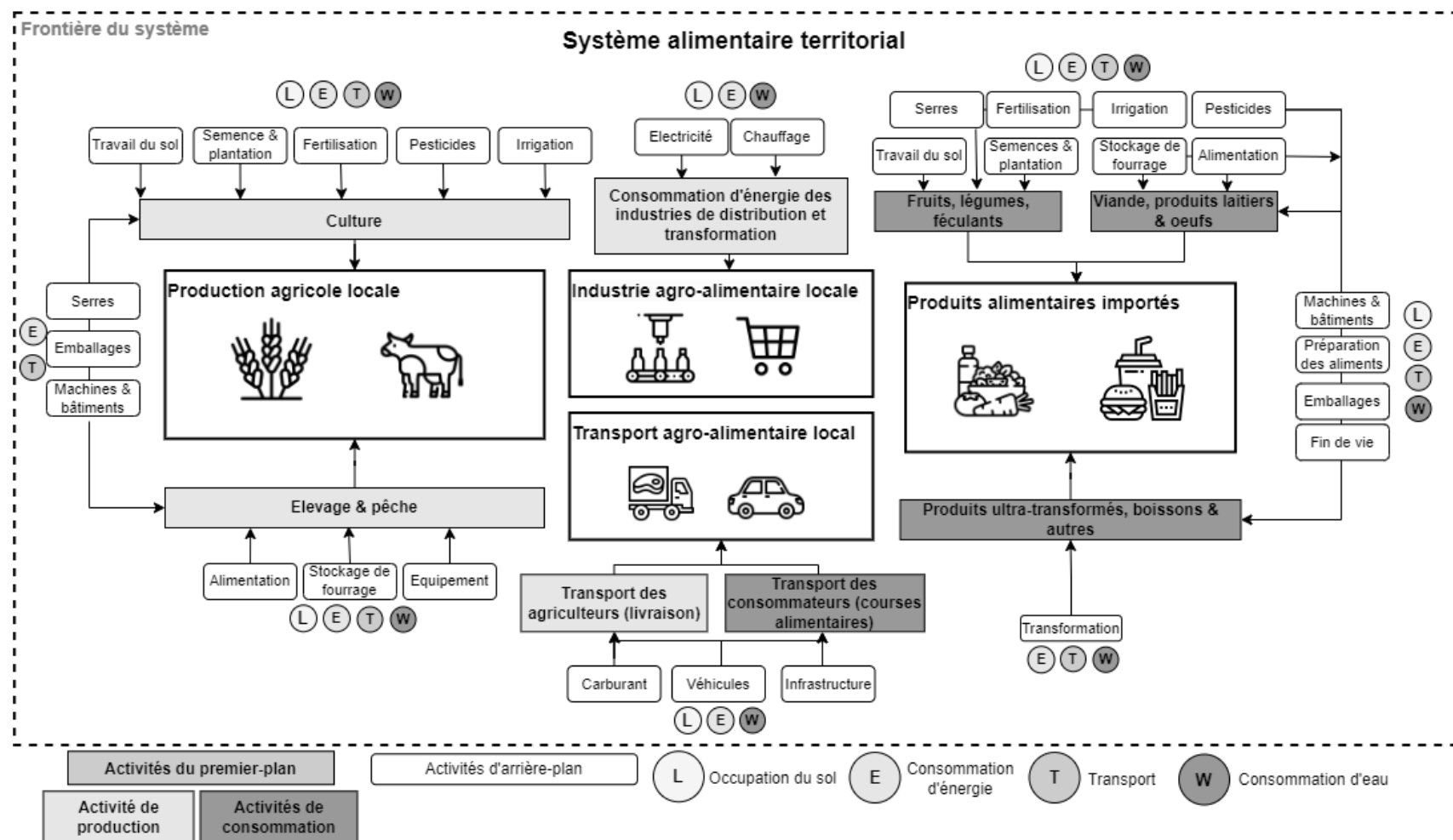


Figure 14. Périmètre de l'ACV-T révisée pour une planification alimentaire territoriale avec les principaux processus de premier plan et d'arrière-plan (« foreground » et « background »). Le terme local correspond à l'échelle territoriale administrative étudiée pouvant aller de la commune à la région. Crédits :

flaticom.com

3.1.2 Flux alimentaires intra-territoriaux

L'application de l'ACV aux SAT selon le principe de la responsabilité globale (ou l'approche empreinte) génère un éventuel problème de double comptage (« double counting issue » en anglais). De fait, l'ACV territoriale prend en compte à la fois les activités de production et de consommation. Le problème de double comptage survient ainsi quand un produit est à la fois fabriqué et consommé sur le territoire et sera par conséquent comptabilisé deux fois dans l'impact global du territoire. Cette problématique est d'autant plus présente dans les études sur les circuits courts. Les inventaires du cycle de vie des produits alimentaires, tels que ceux retrouvés dans la base de données Agribalyse, incluent l'impact de leur production à la ferme, ce qui crée un chevauchement entre la catégorie de production agricole locale et les produits alimentaires consommés en circuits courts. L'impact d'un produit cultivé et consommé localement sera considéré dans la catégorie de production agricole et en même temps dans la catégorie de consommation alimentaire. La même chose s'applique pour l'évaluation des politiques des PAT. À titre d'illustration, dans le cas des politiques de reterritorialisation, les impacts positifs de la conversion en agriculture biologique d'un agriculteur fournissant une cantine scolaire locale et l'augmentation des produits biologiques au sein de la même cantine seront comptabilisés deux fois.

Pour remédier à ce problème, (Roibás et al., 2017) développent une approche assignant l'impact d'un produit fabriqué ou transformé localement au consommateur final sur un territoire. La méthodologie se base sur la matrice d'entrées et de sorties utilisant les données monétaires fournissant les proportions vendues localement et les proportions exportées pour chaque secteur d'activité territoriale. Dans leurs travaux, (Loiseau et al., 2014) contournent le double comptage en faisant l'hypothèse que la consommation des produits et des services fabriqués/cultivés ou fournis localement reste marginale. Malgré cela, et pour ne pas les mélanger, les chercheurs produisent deux types de résultats en calculant séparément l'impact des activités de production et de consommation. Cette façon de procéder présente plusieurs limites. Les impacts de certaines activités territoriales peuvent y être quantifiés deux fois. Par ailleurs, cette stratégie ne fournit pas un résultat unique et rend plus difficile l'identification des activités principales contribuant à l'impact global. Une telle division empêche également de comprendre la part de l'impact provenant de la production locale et de la consommation locale ou importée.

L'un des objectifs principaux des PAT étant de relocaliser l'alimentation et les circuits courts, la question du double comptage doit y être traitée avec soin. Pour l'adresser, nous avons, avant toute chose, défini l'ensemble des activités territoriales en lien avec l'alimentation incluant la production agricole, le transport, la transformation et la distribution agroalimentaire. Étant donné que l'impact de la part de la consommation (nourriture consommée par les habitants du territoire) qui a été

produite localement est déjà considéré dans l'impact de la production agricole, nous avons créé une catégorie de produits importés. Cette catégorie inclut uniquement l'impact des produits alimentaires consommés localement, mais provenant de l'extérieur du territoire. La production, la transformation, la distribution, le transport, la préparation et la fin de vie de ces produits sont prises en compte dans cette catégorie. En revanche, la cuisson et la fin de vie des produits alimentaires produits et consommés localement ne sont pas considérées dans le périmètre dû à la difficulté d'obtenir les données précises sur ces activités.

Quant à l'allocation de cet impact au sein de l'évaluation, l'impact de la consommation de produits locaux est attribué aux producteurs du territoire (concernant l'agriculture, mais aussi la transformation). L'impact de la consommation de produits importés est attribué aux consommateurs. Par conséquent, la consommation des produits locaux est soustraite des données relatives à la consommation alimentaire des ménages du territoire en se basant sur les données INCA3 qui décrivent le régime alimentaire moyen à une échelle régionale. La catégorie des produits alimentaires importés correspond ainsi aux données de la consommation alimentaire des ménages sans les produits locaux (cultivés et consommés localement). Il est, en effet, préférable d'évaluer l'impact de cette partie produite et consommée localement dans la partie production que dans la partie consommation. On considère que les données locales sur l'agriculture, la consommation d'énergie et les transports sont plus précises et spécifiques que celles décrivant la consommation de produits alimentaires, principalement basées sur des statistiques régionales ou nationales. Ce type de collecte de données, dit « bottom-up », est également privilégié dans la littérature existante (Browne et al., 2011). Dû à l'usage de données bottom-up décrivant plus spécifiquement les activités territoriales, cette approche d'allocation d'impacts contribue ainsi à augmenter la précision globale de l'ACV-T. Nous testerons néanmoins une allocation de ce même impact des produits locaux aux consommateurs dans un deuxième temps afin de comparer les résultats obtenus selon le choix d'allocation.

L'estimation de la consommation locale des produits locaux nécessite une fine connaissance des flux intra-territoriaux. Pour chaque catégorie de produits alimentaires consommés par les ménages, il devient nécessaire d'estimer la part de production provenant du territoire et de l'extérieur. Cependant, les données précises concernant les flux alimentaires du territoire n'existent pas. La première solution réside dans un recensement de l'ensemble de ces flux via des questionnaires destinés aux agriculteurs ou aux distributeurs alimentaires. Cette solution, très chronophage, paraît difficile pour un territoire conséquent. Cette approche, interrogeant les agriculteurs locaux, a toutefois été mise en œuvre sur la commune de Mouans-Sartoux du fait de sa taille relativement modeste et du nombre restreint d'agriculteurs.

La deuxième solution consiste à faire des estimations ou des modélisations basées sur des données partielles, car il n'existe à ce jour aucune donnée précise. Le Recensement Agricole (RA), réalisé tous les 10 ans, peut être utilisé pour cette première analyse. Cette solution sera appliquée pour le territoire du Finistère en se basant sur les données départementales du RA (Chambres d'agriculture de Bretagne, 2020). Depuis 2010, cette base de données nationales fournit des informations sur le nombre et le profil des agriculteurs vendant leurs produits via des circuits courts (incluant au maximum un intermédiaire). Si un circuit court n'implique pas que le produit soit nécessairement consommé localement et, à l'inverse, un circuit long ne contraint pas le produit à être vendu hors des frontières du territoire, une telle hypothèse peut fournir une première estimation raisonnable. Dans la plupart des cas, l'intégralité du chiffre d'affaires d'un agriculteur n'est pas vendue dans des circuits courts et des disparités existent entre les secteurs agricoles. Les pourcentages des biens vendus en circuits courts sont ainsi calculés pour chaque grand secteur agricole (fruits et légumes, viande rouge, volaille, porc, céréales). Cette proportion est estimée à partir du chiffre d'affaires vendu en circuit court renseigné par l'agriculteur à partir de la formule est la suivante :

$$\sum \text{Produits alimentaires produits et consommés localement} = \sum \text{Production locale} \times \text{Proportion des agriculteurs commercialisant en CC}^* \times \text{CA vendu en CC}$$

*Ajustée par la SAU
 CA= Chiffre d'affaires
 CC= Circuit court

L'évaluation se poursuit en déterminant les quantités de nourriture consommées par les populations locales à travers des données de consommation (l'extrapolation des données régionales INCA3 (Anses 2017)). Cela permet d'estimer les flux alimentaires rentrant dans le département par les mêmes secteurs agricoles. À partir de ces données, les quantités précédemment estimées comme produites et consommées localement sont soustraites des données de consommation alimentaire locale des ménages pour créer une catégorie de produits importés et ainsi éviter un double comptage :

$$\begin{aligned} \sum \text{Produits alimentaires importés pour la consommation locale} \\ = \sum \text{Produits alimentaires consommés localement} \\ - \sum \text{Produits alimentaires produits et consommés localement} \end{aligned}$$

Cette prise en compte permettra la mise en perspective des impacts environnementaux associés en cas de relocalisation de la production. Une telle quantification participe en partie à répondre aux

questions en lien avec la durabilité des systèmes territorialisés et le développement de son autonomie et de sa résilience alimentaire.

Bien que ces estimations utilisent les données les plus récentes et les plus détaillées, une incertitude non-négligeable entoure ces données et ces hypothèses pour les raisons susmentionnées. Cette incertitude doit donc être prise en compte au stade de l'interprétation par le biais d'analyses de sensibilité évaluant l'influence des hypothèses utilisées sur le résultat global (cf. paragraphe 3.1.7).

3.1.3 Définition des fonctions du système alimentaire territorial et de leurs indicateurs de performance

La définition de l'*unité fonctionnelle* (UF) est l'une des principales difficultés qui distingue l'ACV territoriale de l'ACV classique (Albertí, Brodhag, et al., 2019; Goldstein et al., 2013). En effet, le choix de l'unité fonctionnelle dans une ACV classique dépend de la fonction principale du produit étudié décrivant sa performance. Dans les études agroalimentaires, l'UF correspond majoritairement à l'unité par produit (par ex. 1 kg de produit alimentaire) (van der Werf et al., 2020). Trouver une unité correspondant à la fonction principale d'un territoire peut être équivoque. Mirabella & Allacker, (2021) suggèrent d'appliquer une unité relative à la population (population-équivalent). Albertí, Brodhag, et al. (2019), quant à eux, proposent l'indice de prospérité de la ville pour pouvoir comparer différents territoires. Concernant les régimes alimentaires des habitants, Benis & Ferrão, (2016) ajustent l'UF afin de prendre en compte la même quantité calorique pour chaque citoyen (substitution iso-calorique).

Cependant, la détermination d'une unité fonctionnelle unique n'est pas suffisamment adaptée à l'ACV territoriale (Loiseau et al. 2013 ; Cremer et al. 2020). Le territoire et son fonctionnement fournissent une variété de fonctions ou services à ses habitants, à ses acteurs économiques et à ses écosystèmes. Faisant ainsi partie des évolutions significatives développées dans l'ACV-T (Loiseau, 2014), les chercheurs proposent d'établir et d'évaluer des *indicateurs de performance* définissant la multifonctionnalité du territoire en complément d'un usage de l'UF classique. La multifonctionnalité du territoire est évaluée à travers ses fonctions sociétales, économiques et environnementales (Paracchini et al., 2011). Dans cette première application de l'ACV-T sur le territoire du Bassin de Thau, cette évaluation de la multifonctionnalité se fait via un ensemble d'indicateurs de performance basés sur des critères de durabilité décrivant des fonctions d'aménagement du territoire (Loiseau, 2014). Ces indicateurs permettent de comparer des territoires et incluent par exemple le PIB, la surface agricole utile (SAU) du territoire, le nombre de résidences, des services de proximité ou de zones Natura 2000, etc. Leurs valeurs sont par la suite comparées à la référence départementale et/ou nationale. Les indicateurs de performance sont à distinguer des indicateurs ACV qui, quant à

eux, décrivent l'impact environnemental calculé via l'ACV. Cette approche multi-indicateurs, destinée à définir les fonctions du territoire, a été reprise par (Qi et al., 2019) en y ajoutant des indicateurs de performance permettant de rendre compte des spécificités régionales. Dans leur étude basée sur le cadre d'ACV-T, des indicateurs de performance supplémentaires sont en lien avec la construction de bateaux ou la pêche, correspondant à une part substantielle de l'industrie locale. Dans les deux cas d'ACV-T, les indicateurs de performance sont utilisés pour comparer des résultats d'ACV soit avec un autre territoire soit pour une comparaison du même territoire entre différentes périodes. L'impact global du territoire n'est pas, à cette heure, calculée pour chacun de ces indicateurs comme c'est le cas pour une UF classique. Cette évaluation des fonctions se fait ainsi en complément de l'usage de l'unité fonctionnelle classique qui est maintenue pour l'évaluation des impacts au sein de l'ACV-T (et est spécifiée par la suite dans le Tableau 4 pour notre analyse). Cette approche est reproduite dans notre étude en adaptant les fonctions et les indicateurs de performance au contexte agroalimentaire.

Le système alimentaire d'un territoire fournit de nombreuses fonctions environnementales, économiques, sanitaires et sociales. Dans les ACV et ACV-T agricoles, trois fonctions principales sont généralement citées dans la littérature. Il s'agit de la production alimentaire (en termes de quantité ou valeur économique), l'occupation du sol agricole et la préservation de la biodiversité (Avadí et al., 2016; Nemecek et al., 2011; Rogy et al., 2022; Tendall & Gaillard, 2015). Les indicateurs de performance associés à ces fonctions peuvent ainsi correspondre à un hectare, à un chiffre d'affaires ou au potentiel nourricier du territoire. Il n'existe toutefois pas dans la littérature d'indicateurs de performance proposés pour caractériser les activités des consommateurs d'un SAT. La définition de la globalité des fonctions d'un SAT, et des indicateurs de performance les décrivant, doit donc être développée. Elle servira par la suite à une comparaison de l'éco-efficacité éventuelle entre territoires, ou pour une meilleure interprétation des résultats de l'ACV en prenant en compte les activités agroalimentaires du territoire.

Le choix des indicateurs de performance du territoire peut s'appuyer sur les acteurs locaux et/ou se faire à travers des avis d'experts et de la littérature scientifique (Loiseau et al., 2013; Nitschelm et al., 2016). Dans notre cas d'étude, bien que certains acteurs locaux aient été consultés, les fonctions et les indicateurs de performance associés ont été déterminés sur la base d'études existantes. Cela concerne à la fois la littérature des ACV agroalimentaires citée précédemment ainsi que les travaux d'analyse des SAT décrits au Chapitre II (Allen et al., 2019; Greniers d'abondance, 2022; Landert et al., 2017). Ces études et outils sont souvent eux-mêmes basés sur une consultation d'experts tels que les travaux de (Allen et al., 2019) identifiant les indicateurs pertinents pour décrire un SAT durable, obtenus à la suite de consultations avec un large panel d'experts. Les indicateurs les plus récurrents dans ces travaux considèrent l'autonomie alimentaire ou le potentiel nourricier comme l'une des

fonctions principales d'un SAT. De même, la capacité de l'agriculture à préserver la biodiversité locale est abondamment employée. D'autres indicateurs, liés au bien-être social, à la santé et à l'économie, sont utilisés de manière variable selon les études. Ces derniers concernent par exemple la proportion de la production biologique, la qualité nutritionnelle des aliments jusqu'à la résilience économique définie par le chiffre d'affaires des exploitations agricoles.

Parmi les indicateurs recensés, nous avons ainsi sélectionné les indicateurs les plus représentatifs, permettant une comparaison entre des territoires variés et mesurables de manière univoque (Qi et al., 2019). Pour chaque pilier de durabilité, il s'agit de trois à quatre indicateurs complémentaires et correspondants chacun à une fonction du SAT (Tableau 2). Pour le pilier environnemental, les fonctions du système agroalimentaire sélectionnées sont la protection des écosystèmes, le maintien de leur équilibre, la préservation des paysages et de leur biodiversité. Les fonctions de protection des écosystèmes et de maintien de l'équilibre naturel sont évaluées à travers l'usage de pesticides synthétiques sur le territoire et la concentration d'azote dans les eaux souterraines et à partir des données publiques (ADES, 2021; Eau France, 2020). La protection des paysages est représentée par le compartiment du sol via l'indicateur d'aléa d'érosion des sols estimé à partir du modèle MESALES (BRGM, 2000). Pour évaluer la fonction de la biodiversité, on utilise l'indicateur de Haute Valeur Naturelle (HVN) élaboré par Solagro. Pour chaque territoire français, cet indicateur définit la diversité des espèces et des habitats dans les milieux agricoles (Solagro, 2017). Une note comprise entre 0 et 30 est attribuée aux zones agricoles du territoire et est calculée à partir de trois critères : la diversité des assolements, le niveau d'extensivité des pratiques agricoles et la caractérisation des éléments paysagers ou d'infrastructures agroécologiques (haies, murets, bois...). Une partie de ces indicateurs environnementaux peut être partiellement redondante avec l'analyse ACV (avec les indicateurs d'eutrophisation, d'écotoxicité, d'usage des sols, etc.). Cette prise en compte permet toutefois de caractériser l'état écologique du territoire alors que l'ACV caractérise les impacts associés à une activité ou un produit. De même, cela permet d'inclure l'appréciation de la biodiversité agricole locale, négligée dans les évaluations d'ACV (van der Werf et al., 2020).

Les trois indicateurs sociétaux et sanitaires sont reliés aux fonctions du territoire caractérisant sa capacité à offrir des produits alimentaires locaux qui soient à la fois respectueux de l'environnement et qui contribuent à la santé des populations locales. Cela équivaut à caractériser la production locale dans sa capacité à garantir un potentiel d'autonomie alimentaire notamment en cas de crise, mais aussi de promouvoir une production biologique et saine. Cette hypothèse, concernant le caractère sain des produits biologiques, s'appuie sur plusieurs publications du programme Nutrinet Santé montrant que des régimes alimentaires à base de produits d'origine biologique sont à la fois moins impactants pour l'environnement et meilleurs pour la santé des populations locales (diminution du

surpoids et de l'obésité et du risque d'être touché par certains cancers). Ainsi, ces fonctions se mesurent à travers des indicateurs d'autonomie potentielle et d'offre disponible en produits biologiques et locaux. Plus précisément, pour la fonction de l'autonomie alimentaire potentielle, l'indicateur correspond au ratio entre le potentiel de l'offre alimentaire locale et les besoins de la population. Pour ce calcul, nous utilisons les bases de données de la Chambre d'agriculture pour la production et les données de l'Anses sur la consommation. Le calcul du potentiel nourricier ne prend pas en compte le fait que les produits soient en pratique exportés ou consommés localement. Pour la fonction de la production respectueuse de l'environnement, l'indicateur de performance choisi correspond à la part de SAU en agriculture biologique fournie par l'Agence bio. La fonction mesurant l'offre territoriale des produits frais et locaux est mesurée par le nombre de points de vente en circuit court (marchés, magasins de producteurs, AMAPs, etc.). Cet indicateur est disponible via l'Observatoire des systèmes alimentaires territorialisés du RMT Alimentation locale à l'échelle départementale et régionale. À l'échelle communale, ces derniers sont contraints d'être recensés à travers des données fournies par la municipalité ou des données ouvertes (sites internet, guides locaux, etc.).

En dernier ressort, les quatre fonctions économiques incluent d'une part la production du territoire, dans sa capacité à maintenir à la fois des terres agricoles et de la population d'agriculteurs, et d'autre part la consommation, à travers la fonction de garantir l'accès financier et physique des ménages à l'alimentation. La préservation des terres agricoles et le maintien des populations agricoles sont évalués par les indicateurs de pourcentage de SAU dans la surface globale et de pourcentage de la population agricole dans la population totale. L'accès financier à l'alimentation s'évalue via le taux de pauvreté, qui est l'un des marqueurs majeurs de la précarité alimentaire basé sur les données de l'INSEE. Il correspond ainsi à la proportion de la population vivant sous le seuil de pauvreté (équivalent à 60 % du niveau de vie médian). L'accès physique est quant à lui évalué via la proximité aux commerces par la population locale. Cet indicateur est calculé dans l'outil CRATER quantifiant la proportion de la population pouvant accéder à un magasin alimentaire sans avoir recours à un moyen motorisé (distance < 2 km). Cette distance est calculée en utilisant la base de données des commerces OpenStreetMap et la base permanente des équipements (BPE) de l'INSEE.

Pour collecter la totalité de ces indicateurs, les bases de données utilisées sont issues de données ouvertes des instituts nationaux comme l'INSEE, l'ADES ou le BRGM ou de projets de recherche existants. Les fonctions et les indicateurs de performance évalués ainsi que ces sources de données sont indiqués dans le Tableau 2.

Tableau 2. Fonctions agroalimentaires du territoire, leurs indicateurs de performance et les sources de données

Pilier de durabilité	Fonction agroalimentaire du territoire	Indicateur de performance	Source de données
Environnemental	Protection des écosystèmes	Quantité de pesticides synthétiques utilisée et vendue	(Eau France, 2020)
	Maintien de l'équilibre naturel	Concentration d'azote dans les eaux souterraines	(ADES, 2021)
	Préservation du paysage	Aléa d'érosion des sols	(BRGM, 2000)
	Entretien de la biodiversité agricole	Haute valeur naturelle (HVN)	(Solagro, 2017)
Sociétal & sanitaire	Capacité à répondre à la demande alimentaire locale	Potentiel nourricier	(Anses 2017; Chambres d'agriculture 2020;)
	Développement de l'agriculture respectueuse de l'environnement	% de la SAU en AB	(Agence Bio, 2021)
	Offre de produits locaux et frais	Nombre de points de vente en circuit court	(RMT Alimentation locale, 2022)
Economique	Protection des terres agricoles	% de la SAU dans la surface globale	(RPG, 2019)
	Protection de la population agricole	% des agriculteurs dans la population locale	(INSEE, 2019)
	Accès financier à une alimentation variée	% de la population sous le seuil de pauvreté	(INSEE, 2020b)
	Accès physique à une alimentation variée	% de la population dépendante de la voiture pour les courses alimentaires (> 2 km)	Calcul de (Greniers d'abondance, 2022) à partir des données (INSEE, 2015, 2020a; OpenStreetMap, 2021)

3.1.4 Collecte de données et inventaires du cycle de vie

L'ACV-T de type B, employé dans ce travail, est une ACV-processus qui se base sur la collecte de données définissant les activités du territoire. En matière de consommation et de production alimentaires, cela inclut des données décrivant la production agricole locale, la distribution et transformation alimentaire, le transport agroalimentaire local et les produits importés (section 3.1.1). Ces données appelées les « *descripteurs d'activité* » sont par la suite reliées aux *processus* des inventaires de cycle de vie recensant les flux de matière et d'énergie des activités en question tout au long de leur cycle de vie (Figure 12). Ces processus proviennent de bases de données telles qu'Agribalyse (Colomb et al., 2015).

Les données des descripteurs d'activité peuvent être collectées soit par des approches ascendantes (« bottom-up »), c'est-à-dire en utilisant des statistiques ou des enquêtes locales, soit par des approches descendantes (« top-down »), en utilisant des données nationales/régionales et en les extrapolant au territoire étudié (Loiseau et al., 2013). L'approche ascendante est privilégiée pour la majorité des données en entrée, car elle fournit des estimations plus précises que l'approche descendante (Browne et al., 2011).

Dans le cas des SAT, les données des descripteurs d'activité sur la production agricole dans une approche descendante, peuvent être soit fournies par les agriculteurs, soit par les organismes tels que la Chambre d'agriculture ou la Direction régionale de l'alimentation de l'agriculture et de la forêt (DRAAF). Cela concerne notamment les volumes produits sur le territoire par filière. Les sources de données changent selon la taille du territoire ainsi que l'ampleur de la production agricole locale. Pour les territoires agricoles, tels que le département du Finistère, la Chambre d'agriculture fournit des données agrégées sur les volumes annuels des principales productions végétales et animales et ceci pour les différents types de production (biologique, sous signe de qualité). Obtenir des données à une échelle infra-départementale, dans le cas d'une étude communale ou intercommunale, semble plus délicat si le travail n'est pas entrepris par les Chambres d'agriculture ou les DRAAF. Dans ce cas, des estimations peuvent être obtenues à partir de la base de données du registre parcellaire graphique (RPG) fournissant les surfaces agricoles sur un territoire, le type de culture ou d'élevage qui y est pratiqué et le rendement moyen régional par hectare. Toutefois, les données RPG sont basées sur les bénéficiaires des subventions de la PAC et ne correspondent ainsi pas totalement à l'agriculture existante sur le territoire, omettant notamment une partie des micro-exploitations. De même, le rendement moyen régional est généralement basé sur les exploitations de taille industrielle peu représentatives des petites exploitations paysannes. Pour de petites communes telles que Mouans-Sartoux, des enquêtes sont donc à privilégier.

Les données sur l'identification des industries et les commerces agroalimentaires locaux peuvent également être obtenues à partir de multiples sources. Chacune présente des avantages et des inconvénients. La base de données la plus complète est probablement la base SIRENE de l'INSEE (INSEE, 2021) qui fournit la localisation et la classification de tout type d'industries et de commerces. Or, cette base contient des imprécisions importantes comme le montre la thèse de Simon Vonthron (Vonthron, 2021). Une vérification sur le terrain est donc recommandée. Dans le périmètre de cette ACV-T, nous comptabilisons uniquement les données sur la consommation énergétique des industriels et des magasins. Il est possible d'obtenir ces informations en isolant les données de l'industrie et de la distribution agroalimentaires sur les plateformes OpenData de la consommation d'électricité d'Enedis (Enedis, 2022) et la consommation du gaz issue de GRDF (GRDF, 2022). Ces

bases de données ouvertes fournissent des consommations énergétiques par commune et par classification d'industrie via le code NAF. Ces sources peuvent ainsi être croisées avec les données des industries de la base de SIRENE. De par l'anonymisation des données, leur cartographie demeure pourtant compliquée. Nous pouvons toutefois connaître leur consommation énergétique d'une manière relativement précise.

Les données sur le transport local sont plus difficilement accessibles. Soit des enquêtes locales sont disponibles auprès d'agences d'urbanisme ou d'autres autorités locales, soit ces informations doivent être récoltées ou estimées. Pour le trajet lié aux achats alimentaires des consommateurs dans le cas du Finistère, nous avons été en mesure de nous baser sur un rapport de stage réalisé en 2020. Ce rapport fournit les distances et les moyens de transport des Finistériens pour faire leurs courses alimentaires (Charles & Charles, 2020). Si l'information n'existe pas, un questionnaire auprès de la population locale peut être mené comme nous l'avons fait à Mouans-Sartoux. Si cela n'est pas envisageable, les statistiques nationales ou régionales peuvent être utilisées en les extrapolant (approche descendante). Le même constat est établi concernant les données du transport agricole local. Soit ces dernières sont fournies directement par les agriculteurs ou les distributeurs, soit des estimations doivent en être entreprises. Il est par exemple envisageable de se baser sur les statistiques utilisées pour les inventaires des processus des produits alimentaires en France dans la base de données Agribalyse (Colomb et al., 2015).

Enfin, pour les données de consommation alimentaire locale, la base de données régionale INCA 3 peut être employée (Anses, 2017). Cette base de données offre une description détaillée de la nourriture consommée (c'est-à-dire le volume quotidien consommé par personne et par produit alimentaire ou par repas). Ces données sont disponibles pour un échantillon représentatif d'habitants et ceci pour chaque grande région française pour la période 2014-2015. Elle renseigne la consommation des participants sur 2,5 ou 3 jours non-consécutifs (2 jours de semaine et 1 jour de week-end) répartis sur 3 semaines minimum à partir d'un questionnaire auto-administré complété par un second questionnaire en face-à-face ou par téléphone. La base de données pour chaque région contient des dizaines de milliers d'entrées. Par conséquent, nous avons regroupé les aliments similaires tels que certains types de salades, de chocolats, de gâteaux, de pâtés, de types de cuissons d'œufs, de variétés des pommes ou de miels, etc. Nous avons ensuite calculé la quantité consommée par aliment ou par plat sur la période du questionnaire avec l'aide des scripts développés avec le logiciel MATLAB. À partir de cela, il est ensuite possible d'estimer la quantité consommée annuellement par habitant pour chaque aliment et/ou chaque plat. Ces quantités sont ensuite regroupées en trois grandes catégories afin de faciliter l'interprétation des résultats de l'ACV. Les trois catégories correspondent aux produits bruts d'origine végétale, produits d'origine animale et les

produits ultra-transformés et autres. Ces trois catégories, leurs sous-catégories et le type d'aliments qui y sont inclus sont représentés dans le Tableau 3.

Tableau 3. Catégories d'aliments utilisées dans l'évaluation, obtenues à partir de la base de données

INCA 3

Catégorie agrégée	Sous-catégories	Type d'aliments inclus
Produits d'origine végétale (fruits, légumes, féculents)	Fruits, légumes, céréales, riz, pommes de terre, fruits et légumes secs	Produits bruts et plats à base d'uniquement de ces produits peu transformés, par ex. melon, tomates, jardinière ou salade des légumes
Produits d'origine animale (viande, produits laitiers, œufs)	Viande rouge, volaille, charcuterie, porc, fromages, lait, œufs, poisson, fruits de mer	Type de viande (bœuf, lardon, poulet...), de fromage (camembert, gouda, gruyère), de poisson (thon, saumon...) ainsi que le type de préparation ou cuisson (bœuf hachis, merguez...)
Produits ultra-transformés, boissons & autres	Confiserie, desserts, snacks salés, sodas, alcool, boissons chaudes, huiles, graisses, condiments, alternatives végétales à la viande	Produits ultra-transformés, sauces, condiments et produits ne pouvant pas être classés dans les catégories précédentes type pizza, guacamole ou sandwich

Ces données peuvent en conséquence être extrapolées à la population du territoire étudié. Cette technique d'extrapolation peut poser un biais d'échantillonnage, dans la mesure où les régimes alimentaires des participants à l'échelle d'une commune en particulier peuvent ne pas être identiques aux pratiques alimentaires à l'échelle régionale. Il s'agit toutefois de la base de données la plus exhaustive et la plus précise pour décrire les régimes alimentaires moyens à l'échelle des régions françaises. Les quantités produites et consommées localement, estimées à partir des données du recensement agricole, sont en outre soustraites de ces données de consommation afin de tenir compte uniquement des produits alimentaires importés (cf. section 3.1.2). Cela s'applique aux catégories de produits d'origine végétale et animale. Pour les produits ultra-transformés, cette soustraction n'a pas été faite dû à la probabilité minimale que ces derniers soient à la fois produits et transformés localement.

L'ensemble de ces données territoriales (descripteurs d'activité) sont, dans un deuxième temps, connectées aux processus des *inventaires du cycle de vie* existants (Tableau 4). Les processus liés à l'agriculture et à la consommation alimentaire utilisent la base de données alimentaire française Agribalyse V3.0 (Colomb et al. 2015). Agribalyse contient des milliers de processus modélisant la production agricole française moyenne ainsi que les produits alimentaires qui y sont consommés. Ces processus incluent l'ensemble des flux d'entrée et de sortie permettant de modéliser leur impact tout au long de leur cycle de vie. Cette base de données exhaustive a été construite par des scientifiques en collaboration avec l'ADEME. Elle offre de nombreuses opportunités de recherche sur l'évaluation environnementale des produits agricoles et alimentaires en France. Ces données sont d'ailleurs agrégées et fournies en accès libre sur une plateforme d'Agribalyse.

La liaison des activités territoriales avec les processus d'ACV leur correspondant, pour des données abondantes telles que les données de la consommation, peut se faire manuellement ou par le biais d'un traitement informatique comme suggéré dans certains travaux récents (Loiseau et al., 2023). Une attribution manuelle a été réalisée dans notre étude en assurant une correspondance comparable entre les activités territoriales et les processus choisis. Pour les processus d'énergie et de transport, l'inventaire Ecoinvent 3.0 est utilisé (Wernet et al. 2016). Il fait partie des inventaires ACV les plus utilisés.

Les unités fonctionnelles classiques sont utilisées pour chaque catégorie d'activité : les tonnes (t) et les kilogrammes (kg) pour la production et la consommation alimentaire, les MWh pour la consommation énergétique et les kg.km ou km pour le transport. (Tableau 4)

Tableau 4. Bases de données utilisées pour la collecte de données territoriales et les inventaires ACV correspondants

Catégorie d'activité	Descripteurs d'activité	Unité fonctionnelle	Source des données territoriales	Inventaires d'ACV
Agriculture locale	Volume de production annuelle par type de produit	t	SAU (RPG 2019) Volumes produits (Chambres d'agriculture, DRAAF, enquête publique)	Agribalyse V3.0
Industrie agroalimentaire locale (transformation & distribution)	Consommation d'électricité et de gaz	MWh	Industrie et commerce (INSEE 2021) Consommation énergétique (Enedis 2022; GRDF 2022)	Ecoinvent 3
Transport agroalimentaire local	Transport des agriculteurs locaux	kg.km	Estimations basées sur les données de production (RPG,	Ecoinvent 3

	Transport des consommateurs pour les courses alimentaires	km	Chambres d'agriculture) ou données nationales Enquêtes publiques	Ecoinvent 3
Produits alimentaires importés	Produits importés de l'extérieur du territoire pour la consommation locale*	t / kg	Base de données régionales d'INCA 3 (Anses 2017), Recensement agricole 2020 pour extraire la production locale	Agribalyse V3.0

*N'incluant pas les produits locaux

La disponibilité et le niveau de difficulté d'accès aux données territoriales changent fortement selon le territoire étudié. Des précisions pour les deux cas d'étude seront donc fournies dans le chapitre suivant. Les volumes et les quantités utilisés dans chaque analyse sont fournis en Annexe I.

Les caractéristiques régionales telles que les sols et le climat locaux ne sont pas prises en compte à la différence des études d'ACV-T spatialisées (Hiloidhari et al., 2017; Nitschelm et al., 2016). En effet, la thèse de doctorat de Laure Nitschelm (Nitschelm, 2016) montre que leur inclusion nécessite un effort relativement conséquent alors que les changements d'impacts associés demeurent mineurs. Nous nous sommes donc résolus à ne pas nous concentrer sur cette partie dans le cadre de cette thèse. De même, les informations précises sur les processus utilisés tels que le type d'aliments utilisés dans l'élevage local, les quantités et les types d'engrais ou de pesticides, ne sont pas ajustées dans les inventaires existants du fait d'un manque de données territoriales et de la complexité méthodologique que cela représenterait. Les processus existants dans les bases de données utilisées sont considérés suffisamment représentatifs pour cette première macroanalyse.

3.1.5 Évaluation de l'impact environnemental et des fonctions du territoire

L'évaluation de l'impact consiste à traduire les flux environnementaux d'entrée et de sortie en unités communes d'impacts environnementaux (CO₂eq, m³ d'eau, etc.). Après une détermination de l'impact global, nous analysons la contribution de chaque activité territoriale. Cela implique de classer les principales activités polluantes du SAT (appelées points chauds). Pour chaque catégorie d'impact environnemental, on calcule le pourcentage de leur contribution relative à l'impact global du SAT. Ensuite, les sources d'impacts peuvent être identifiées plus finement. Des analyses supplémentaires sont à mener selon les besoins et les objectifs de l'étude suivant qu'il s'agira d'une analyse environnementale à finalité de diagnostic environnemental, d'une évaluation d'impact des actions publiques (comme le cas d'étude de Mouans-Sartoux que nous verrons au chapitre suivant) ou d'une évaluation de scénarios prospectifs pour les PAT émergents (cas d'étude du Finistère également traité au chapitre suivant).

Chapitre III. Adaptation de l'ACV territoriale pour une évaluation des SAT

Dans ce travail, l'analyse a été réalisée à l'aide du logiciel de modélisation ACV SimaPro 9.2 (Pré Consultants, 2019). Plusieurs méthodes de modélisation des impacts, traduisant les flux d'entrée et de sortie en un nombre d'indicateurs environnementaux, peuvent être utilisées : par exemple Environmental Footprint (EF), ReCiPe ou Impact World +. L'utilisation de la méthode EF 3.0 Midpoint (Fazio et al., 2018) est préconisée par la Commission européenne pour les produits alimentaires (EC-JRC, 2018) et est également privilégiée par les créateurs de la base de données Agribalyse (Colomb et al., 2015). La méthode contient 16 indicateurs comprenant le changement climatique, l'utilisation des ressources et plusieurs catégories d'impact de toxicité pour l'Homme et les écosystèmes telles que l'eutrophisation ou l'acidification de l'eau. Cette exhaustivité permet d'illustrer plus largement les conséquences du SAT et d'éviter le transfert d'impacts entre des catégories environnementales. Les indicateurs, leurs définitions, l'unité et les modèles préconisés par la méthode EF 3.0 sont résumés dans le Tableau 5.

Tableau 5. Indicateurs d'ACV de la méthode EF (« Environmental Footprint ») 3.0 et leur description d'après Fazio et al. (2018). Les références relatives aux modèles utilisés sont disponibles dans la documentation de la méthode.

Indicateur d'impact	Abr.	Unité	Description	Modélisation préconisée
Changement climatique	CC	kg CO ₂ eq	Quantifie la contribution à la modification du climat global résultant des émissions de gaz à effet de serre affectant l'ensemble des écosystèmes. La combustion des énergies fossiles est la principale source de contribution.	Baseline modèle d'IPCC (2013)
Particules fines	PF	disease incidence	Correspond à l'impact des particules fines sur la santé humaine causé par l'émission de PM et ses précurseurs (Nox, SO ₂), mesuré via l'augmentation ou la diminution de la mortalité.	Méthode PM recommandée par l'UNEP (2016)
Épuisement des ressources en eau	ERE	m ³ world eq	Évalue la consommation d'eau et son épuisement en tenant en compte de sa rareté selon la région de prélèvement.	Modèle (AWARE) de l'UNEP (2016)
Épuisement des ressources énergétiques fossiles	EREF	MJ	Correspond à l'épuisement des ressources énergétiques non-renouvelables : charbon, pétrole, uranium, etc. menant vers leur non-disponibilité pour les générations futures.	CML Guinée et al. (2002) et van Oers et al. (2002)

Chapitre III. Adaptation de l'ACV territoriale pour une évaluation des SAT

Usage des terres	UT	Soil quality index	Reflète l'impact d'une activité d'usage ou de transformation du sol sur la dégradation des terres via leur usage productif (agricultures) et urbain en référence à « l'état naturel » déterminant ainsi d'une vaste partie de l'impact sur la biodiversité, la disparition des espèces et des matières organiques du sol.	Indice de qualité de sol basé sur LANCA (Beck et al. 2010 and Bos et al. 2016)
Épuisement des ressources minérales et des métaux	ERMM	kg Sb eq	Correspond à l'épuisement des ressources minérales non-renouvelables : potasse, terres rares, sable, etc. menant vers leur non-disponibilité pour les générations futures.	CML Guinée et al. (2002) et van Oers et al. (2002)
Appauvrissement de la couche d'ozone	ACO	kg CFC-11 eq	Quantifie l'appauvrissement de la couche d'ozone (O ₃) augmentant l'exposition des êtres vivants aux radiations négatives des rayons ultra-violetes solaires (le cancer de peau en particulier).	Modèle d'Ozone Depletion Potential (ODP) de (WMO 1999)
Acidification	A	mol H ⁺ eq	Evalue l'impact des émissions chimiques (comme le soufre) dans l'atmosphère sur les écosystèmes tels que le phénomène des pluies acides contribuant au déclin des forêts de conifères ou la mortalité des poissons.	Modèle d'Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al, 2008)
Radiation ionisante, effet sur la santé	RI	kBq U235 eq	Correspond aux effets des déchets radioactifs et la radioactivité sur la santé humaine résultant de la production de l'électricité nucléaire.	Modèle d'impact sur la santé humaine développée par Dreicer et al. 1995 (Frischknecht et al, 2000)
Formation photochimique d'ozone	FOP	kg NMVOC eq	Evalue la dégradation de la qualité de l'air, principalement via la formation de brouillard de basse altitude nommé "smog" avec des conséquences néfastes sur la santé et les problèmes respiratoires.	Modèle de LOTOS-EUROS (Van Zelm et al, 2008)
Eutrophisation, terrestre	ET	mol N eq	Correspondent à un enrichissement excessif des milieux naturels en nutriments (N et P) ce qui conduit à une prolifération des algues et une asphyxie d'autres écosystèmes des	Modèle d'Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006,

			plantes.	Posch et al, 2008)
Eutrophisation, marine	EM	kg N eq		EUTREND modèle
Eutrophisation, eau douce	EE	kg P eq		(Struijs et al, 2009)
Ecotoxicité d'eau douce	ETE	CTUe	Correspond aux indicateurs de toxicité potentielle via la contamination de l'environnement, spécifiques aux espèces individuelles et aux écosystèmes entiers.	Modèle USEtox. Les modélisations de cet indicateur sont actuellement peu robustes.
Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes	TNC	CTUh	Quantifie l'impact sur la santé lié à l'exposition de la population aux contaminants chimiques via l'absorption des pollutions du milieu (air, eau, sol). Ces contaminants, émis dans l'environnement, correspondent notamment à des pesticides, des métaux lourds ou encore des polluants industriels. Les effets directs de l'intoxication par les produits ne sont pas mesurés.	Modèle USEtox. L'exposition par ingestion directe d'un aliment contenant des résidus de pesticides n'est pour l'instant pas intégrée dans les modélisations
Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes	TC			

Afin de mettre en lumière les impacts environnementaux évalués par l'ACV-T (via les indicateurs du Tableau 5) et les services rendus par le SAT, les indicateurs de performance liés aux fonctions du territoire (Tableau 2) sont également calculés. Les valeurs des indicateurs de performance sont comparées aux valeurs du niveau national ainsi qu'à leurs valeurs dites « idéales ». La valeur « idéale » est définie soit par son niveau naturel pour les indicateurs environnementaux soit par un taux maximal ou minimal souhaité. Cela correspond par exemple à un taux de pauvreté égal à zéro. Cette caractérisation permet de comparer les territoires entre eux ou de les comparer par rapport à la moyenne française. Elle conduit également à identifier la situation territoriale par rapport à la situation idéale. En dernier lieu, les fonctions et leurs mesures sont liées à l'étape précédente d'identification des points chauds de l'ACV afin d'en faciliter l'interprétation.

Les indicateurs de performance territoriaux peuvent également être utilisés pour remplacer l'unité fonctionnelle classique et ainsi calculer l'éco-efficacité des territoires. Il est également envisageable de modifier ces indicateurs de performance pour tester différents scénarios d'aménagement du territoire tels que dans l'application d'ACV-T de (Rogy et al., 2022) portant sur différents scénarios d'installation de réseaux d'irrigation. Dans le cas d'un SAT, l'éco-efficacité du territoire pourrait être estimée en faisant varier les indicateurs de performance tels que l'autonomie alimentaire locale

potentielle, et ainsi approfondir les scénarios prospectifs de relocalisation. Ces options n'ont pas été explorées dans le cadre de ce travail.

3.1.6 Interprétation des résultats

L'interprétation des résultats dépend de l'objectif de l'étude réalisée. Communément, cette phase contient quatre éléments : i) l'identification des enjeux environnementaux significatifs, ii) la formulation des recommandations, iii) l'explication des limites de l'étude et iv) le contrôle de complétude et de sensibilité des résultats.

Pour répondre à l'objectif de cette thèse, à savoir de définition des impacts environnementaux d'un SAT et de ses politiques de reterritorialisation, trois types d'analyse peuvent être menées : diagnostic, évaluation ex post et prospective (chapitre IV). Tout d'abord, pour interpréter le diagnostic environnemental d'un SAT, l'analyse de contribution et la définition des sources d'impacts environnementaux sont mises en perspective avec l'évaluation des fonctions du territoire. Ces résultats sont également à étudier à la lumière du diagnostic plus global (et pas uniquement sous l'angle environnemental), du plan d'action ou des initiatives menées dans le cadre de la stratégie alimentaire locale. Il s'agit d'identifier les points forts et faibles des stratégies territoriales en prenant en compte leur impact environnemental de manière systémique. Il est similairement envisageable de mener des analyses plus approfondies par indicateur ou par type d'activité selon les problématiques ou les actions spécifiques du territoire. Dans le cas d'évaluation ex post, des observations plus détaillées sont à mener en comparant un système alimentaire du territoire avant et après la mise en place des politiques alimentaires du territoire. Celles-ci détermineront l'efficacité environnementale des initiatives locales et des stratégies d'amélioration à mettre en œuvre. Concernant la prospective ou la scénarisation, les scénarios étudiés et leurs impacts sont à discuter selon les problématiques et les stratégies territoriales afin de déterminer les actions les plus efficaces pour réduire les impacts environnementaux.

Afin de différencier les impacts territoriaux des impacts extérieurs, le cadre de l'ACV-T (Loiseau, 2014) propose de diviser l'impact en deux catégories : impact in-situ (territorial) et off-situ (extérieur) en divisant les activités de la technosphère (flux des activités et produits humains) et de l'écosphère (flux environnementaux) dans les processus d'ACV. Les impacts in-situ peuvent ainsi être comparés avec des indicateurs territoriaux tels que la pollution de l'air via une visualisation cartographique. Cette approche permet de mieux interpréter les impacts en prenant en compte la responsabilité globale d'un territoire et ainsi sensibiliser les acteurs sur leurs impacts en dehors du territoire. Dans nos cas d'études, concernant les processus agricoles ainsi que les inventaires d'Agribalyse, cette approche génère des résultats imprécis et peu représentatifs de la réalité territoriale. Elle ne sera

donc pas utilisée. Pour considérer cet aspect, nous tentons plutôt d'estimer l'origine des sources majeures d'impacts et des flux les plus récurrents. Par la suite, leur provenance reste à être visualisée via une spatialisation des impacts. Ceci permet de partiellement caractériser la portée environnementale des actions menées sur un territoire et de sensibiliser ainsi les porteurs de projet. Cette approche exploratoire reste néanmoins à approfondir dans les futurs travaux grâce à une meilleure modélisation des flux alimentaires et un meilleur accès aux données d'import et d'export (voir Chapitre V de Discussion générale, section 5.3).

Ces étapes mènent ultérieurement vers l'analyse de la pertinence de l'action publique et territoriale en matière de transition écologique. Elle questionne notamment la contribution de ces initiatives aux objectifs environnementaux tels que la neutralité carbone à 2050. Elle conduit également à des recommandations pour les décideurs nationaux à locaux, et principalement les porteurs de PAT, et ceci afin d'ajuster les plans d'actions existants. Les limites des modélisations et les points faibles de l'analyse doivent également être soulignés dans cette phase. Pour finir, les développements méthodologiques proposés dans ce manuscrit, liés à la phase d'interprétation, impliquent de traiter l'incertitude et la sensibilité des résultats obtenus. L'ensemble des composants de cette dernière étape du modèle ACV construit sont illustrés par la Figure 15.

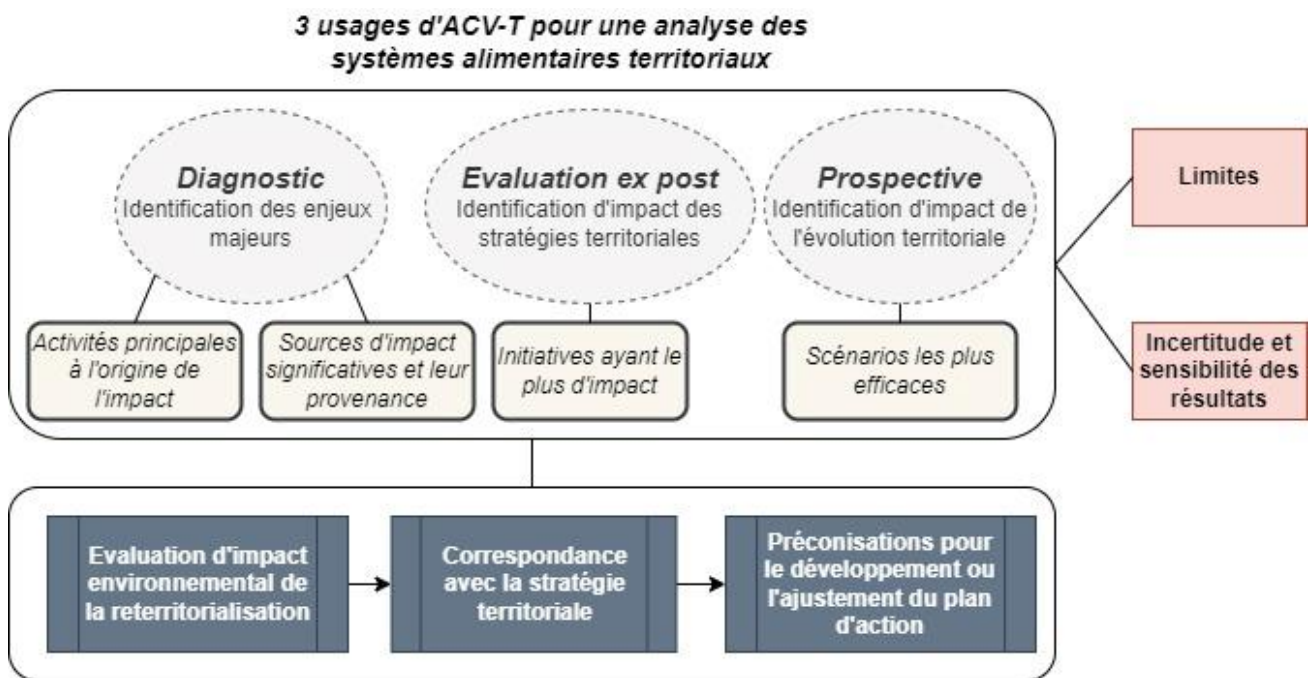


Figure 15. Composantes de la phase d'interprétation d'une ACV-T des systèmes alimentaires territoriaux

3.1.7 Traitement d'incertitude et de sensibilité des résultats de l'ACV

L'incertitude des résultats est l'une des limites les plus importantes de l'ACV en général et de l'ACV territoriale en particulier. Les incertitudes dans les études ACV réfèrent généralement à l'incertitude empirique, liée à la construction du modèle et ses hypothèses. Elles peuvent, de surcroît, provenir de l'incertitude stochastique, communément appelée la variabilité, car liée à la variabilité spatiale ou temporelle du système étudié (Huijbregts, 1998).

L'incertitude (empirique) provient de chaque étape du cycle de vie : à partir de la définition du périmètre (lié par exemple au choix des frontières), de la phase d'inventaire et de collecte des données (liée par exemple aux processus ou aux données sélectionnés), d'évaluation (liée aux méthodes de caractérisation ou de normalisation) et même de la phase d'interprétation (Lo Piano & Benini, 2022). Globalement, nous distinguons trois sources majeures d'incertitudes concernant : a) les paramètres, b) les modèles et c) le choix. L'incertitude des paramètres est due au manque de données ou à l'utilisation des données imprécises ou peu représentatives. L'incertitude des modèles provient des méthodes de modélisation employées, telles que la méthode EF (Environmental Footprint) ou ReCiPe et l'agrégation des émissions ou des facteurs de caractérisation utilisés qui convertissent les résultats de l'inventaire du cycle de vie en indicateur environnemental. En dernier lieu, l'incertitude des choix découle du choix fait dans l'analyse en matière d'unité fonctionnelle, de périmètre ou de méthode d'allocation d'impact. Pour la variabilité (incertitude stochastique), elle est liée aux variations inhérentes au monde telles que l'évolution de climat au cours du temps ou à des différences selon l'espace géographique (Huijbregts, 1998).

Alors que les sources de variabilité peuvent être identifiées, elles ne peuvent pas être proprement quantifiées ou compensées. De fait, elles sont intrinsèques à l'objet étudié et sont souvent imprévisibles (par ex. conditions météorologiques). Les incertitudes empiriques peuvent, en revanche, être identifiées, quantifiées et traitées par le biais de multiples méthodes existantes.

Dans un premier temps, une *analyse d'incertitude* (AI) peut être employée pour quantifier l'incertitude globale des résultats. Il n'existe pas de méthodologie d'analyse de l'incertitude dans l'ACV unanimement utilisée et reconnue, mais de multiples méthodes quantitatives, qualitatives ou hybrides sont, à ce jour, utilisées (Leroy & Lasvaux, 2013). Depuis ces 30 dernières années, ces méthodes se développent progressivement. La simulation de Monte-Carlo est aujourd'hui la méthode la plus répandue (Bamber et al., 2020; Barahmand & Eikeland, 2022). En se basant sur une distribution de probabilité, une moyenne et un écart-type renseignés, la simulation de Monte-Carlo effectue le calcul répété pendant un nombre de fois défini en variant aléatoirement ces paramètres. La variabilité des résultats qui en découle permet d'obtenir un intervalle de confiance des résultats de l'ACV pour chaque indicateur environnemental (Clavreul et al., 2013).

En complément, une *analyse de sensibilité* (AS) est fréquemment utilisée conjointement à une analyse d'incertitude pour quantifier ou identifier la contribution des entrées ou des paramètres du système à l'incertitude. Elle est par conséquent un outil important employé en ACV pour étudier la robustesse des résultats et pour comprendre les principales sources d'incertitude afin d'améliorer la précision des résultats (Wei et al., 2015). Comme pour l'analyse de l'incertitude, de multiples méthodes d'AS existent dans la littérature. On les divise en deux catégories principales : l'analyse de sensibilité locale (ASL) et l'analyse de sensibilité globale (ASG). Alors que l'AS locale étudie l'impact d'un seul paramètre sur l'incertitude des résultats, l'AS globale permet d'estimer la contribution de chaque paramètre envers l'incertitude globale du modèle (Groen et al., 2017; Wei et al., 2015).

Même si la norme ISO 14040/44 (ISO 14040 2006) recommande l'application de l'analyse de l'incertitude et de la sensibilité, ces pratiques ne sont pas généralisées y compris dans les études ACV classiques (Igos et al., 2019). Ainsi, l'identification de l'incertitude dans l'ACV demeure un développement méthodologique considérable qu'il convient d'améliorer et de simplifier, en particulier pour les adaptations sectorielles ou territoriales (Bamber et al., 2020).

L'ACV-T englobe toute la responsabilité du territoire et de ses activités (ou d'un SAT dans notre cas). Ceci implique l'utilisation de centaines de processus d'inventaire du cycle de vie (ICV) et des milliers de processus d'arrière-plan. Dans la plupart des cas, l'approche nécessite l'emploi de sources de données hétérogènes, de données de substitution, de statistiques régionales ou nationales et recourt également à l'extrapolation. Ces différents formats de données sont fortement générateurs d'incertitudes (Avadí et al., 2018). Ceci est non seulement dû à l'hétérogénéité des données, mais aussi et surtout, au fait qu'elles ne représentent pas précisément les spécificités locales (Fuchs et al., 2011). Pourtant, en raison du caractère récent de l'application de l'ACV à une méso-échelle telle qu'un territoire, l'utilisation de l'analyse d'incertitude et de l'analyse de sensibilité n'est pas une pratique encore bien établie. En outre, les sources d'incertitudes dans de telles études peuvent différer considérablement de celles d'une ACV classique.

Dans les précédentes applications de l'ACV à l'échelle territoriale, (Loiseau, 2014) a testé la sensibilité des modèles et des méthodes en comparant les résultats issus des méthodes ReCiPe (Huijbregts et al., 2017) et IMPACT World + (Bulle et al., 2019). Dans d'autres applications de l'ACV à un territoire, nous observons une absence d'analyses d'incertitude et de sensibilité (François et al., 2021; Mirabella & Allacker, 2021; Qi et al., 2019; Roibás et al., 2017). Ainsi, il est nécessaire de déployer des efforts supplémentaires pour étendre le développement de ces analyses dans le cadre des ACV à une méso-échelle, en vue d'accroître la confiance dans leurs résultats.

La mise en œuvre des méthodes d'analyse d'incertitude ou de sensibilité classiques pour une ACV d'un territoire, d'un quartier, ou d'un SAT, peut toutefois se relever complexe. A titre d'exemple, une

méthode quantitative traditionnelle basée sur une simulation stochastique telle que Monte-Carlo ne peut pas être employée. Ceci est dû à la multiplicité des hypothèses non-quantifiables dépassant les hypothèses quantifiables (Van Der Sluijs et al., 2005). Afin d'améliorer l'utilisation de ces pratiques pour les ACV des territoires, nous proposons ainsi un cadre simplifié.

L'approche proposée consiste ainsi en deux étapes : i) l'identification des sources d'incertitude et des paramètres le plus incertains et ii) l'analyse de sensibilité de ces paramètres et de leurs impacts sur les résultats d'ACV.

Dans la première étape (i), nous identifions des sources majeures d'incertitude de notre modèle. Étant donné qu'une évaluation complexe de l'ensemble des incertitudes au sein de l'ACV-T est irréaliste, notre approche privilégie une identification des données d'entrée les plus incertaines. Par la suite, une analyse de sensibilité locale sera à mener sur ces entrées. Selon le manuel d'ILCD (International life cycle data system), les efforts de traitement des incertitudes devraient se concentrer sur les éléments de qualité médiocre ayant une importance accrue pour les résultats de l'ACV (Commission européenne, 2010). Dans les ACV-T, nous estimons que les sources d'incertitude les plus critiques à étudier sont : i) un très vaste nombre d'hypothèses concernant les données des descripteurs d'activités et ii) un manque potentiel de représentativité des processus utilisés. Ces deux entrées (*descripteurs d'activités* et *processus*) constituent ainsi les paramètres d'analyse principaux sur lesquels nous allons nous concentrer. Il s'agit ensuite de sélectionner des descripteurs d'activité et leur processus à la fois les plus importants et les plus incertains. Pour ce faire, des diagrammes de diagnostic sont utilisés (Bałdowska-Witos et al., 2020; Lo Piano & Benini, 2022; Maurice et al., 2000; Pye et al., 2018; Refsgaard et al., 2007).

Les diagrammes de diagnostic reposent sur l'identification de paramètres critiques à évaluer en fonction de leur contribution et de leur incertitude (Figure 16). L'ordonnée représente la mesure de l'importance d'une activité/d'un processus en fonction de sa contribution à l'impact cumulé. L'abscisse représente le score d'incertitude attribué aux données décrivant cette activité ou ce processus. Ceux-ci divisent le diagramme en quatre quadrants et classent les paramètres d'entrée étudiés parmi les plus importants et incertains (Q4) et les moins importants et incertains (Q1) (Figure 16).

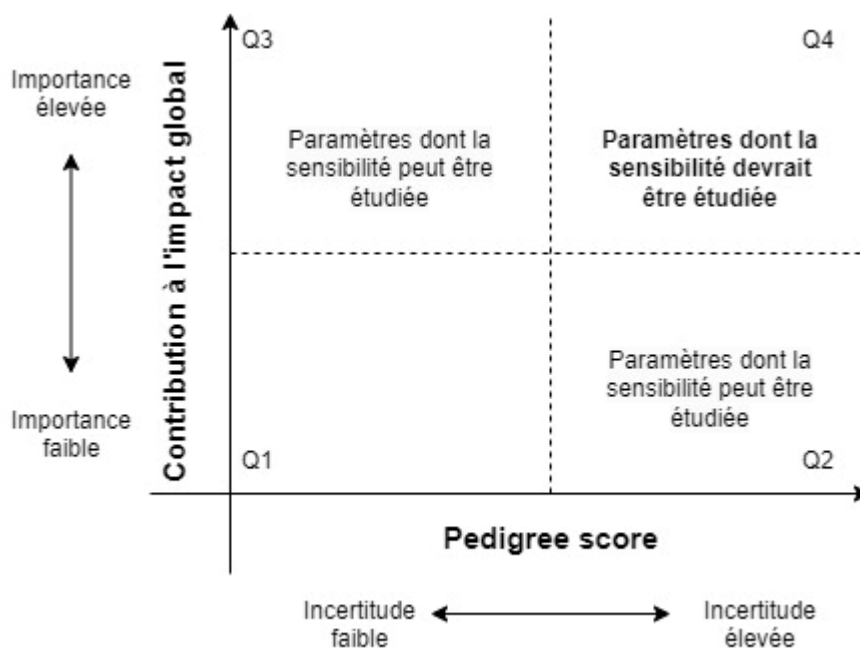


Figure 16. Diagramme de diagnostic utilisé pour identifier les activités et leurs processus incertains, dont la sensibilité devrait ou pourrait être étudiée, basée sur (Maurice et al. 2000)

Deux types de diagrammes sont à produire. Un diagramme reprenant les activités majeures du SAT et un diagramme représentant les processus majeurs constituant ces activités. Dans les deux cas, l'identification des paramètres critiques se fait d'abord via une analyse de contribution de l'ACV. Cette analyse quantifie la contribution de chaque activité envers l'impact global ce qui permet de déterminer les activités et les processus ayant la plus grande contribution. Ceci est représenté via leur contribution moyenne (en %) à l'impact global grâce au coefficient EF qui agrège les seize catégories d'impact environnemental. Pour cette agrégation, les indicateurs environnementaux sont pondérés suivant la proposition de la Commission européenne. La même pondération est aussi employée dans la base de données Agribalyse pour obtenir le score environnemental des produits (PEF). Elle privilégie légèrement les indicateurs les plus robustes et les plus importants tels que le changement climatique ou l'usage des sols (EC-JRC, 2018). Un poids moins important est donné aux indicateurs dont les modélisations sont moins fiables et dont l'impact est considéré moins aggravant tels que l'eutrophisation ou l'écotoxicité. Nous obtenons ainsi un pourcentage agrégé de la contribution de chaque activité à l'impact global d'un SAT. À partir des activités ayant le plus d'impact, nous répétons la même démarche afin d'identifier les processus associés les plus influents afin d'élaborer le deuxième diagramme.

Ensuite, il s'agit d'attribuer à chacune de ces activités et leurs processus majeurs un score d'incertitude décrivant la qualité des données. Pour définir l'incertitude des données des descripteurs d'activité, nous employons la démarche qualitative de la matrice Pedigree publiée par

(Weidema & Wesnæs, 1996). La matrice Pedigree évalue la qualité des données à travers cinq aspects (justesse/précision, complétude/ exhaustivité, corrélation temporelle, corrélation géographique et corrélation technologique). Un score, compris entre 1 pour la qualité la plus élevée et 5 pour la qualité la plus médiocre, est attribué à chaque donnée d'activité. Sur cette base, un indicateur agrégé de qualité des données (pedigree score) est calculé. Les indicateurs sont pondérés selon la pondération proposée par (Maurice et al., 2000) attribuant 0,25 à la corrélation géographique et technologique et 0,167 aux trois indicateurs restants.

Pour l'incertitude des processus repris des inventaires existants, la qualité des données est déjà renseignée dans les bases de données, telles qu'Agribalyse que nous utilisons. Cette base de données utilise l'indice du DQR (data quality ratio), attribué à chaque processus présent. Il est également basé sur la matrice Pedigree. L'indice s'appuie sur les recommandations de la Commission européenne et correspond à un score de 1 à 5. Un score élevé représente une incertitude élevée. Un score supérieur à 3 est soumis à une interprétation prudente.

Cette première phase (i) permet ainsi d'identifier les activités dont la sensibilité doit être étudiée (quadrant Q4) ou pourrait être analysée (quadrants Q2 et Q3). (Figure 16)

Dans la deuxième phase de notre approche (ii), les diagrammes de diagnostic sont utilisés pour sélectionner les processus ou les données d'activités nécessitant une analyse de sensibilité. Cette analyse définit à quel niveau le paramètre étudié est sensible au changement et ainsi, comment il pourrait influencer les résultats par sa variabilité. Parmi les méthodes existantes, l'analyse de sensibilité locale est privilégiée dans ce travail. Il s'agit de la méthode la plus simple correspondant au cadre de l'ACV complexe incluant un nombre élevé de paramètres ou de processus incertains (Wei et al., 2015). Plusieurs types d'AS locale existent. Nous avons sélectionné l'approche OAT (one-at-a-time). Cette approche calcule la sensibilité relative de chaque paramètre incertain en les faisant varier un par un et en observant les répercussions sur le résultat global de l'ACV (Ding et al., 2021; Wei et al., 2015). Dans la pratique, cela signifie que nous allons faire varier un descripteur d'activité ou un processus incertain identifié dans la première phase. La variation se fera en modifiant l'hypothèse le concernant par exemple en augmentant ou diminuant leur volume, modifiant le processus utilisé, etc. Nous observons par la suite comment cette variation influence le résultat du modèle afin de définir sa sensibilité au paramètre étudié. Si la sensibilité s'avère significative, une caractérisation du paramètre en question plus précise est nécessaire par l'amélioration de l'hypothèse, des données ou des processus utilisés.

Pour résumer, le but du cadre de l'analyse d'incertitude et de sensibilité proposé est, avant tout, d'identifier les paramètres d'entrée les plus influents, ensuite, de leur attribuer un score d'incertitude (DQR) et ainsi d'isoler les paramètres les plus incertains (c'est-à-dire ceux qui sont les plus significatifs

et incertains, situés dans Q4 ou éventuellement dans Q2 et Q3) et, enfin, d'évaluer la sensibilité du modèle à ces paramètres critiques. Le cadre proposé est illustré par la Figure 17.

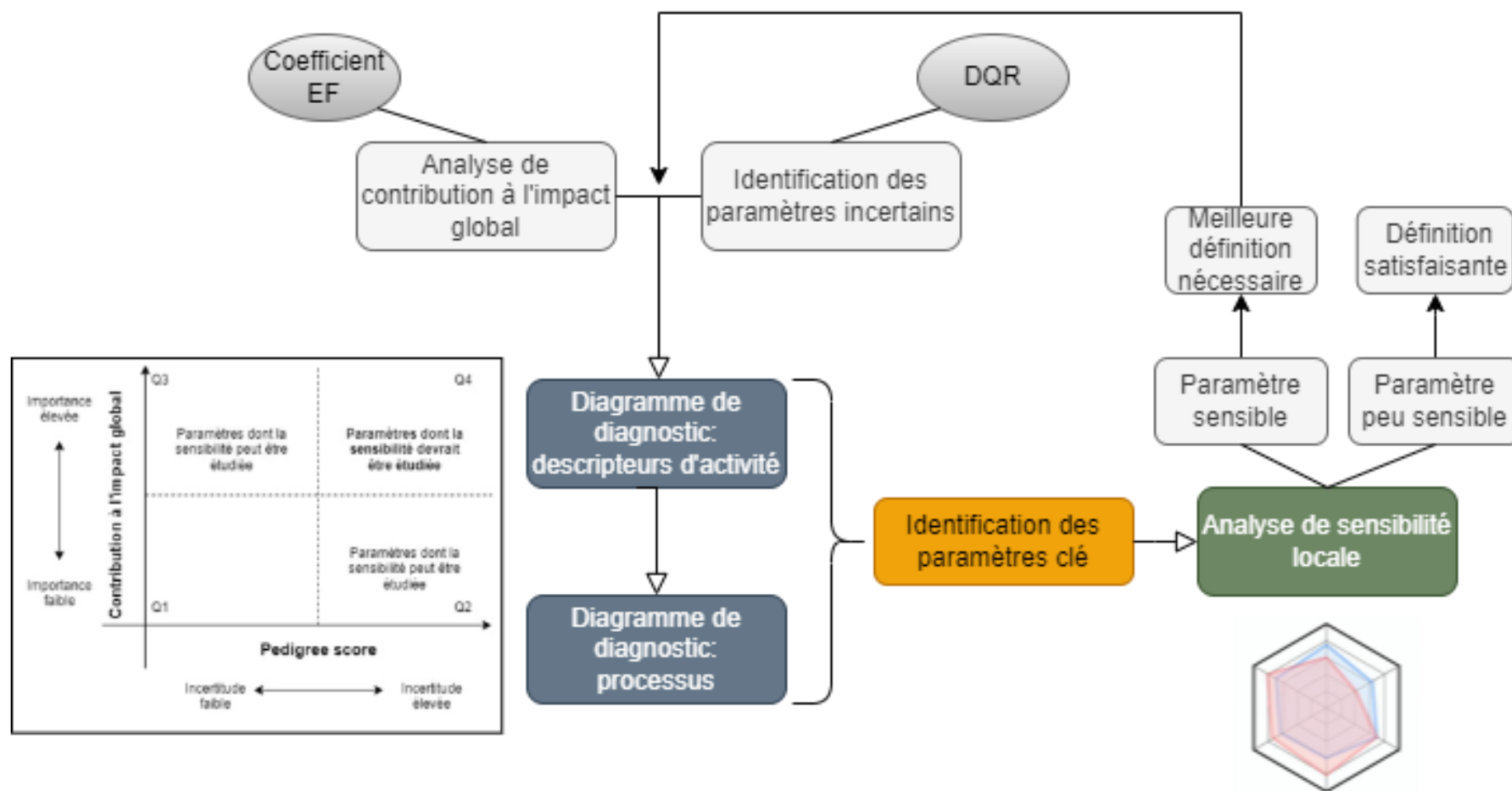


Figure 17. Cadre d'analyse d'incertitude et de sensibilité simplifié, proposé pour améliorer la précision des données de l'ACV-T Abréviations : EF = environmental footprint, DQR = data quality ratio

3.2 TERRAINS D'ETUDE

Les PAT ou les politiques alimentaires locales peuvent être menées par les *collectivités territoriales* à tous les échelons administratifs inférieurs à l'échelle nationale. Une collectivité territoriale est définie par la loi française comme une personne morale exerçant des compétences qui lui sont transférées par l'Etat sur son ressort territorial (correspondant à une portion du territoire) (Thevand, 2018). Cela inclut les communes, les départements, les régions, les intercommunalités, etc. Le manuscrit emploie également les termes tels que municipalité, ville, collectivité ou collectivité locale comme synonymes de collectivité territoriale. En général, un terme plus englobant de « territoire » est privilégié. Le territoire correspond à l'ensemble d'une structure territoriale de la collectivité étudiée incluant ses acteurs et son environnement et correspond ainsi plus précisément au périmètre de ce travail.

Le choix des collectivités territoriales à étudier dans cette thèse n'est pas arbitraire. En premier lieu, des territoires ayant mis en place des politiques de reterritorialisation depuis plusieurs années avec un plan actions en cours doivent être choisis. Ce choix donnera la possibilité d'analyser l'impact d'un PAT ou d'une stratégie alimentaire locale préalablement mis en place.

La ville de Mouans-Sartoux a été un précurseur d'intégration des politiques agricoles et alimentaires dans sa stratégie de développement. Plus particulièrement, elle a été la première ville française ayant une cantine 100 % biologique et ayant créé sa propre régie agricole. C'est un des PAT les plus emblématiques ainsi qu'un territoire internationalement connu pour sa démarche de transition vers une alimentation durable. Ces caractéristiques géographiques sont néanmoins très particulières. Situé sur la Côte d'Azur, il s'agit d'un territoire urbain et touristique. L'agriculture est peu présente et sa taille relativement modeste limite son développement agricole potentiel. En conséquence, et afin de tester la méthodologie développée sur un éventail de territoires variés, nous devons choisir a minima un deuxième territoire d'étude très différent. Ce territoire doit à la fois avoir une activité agricole beaucoup plus développée et être plus varié et plus conséquent en termes de taille.

Un territoire diamétralement opposé et répondant à ces caractéristiques correspond au département du Finistère. Les différences majeures en termes d'échelle administrative et spatiale, de profil agricole, de climat, ou encore d'habitudes alimentaires, sont autant d'atouts pour réaliser une étude de faisabilité d'application de la méthodologie développée sur des collectivités particulièrement variées. Dû à ces différences, il est crucial de souligner que le choix de ces deux territoires extrêmement variés est justifié par la volonté de tester la méthode d'évaluation sur des territoires différents. Il ne s'agit pas de comparer les deux territoires entre eux. On pourra toutefois analyser les résultats obtenus dans les deux territoires d'étude. Ceci ne se fera pas dans un but de

comparaison, mais avec pour objectif d'identifier ce qui apparaît comme un dénominateur commun à tout type de territoire et ce qui apparaît comme spécifique d'une typologie de territoire.

Ce dernier type d'analyse devra toutefois être mené avec précaution dans la mesure où les deux territoires sont certes très différents, mais pas représentatifs de tous les types de territoires engagés dans la transition agroalimentaire.

3.2.1 Commune de Mouans-Sartoux

Mouans-Sartoux est une commune urbaine dense (environ 9 500 habitants pour une superficie de 13,5 km²) du sud-est de la France située dans le département des Alpes-Maritimes et appartenant à la communauté d'agglomération du Pays de Grasse (CAPG). Historiquement, et comme pour la plupart des communes françaises, l'économie était tournée vers l'agriculture, et plus particulièrement vers la vigne et les oliviers. Ceux-ci ont été progressivement remplacés par les espaces urbanisés ou par la culture de plantes à parfum telles que le jasmin ou la rose Centifolia. Ces plantes sont encore aujourd'hui cultivées aux alentours de la commune (Mairie de Mouans-Sartoux, 2023b).

Aujourd'hui, la superficie des terres agricoles est faible et majoritairement orientée vers le maraîchage. La surface agricole utile (SAU) destinée à la production alimentaire est proche de 1 % de la superficie globale (données de la commune), les agriculteurs représentent moins de 0,3 % de la population communale (INSEE, 2019) et l'industrie agroalimentaire est pratiquement inexistante. En dépit de son faible potentiel nourricier, la commune est connue pour ses actions en faveur de systèmes alimentaires durables. Les actions qui y sont menées sont principalement orientées vers l'agriculture biologique et la promotion d'une alimentation saine et durable, et cela notamment dans la restauration collective. Située sur la Côte d'Azur, les choix alimentaires locaux s'apparentent aux régimes méditerranéens. Pourtant, peu à peu ceux-ci semblent disparaître au profit d'aliments industriels et ultra-transformés dans l'ensemble de la région (Anses, 2017). La production agricole locale est essentiellement commercialisée en circuits courts et vendue dans les magasins de la commune. Les magasins d'agriculture biologique sont d'ailleurs surreprésentés sur la commune (Figure 18).

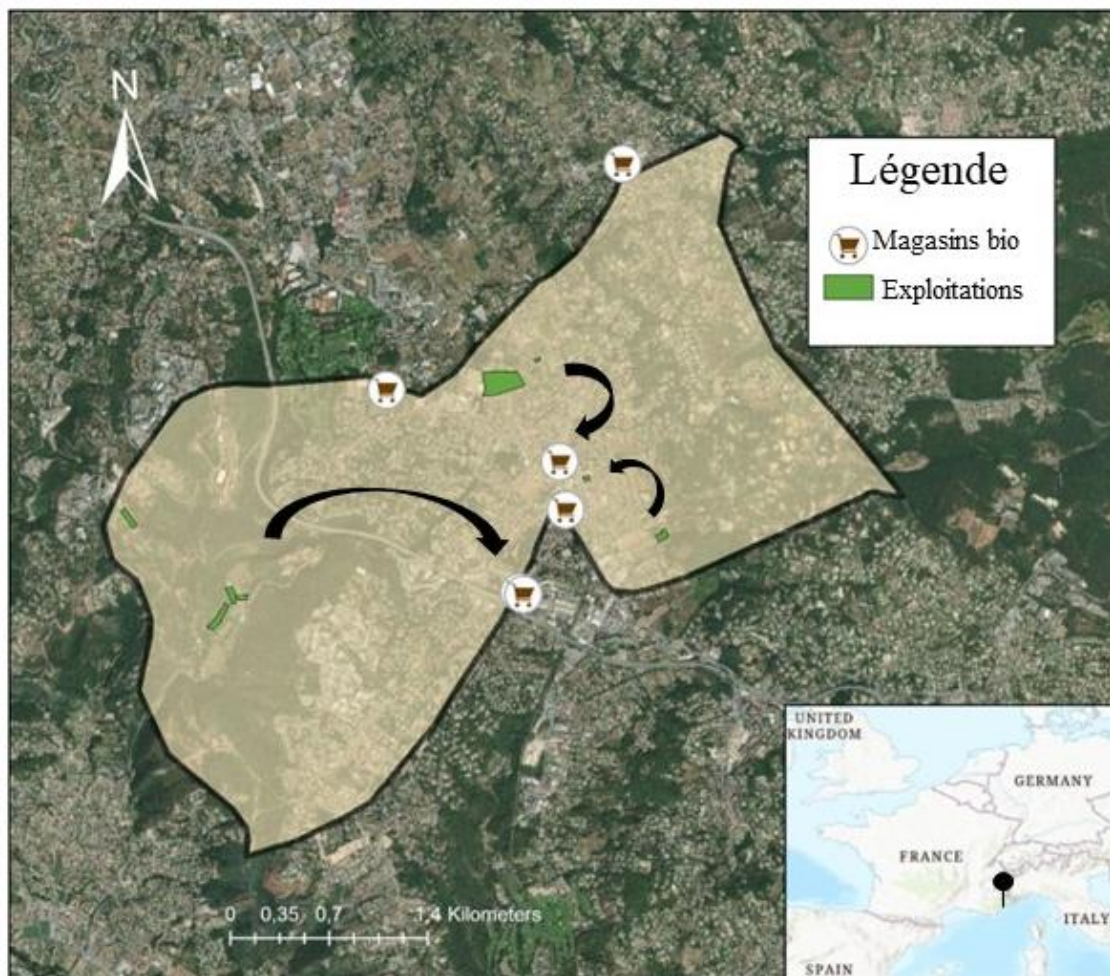


Figure 18. Commune de Mouans-Sartoux avec ses surfaces agricoles consacrées à la production alimentaire et les magasins commercialisant majoritairement des produits issus d'agriculture biologique

Les premières initiatives alimentaires de la ville datent de la fin des années 90. La crise de la vache folle a fait prendre conscience que la consommation de produits issus de productions industrielles ou intensives pouvait avoir des impacts sur la santé. Une série d'initiatives s'en sont suivies en lien avec le premier PNNS visant à rendre les menus des cantines scolaires plus durables. La commune décide ainsi de convertir l'ensemble de ses cantines scolaires à une alimentation biologique à base de produits bruts, de saison et fait maison. Ils remarquent aussitôt une incapacité à se fournir avec des fruits et légumes locaux et biologiques'. Pour y remédier, la ville crée sa propre régie agricole municipale en préemptant un terrain de 4 hectares. L'objectif était d'approvisionner les cantines de la ville situées à quelques kilomètres. En 2012, les cantines sont approvisionnées par une alimentation 100 % biologique avec 85 % des légumes provenant de la régie (RnPAT, 2022). Pour augmenter son potentiel nourricier, la ville augmente également les surfaces agricoles lors de la révision du plan local d'urbanisme (PLU) en 2012 passant de 40 à 112 hectares (Figure 19).

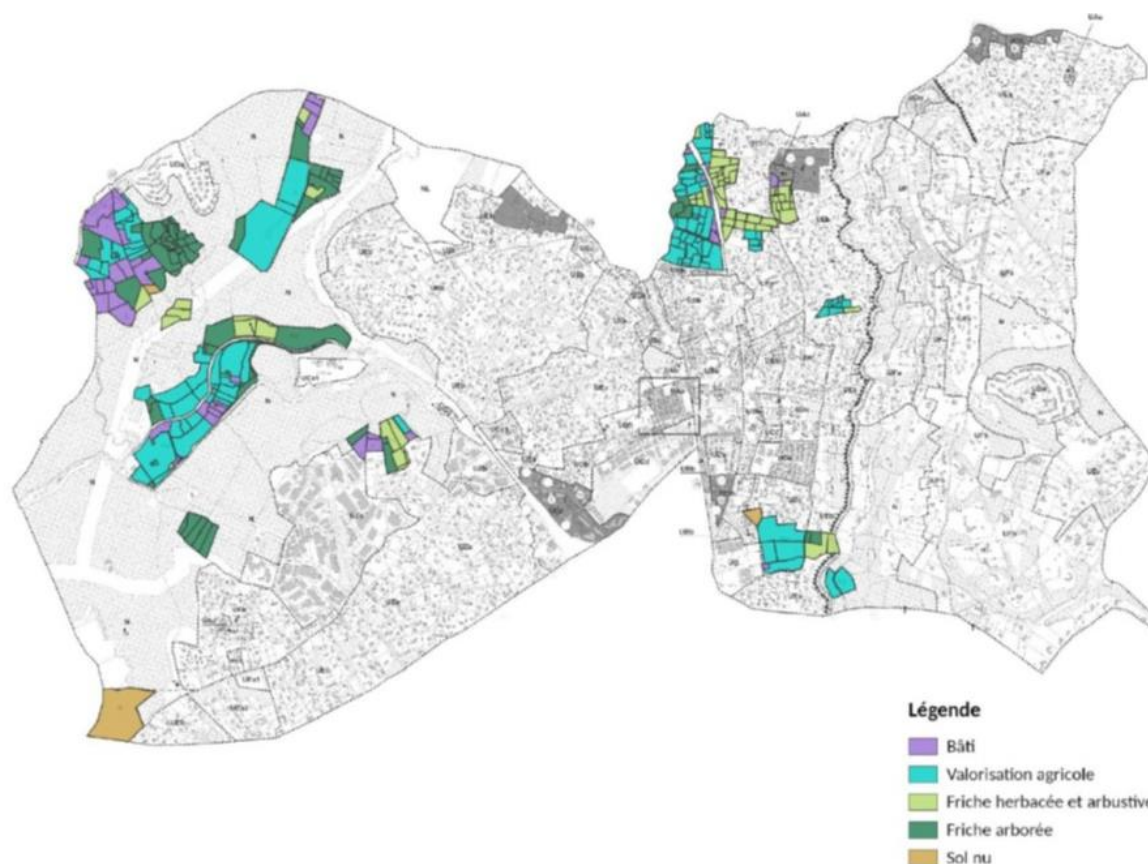


Figure 19. Cartographie des zones agricoles classées dans le PLU. Source : Elaboration MEAD (2018)

En 2016, la ville a créé un service municipal dédié à la mise en œuvre des politiques alimentaires de la ville : la Maison d'Éducation à l'Alimentation Durable (MEAD). La MEAD sera par la suite porteuse du PAT de la commune. Aujourd'hui, l'objectif de la MEAD vise à développer l'alimentation durable sur le territoire et à permettre à sa population de se nourrir sainement tout en respectant l'environnement. Pour atteindre ce but, ses actions principales cherchent à : i) favoriser les installations agricoles, ii) transformer et conserver les aliments, iii) sensibiliser la population aux enjeux d'alimentation durable, iv) soutenir les projets de recherche-action et v) communiquer et essaimer leur expérience.

Une description plus détaillée des actions menées depuis la mise en place du PAT est développée dans le chapitre suivant (Chapitre IV) décrivant l'évaluation environnementale du PAT de la commune.

3.2.2 Département du Finistère

La France est le premier producteur agricole d'Europe, approvisionnant 18 % de la production européenne (FAO, 2020). Le département administratif du Finistère, situé dans la région Bretagne occidentale avec une population de plus de 900 000 habitants et une superficie de 6 700 km², est un

territoire stratégique de la production agricole française. Le département comprend une majorité de communes rurales plutôt variées avec la moitié de la population résidant dans cette partie rurale. Selon la récente classification de l'Agence nationale de la cohésion des territoires, on y retrouve des zones à ruralités résidentielles, mais aussi industrielles, ouvrières et agricoles (Acadie & Talandier, 2023). Les zones urbaines se situent surtout autour de Brest et Quimper. Les terres agricoles constituent 56 % de la superficie globale (Figure 20).

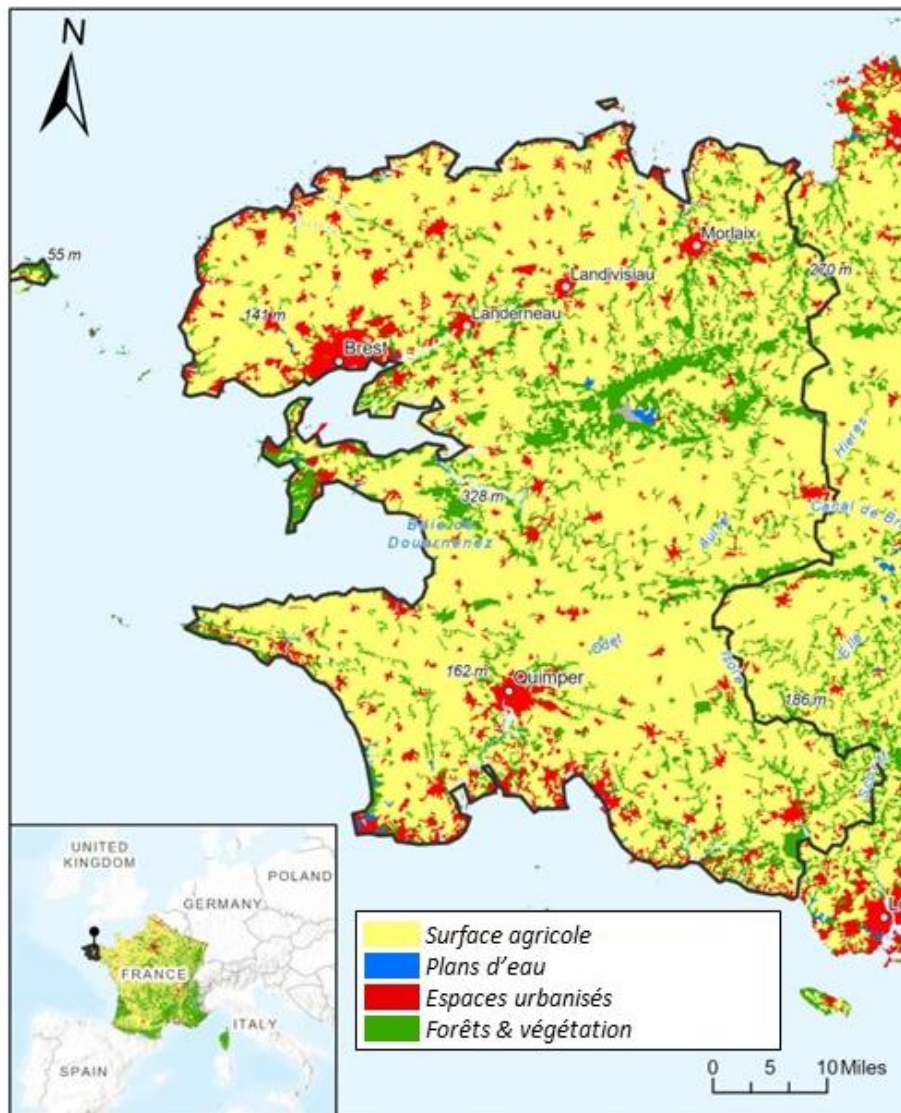


Figure 20. Carte des surfaces des types de sols du Finistère basée sur les données Corine Land Cover 2018 (European Environment Agency, 2020)

L'agriculture a depuis toujours constitué une activité économique majeure du département (Flatrès, 1963). Aujourd'hui, la valeur de la production se situe à plus de 2 milliards d'euros (estimation de 2014) (Direction Départementale des Territoires et de la Mer du Finistère, 2016). Depuis la révolution agricole, les exploitations du territoire s'agrandissent et s'industrialisent progressivement. La surface

moyenne agricole est passée de 12 ha en 1970 (Flatrès, 1963) à 61 ha en 2020 (Chambres d'agriculture de Bretagne, 2020). L'agriculture est majoritairement orientée vers l'élevage pour la production de viande porcine et de lait de vache. Malgré son climat océanique, le département est également l'un des principaux producteurs d'artichauts, de choux-fleurs et de tomates. Son industrie est également basée sur la production de volaille ainsi que la pêche et notamment l'exportation de thon (Agreste Bretagne, 2019).

Géographiquement, il est possible de diviser le département en plusieurs sous-régions agricoles selon leur OTEX prioritaire (orientation technico-économique des exploitations) (Figure 21). La production porcine occupe une part considérable de la côte ouest. Elle représente 21 % de la production porcine totale en France, alors que la superficie du département ne couvre que 1 % de la superficie nationale. Le territoire assure également respectivement 56 % et 42 % de la production nationale d'artichauts et de choux-fleurs en termes de surface dédiée (Conseil départemental du Finistère, 2017a). Cette production maraîchère se situe plutôt au nord du département. Cela fait du département le premier producteur français de porc et de légumes. Les agriculteurs et les pêcheurs du département produisent plus d'un milliard de litres de lait et un tiers de la production française de thon. Il s'agit également d'un des plus grands producteurs de volaille de chair élevant presque 20 millions de têtes.

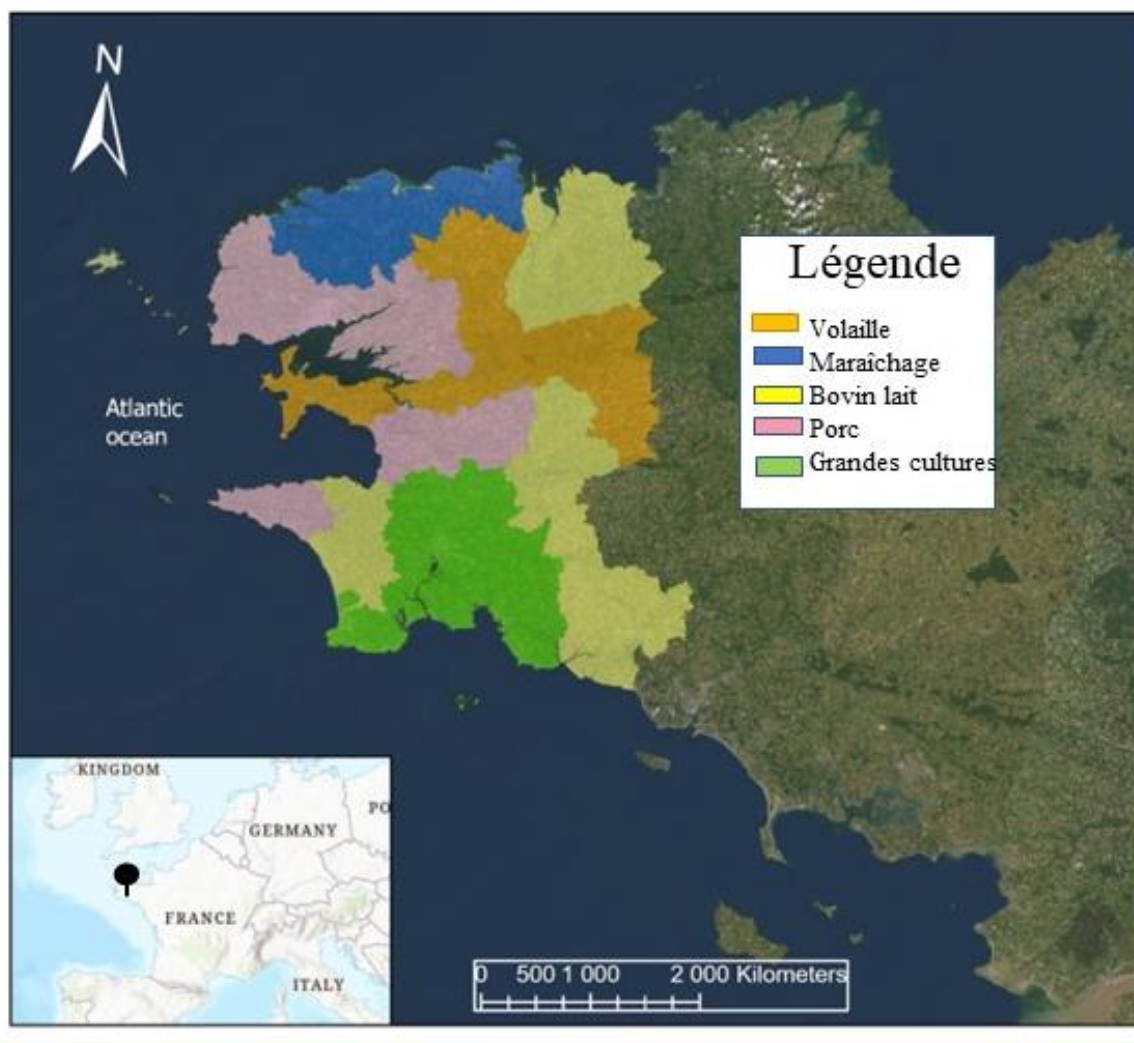


Figure 21. Grandes zones agricoles du département du Finistère selon l'OTEX prioritaire

Depuis les 20 dernières années, la SAU du département reste relativement stable, diminuant à peine de 3,1 % entre 2000 et 2010, et de 1 % entre 2010 et 2020. On témoigne toutefois d'une tendance exponentielle à l'expansion de la taille des exploitations et d'une perte progressive des petites exploitations et des agriculteurs. En 1970, le Finistère comptait près de 400 000 exploitations agricoles dont le nombre est tombé à 6 267 en 2020 (Chambres d'agriculture de Bretagne, 2020). Entre 2010 et 2020, 20 % des exploitations ont cessé leur activité et la surface moyenne des exploitations a augmenté de 23 %. Les exploitations de taille industrielle (> 100 ha), qui étaient inexistantes il y a plus de 40 ans, représentent aujourd'hui plus de 40 % de l'ensemble des exploitations, 60 % de la surface, et 85 % de la valeur de la production brute (*Ibid*). Concernant la filière porcine, la surface dédiée a diminué de 9 %, mais près d'une exploitation sur trois a disparu durant cette période. La diminution du nombre d'exploitations agricoles et leur diversité illustrent une tendance à l'homogénéisation des paysages et à l'industrialisation agricole. En 1961, 353 000 porcs étaient élevés dans le Finistère (Flatrès, 1963) contre 4,8 millions aujourd'hui (Conseil

départemental du Finistère, 2017a). Ces tendances sont à l'origine de multiples enjeux environnementaux. Une partie des sols et des eaux du Finistère présentent des excès d'azote, de phosphore, de potassium et de cuivre dus à une utilisation excessive de substances phytosanitaires, d'engrais ainsi qu'aux excréments animaux (ADES, 2021; GIS SOL, 2022).

Grâce à cette production agricole conséquente, l'industrie agroalimentaire est cependant le premier employeur du département. Plus de 1 000 établissements y sont dédiés à la transformation, au transport ou à la vente de denrées alimentaires (INSEE, 2021). On estime qu'un salarié sur dix travaille dans le domaine et 39 % des actifs industriels sont employés par l'industrie agroalimentaire (Agreste Bretagne, 2016).

À l'instar d'autres régions françaises, et malgré une diminution de la consommation de viande dans l'alimentation locale par rapport à 1960, les habitants du Finistère consomment des quantités excessives de protéines animales. La part de la consommation alimentaire des produits sucrés et ultra-transformés est en augmentation et est supérieure aux autres régions françaises (Anses, 2017; Conseil départemental du Finistère, 2017a).

Le département du Finistère figure parmi les premiers PAT labélisés en France (aujourd'hui PAT de niveau 2). On y observe un engouement conséquent pour le développement des circuits courts et de l'agriculture biologique. En 2020, presque 19 % des exploitations commercialisent en circuit court, principalement grâce à la vente directe à la ferme (augmentation par 29 % depuis 2010). De surcroît, 13 % des exploitations sont certifiées en agriculture biologique, avec une augmentation spectaculaire de 150 % depuis 2010 (Chambre d'agriculture Bretagne, 2020).

Son PAT vise non seulement à promouvoir la production locale et les circuits courts, mais également à lutter contre la précarité alimentaire, à développer des régimes alimentaires sains et durables et à encourager des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement (Conseil départemental du Finistère, 2017b). En parallèle, d'autres politiques locales et régionales (PCAET, SRADDET) sont menées visant à réduire les émissions et la consommation d'énergie de l'agriculture locale. Comme pour le cas de Mouans-Sartoux, des informations supplémentaires sur ce PAT, nécessaires pour son analyse environnementale et son lien avec les stratégies alimentaires, seront fournies dans le chapitre suivant.

3.3 CONCLUSION DU CHAPITRE III

Des adaptations et des développements méthodologiques sont proposés dans ce chapitre afin d'adapter le cadre de l'ACV-T pour une analyse des systèmes alimentaires territoriaux. Deux terrains d'étude ont été sélectionnés pour tester l'application de la méthodologie : la ville de Mouans-Sartoux et le département du Finistère. Par la suite, trois types d'utilisation de la méthode sont à mener :

- Diagnostic d'un système alimentaire territorial et ses impacts pour les deux territoires étudiés
- Évaluation environnementale ex post du PAT de Mouans-Sartoux
- Évaluation prospective d'évolution du système alimentaire territorial du Finistère

Alors que les études d'ACV à l'échelle territoriale ont déjà été appliquées pour un diagnostic territorial (Loiseau et al., 2014; Qi et al., 2019; Roibás et al., 2017) ainsi que pour une scénarisation prospective (Borghino et al., 2021), son utilisation pour évaluer des politiques territoriales n'a jamais été testée. Cette application est particulièrement complexe du fait de multiples interactions territoriales et de par la difficulté d'établir des liens de causalité. Elle constitue ainsi l'innovation majeure fournie par cette thèse portant sur une évaluation d'impact de la reterritorialisation. Néanmoins, son application pour une analyse actuelle et prospective d'un SAT fournit également des éléments essentiels pour améliorer la prise en compte de l'environnement dans la planification agroalimentaire d'un territoire.

Pour conclure, la méthodologie développée propose d'adapter les méthodes d'évaluation environnementale systémiques existantes dans la littérature aux systèmes alimentaires territoriaux en y apportant une approche d'évaluation plus approfondie et intégrale. L'application de l'analyse de cycle de vie territoriale servira à étudier l'ensemble des impacts d'un SAT et de son évolution. L'appréciation des fonctions territoriales via les indicateurs de performance permettra de compléter l'ACV en mettant en perspective les caractéristiques territoriales avec les impacts globaux des systèmes alimentaires territoriaux. L'estimation des flux intra-territoriaux donnera la possibilité d'estimer l'impact de produits locaux et de la relocalisation. Les analyses de sensibilité serviront à accroître la précision des résultats. Cette approche imbriquée incluant d'adaptation de méthodes d'évaluation existantes permet d'avoir une vision à la fois plus globale et plus territorialisée. Cela permettra non seulement d'améliorer l'analyse actuelle des SAT, mais aussi de contribuer aux développements méthodologiques de l'ACV et de l'ACV-T.

4 CHAPITRE IV. ANALYSES ENVIRONNEMENTALES DES SYSTEMES ALIMENTAIRES TERRITORIAUX

Ce chapitre est composé de trois parties correspondant aux trois applications de la méthodologie d'ACV-T : i) le diagnostic, ii) l'évaluation ex post et iii) la prospective.

La première partie correspond au diagnostic environnemental appliqué aux deux territoires étudiés. Ce diagnostic permet de mettre en évidence les activités les plus impactantes d'un point de vue environnemental. Simultanément, il définit les fonctions des systèmes alimentaires territoriaux. Dans cette partie, nous estimons également les origines géographiques des sources majeures d'impacts et nous définissons les paramètres d'analyse les plus sensibles afin d'améliorer la fiabilité des résultats.

La deuxième partie concerne l'évaluation environnementale du projet alimentaire territorial (PAT) de Mouans-Sartoux sur un intervalle de cinq ans. Nous y détaillons les méthodes de collecte et d'analyse des données utilisées. Les résultats permettent de quantifier les bénéfices environnementaux, directs ou indirects, à la suite du déploiement du plan d'action du PAT. Une attention particulière est portée à la caractérisation du changement des pratiques des acteurs du territoire tels que les consommateurs, et sur l'efficacité environnementale des réseaux de distribution en circuits courts.

La dernière partie présente une application du cadre de l'ACV-T à l'évaluation environnementale de plusieurs stratégies prospectives. Les scénarios et stratégies de prospective agroalimentaire existant à l'échelle nationale et internationale sont d'abord décrits. Certains d'entre eux sont ensuite testés sur le territoire du Finistère afin d'estimer les bénéfices environnementaux de telle ou telle action. Il s'agit ainsi de définir les actions de premier ordre à mettre en œuvre pour une meilleure prise en compte de l'environnement dans les projets territoriaux.

Les résultats de ce chapitre ont donné lieu à une publication des trois articles en anglais dans des revues internationales avec comité de lecture. Les trois articles sont fournis en Annexe II. Le premier (Lulovicova & Bouissou, 2024a), publié dans « International Journal of Life Cycle Assessment » décrit les adaptations méthodologiques réalisées dans cette thèse ainsi que l'application de la méthode au département du Finistère. Le deuxième article (Lulovicova & Bouissou, 2023), publié dans « Sustainability », présente l'évaluation environnementale des politiques territoriales menées à Mouans-Sartoux entre 2017 et 2022. Le dernier article (Lulovicova & Bouissou, 2024b), publié dans le journal « Geography and Sustainability », concerne l'évaluation environnementale de différentes stratégies prospectives appliquées au département du Finistère. Des analyses et des discussions supplémentaires et plus approfondies ne figurant pas dans les articles sont proposées dans ce

chapitre. Il s'agit plus particulièrement des analyses de sensibilité des résultats, de l'approfondissement de l'impact du PAT de Mouans-Sartoux et de l'étude des circuits courts.

Chaque partie contient une brève introduction rappelant l'état de l'art et la méthodologie des précédents chapitres. Les résultats obtenus sont également suivis d'une courte discussion qui sera reprise et approfondie dans le chapitre suivant.

4.1 DIAGNOSTIC ENVIRONNEMENTAL D'UN SYSTEME ALIMENTAIRE TERRITORIAL

Cette section débute par une description de la manière donc le diagnostic est aujourd'hui traité dans la plupart des PAT et, plus particulièrement, dans les cas des deux territoires étudiés. Les trois adaptations majeures du cadre de l'ACV territoriale au diagnostic environnemental des systèmes alimentaires territoriaux seront ensuite présentées. Ces adaptations concernent : i) l'usage de statistiques agricoles pour estimer les flux alimentaires intra-territoriaux, ii) une proposition de nouvelles fonctions agroalimentaires et iii) le développement d'un cadre simplifié pour l'*analyse de sensibilité* (AS) identifiant les données à la fois les plus incertaines et les plus influentes sur les résultats de l'analyse. La section conclura sur l'intérêt de développer des méthodologies d'évaluation systémiques afin d'améliorer les diagnostics en amont de la planification territoriale et sur les limites qu'il reste à surmonter pour enrichir la méthodologie employée.

4.1.1 Diagnostic et environnement dans les PAT

La réalisation d'un diagnostic territorial partagé est obligatoire pour les PAT souhaitant être labélisés. Dans ce diagnostic, tous les enjeux du projet doivent être considérés : économiques, territoriaux, sanitaires, et notamment environnementaux. Les associations et organismes environnementaux ont par conséquent l'opportunité de contribuer à ce diagnostic. Les diagnostics varient selon le territoire, ses moyens, ses problématiques et le degré de participation des acteurs locaux. En pratique, les moyens disponibles ne permettent généralement pas ou peu de réaliser un diagnostic exhaustif incluant la globalité des enjeux environnementaux.

À la suite de notre analyse d'une soixantaine de diagnostics et de plans d'actions de PAT, nous constatons que la majorité d'entre eux incluent le recensement des productions locales, des acteurs locaux, et des circuits alternatifs existant sur le territoire. Par ailleurs, les problématiques environnementales sont fréquemment mentionnées, mais peu développées ou évaluées.

Les deux PAT étudiés dans le cadre de cette thèse font partie des premiers PAT en France et sont tous deux labellisés niveau 2. Cela signifie que les deux territoires mènent des actions opérationnelles et ont un plan d'action effectif. Il est ainsi possible d'étudier les documents relatifs à ces PAT, incluant leur site internet, leur diagnostic et leur plan d'action existant, afin de comprendre comment l'environnement y est traité.

Les compétences d'une collectivité changent toutefois profondément d'une commune à un département. D'un point de vue réglementaire, les communes gèrent les cantines des écoles maternelles et primaires. Elles peuvent, dans la même mesure, mettre en place des régies agricoles, des marchés communaux ou des espace-tests agricoles. Elles ont notamment les compétences pour

modifier le PLU en mettant en place des zones agricoles protégées (ZAP) ou des périmètres de protection des espaces agricoles et naturels (PAEN). Ces compétences leur permettent de façonner le système alimentaire du territoire et de sensibiliser les populations.

Concernant la commune de Mouans-Sartoux, les politiques alimentaires locales sont nées des préoccupations sanitaires et environnementales en lien avec la restauration collective des écoles à la suite de la crise de la vache folle en 1996. Aujourd'hui, l'objectif du PAT est de développer une alimentation durable avec un axe fort sur la protection et le respect de l'environnement (Mairie de Mouans-Sartoux, 2023a). Ceci est surtout mis en œuvre par la promotion et le soutien de l'agriculture biologique à la fois par le biais de la production (accompagnement des agriculteurs souhaitant s'installer ou se convertir en agriculture biologique), mais surtout à travers la consommation. La sensibilisation des citoyens aux bienfaits d'une alimentation biologique de saison et brute est l'une des principales missions de la MEAD (Maison d'Éducation à l'Alimentation Durable). Cette sensibilisation est effectuée auprès des écoliers, mais aussi plus largement pour toute la population. La commune ayant la compétence d'élaborer le PLU, les politiques alimentaires se traduisent également par la préservation et la création de zones agricoles privilégiant des pratiques agricoles durables.

Le PAT de Mouans-Sartoux est relié à l'Agenda 21 de la ville considérant les politiques alimentaires fortement connectées aux politiques environnementales (RnPAT, 2022). La municipalité a, par ailleurs, été la deuxième municipalité française à signer la Déclaration de Glasgow sur l'alimentation et le climat qui vise à réduire les émissions des gaz à effets de serre à l'aide des systèmes alimentaires. Pourtant, étant une commune, la ville de Mouans-Sartoux n'a pas d'obligation légale de mettre en place des programmes environnementaux spécifiques de réduction de GES ou d'énergie. Elle fait toutefois partie de la communauté d'agglomération du Pays de Grasse et respecte les objectifs du PCAET et du contrat de Transition Ecologique de cet Etablissement public de coopération intercommunale (EPCI) (Communauté d'agglomération Pays de Grasse, 2023). Elle suit, dans un même temps, les plans régionaux tels que le SRADDET et est labélisée dans le cadre du plan région santé environnement. L'ensemble de ces documents visent à mettre en place des actions territoriales afin de sensibiliser les populations sur l'environnement, améliorer la qualité de l'air ou de l'eau et diminuer les émissions de GES et la consommation d'énergie (Agence régionale de santé PACA, 2023; Région Sud, 2019). Le Schéma Régional d'Aménagement, de Développement Durable et d'Égalité des Territoires (SRADDET) de la région Sud s'engage spécifiquement, d'ici à 2030, à réduire de moitié le rythme de l'artificialisation des espaces agricoles, à atteindre zéro perte des surfaces agricoles irriguées et à diminuer les GES issues de l'agriculture de 13 %. Il vise en même temps à encourager de nouveaux modes de production agricole et de consommation alimentaire afin

d'atteindre la neutralité carbone d'ici 2050. Il convient également de souligner que le niveau de progression des PAT dans la région constitue l'un des indicateurs de suivi du SRADDET.

Jusqu'à présent, la commune de Mouans-Sartoux ne dispose pas encore d'un document formalisant le diagnostic du PAT conforme à la démarche de labélisation, ni d'un diagnostic environnemental identifiant les principaux enjeux environnementaux du système alimentaire. On note, d'après les données du CITEPA, que la commune contient peu d'industries et d'agriculture et que les problématiques environnementales sont surtout liées au transport (responsable de 61 % des émissions de GES et de 88 % des NOx de tous les secteurs incluant l'agriculture, les déchets, l'industrie et l'énergie en 2019). Les polluants agricoles locaux contribuent à moins de 1 % des émissions locales de GES et 1 % pour les NOx et PM10, ce qui est inférieur aux valeurs nationales moyennes (allant de 10 % à 97 %). De plus, il est à noter que le territoire ne présente pas de pollutions agricoles spécifiques des sols, des cours d'eau ou des aquifères.

Les PAT menés à l'échelle départementale, quant à eux, visent surtout à rassembler les acteurs territoriaux et à donner une vision de développement agricole et alimentaire commune. Ils ont néanmoins des compétences leur permettant d'agir sur la commande publique des collèges, sur l'aménagement du foncier via la mise en place de procédures de protection du foncier agricole (par ex. le PAEN) ou sur la gestion de l'eau via les PTGE (Projet de Territoire pour la Gestion de l'Eau). Ils ont également la capacité d'agir dans les secteurs du développement économique, du logement, de la lutte contre la précarité alimentaire ou de la gestion des déchets à travers le plan départemental de prévention et de gestion des déchets (PDPGDMA). L'ensemble de ces compétences leur permettent de contribuer en faveur de la durabilité des systèmes alimentaires des territoires. À l'inverse des régions, les départements n'ont pas d'obligation réglementaire d'établir des programmes environnementaux. De la même façon que les communes, ils ont la possibilité de le faire, s'ils le souhaitent.

À notre connaissance, il n'y a pas de plan environnemental dans le département du Finistère. Comme tout échelon territorial infranational, les départements doivent pourtant suivre le plan régional d'agriculture durable ainsi que le SRADDET avec des objectifs environnementaux découlant du niveau national. Le département du Finistère suit ainsi les objectifs environnementaux du Plan régional SRADDET et du Plan Régional de l'Agriculture Durable. Au 1er septembre 2023, le département héberge également 6 PCAET adoptés et 5 autres en construction. Tous incluent l'agriculture et l'alimentation dans leur périmètre.

Malgré l'augmentation des obligations environnementales et de la diversité des compétences territoriales, les documents du PAT du Finistère abordent rarement les aspects environnementaux. Le diagnostic fait mention du terme de durabilité, mais sans établir de lien direct avec les

problématiques environnementales. De manière classique, le diagnostic répertorie les habitudes alimentaires des habitants du Finistère, la production agricole, les différents circuits de commercialisation en place, les labels de qualité ainsi que les acteurs impliqués sur le territoire (Conseil départemental du Finistère, 2017a). En conséquence, le plan d'action qui en découle est orienté d'une part vers les consommateurs, avec un enjeu considérable à agir sur la précarité alimentaire, et d'autre part vers des acteurs du SAT, visant à rassembler ces derniers pour mieux organiser la production et la consommation de produits locaux (Conseil départemental du Finistère, 2017a). Les cinq principaux axes établis dans le plan d'actions sont les suivants : i) comprendre les dynamiques territoriales, ii) sensibiliser les consommateurs, iii) fédérer les acteurs, iv) promouvoir une alimentation locale, et v) renforcer le rôle de l'alimentation en tant que vecteur de lien social (Conseil départemental du Finistère, 2023). Les enjeux environnementaux mentionnés sont liés à l'essor des filières « de qualité » ainsi qu'à l'adoption de pratiques responsables telles que l'agriculture biologique ou l'obtention d'autres labels de qualité (Conseil départemental du Finistère, 2017a).

Le manque de prise en compte des enjeux environnementaux dans le PAT n'empêche toutefois pas que ces derniers soient prégnants sur le territoire du Finistère. L'agriculture intensive y est une source majeure de pressions environnementales. À titre d'exemple, les polluants atmosphériques agricoles sont les principales sources de la pollution de l'air et d'émissions de GES (contributions allant de 42 % à 100 %). De plus, une partie du territoire est touchée par des pollutions importantes en nitrates et en pesticides. Douze captages sont actuellement classés prioritaires pour leur sensibilité aux nitrates ou aux pesticides. La présence d'algues vertes dans quatre baies a contraint les autorités locales à mettre en place des mesures visant à restaurer une qualité d'eau satisfaisante (GeoBretagne, 2023).

Il semble que ces problématiques soient abordées de manière plus spécifique dans d'autres documents de planification territoriale tels que le plan régional d'agriculture durable, les Plans Climat-Air-Énergie Territoriaux (PCAET) ou d'autres dispositifs nationaux et locaux (trame verte et bleue, plan de gestion des déchets, de la pollution de l'air, plan de lutte contre les algues vertes, etc.).

En dépit de l'obligation de considérer les enjeux environnementaux au sein des PAT, aucun de ces PAT précurseurs n'a jusqu'à présent entrepris un diagnostic environnemental approfondi relatif au système agricole et alimentaire. Nous envisageons d'entreprendre un premier diagnostic environnemental de ces deux SAT en utilisant l'ACV-T. Cette démarche dévoilera en même temps dans quelle mesure leurs plans d'action répondent aux enjeux environnementaux du territoire en prenant en compte le cycle de vie des activités territoriales. Cette analyse permettra également

d'identifier les activités prioritaires à viser dans la planification territoriale pour répondre à l'urgence climatique et environnementale.

4.1.2 Méthodologie et estimation des flux intra-territoriaux et du potentiel nourricier

La méthodologie mise en place nécessite un recensement exhaustif des données relatives à toutes les activités des systèmes alimentaires territoriaux ainsi que des flux intra-territoriaux, en conformité avec les adaptations détaillées dans le Chapitre III.

Dans le cas du Finistère, les données sont recueillies à partir de sources publiques telles que l'Agreste Bretagne, le Recensement agricole (RA) de 2020, l'INSEE et l'Anses. Ces données permettent de préciser la quantité des denrées agricoles produites sur le territoire, la proportion vendue par le biais de circuits courts, les industries agroalimentaires présentes, les modalités de transport des produits agroalimentaires, ainsi que la quantité et le type des produits alimentaires (fruits, légumes, fromages, etc.) consommés par les ménages.

En parallèle, à partir de ces données, nous estimons les quantités produites et consommées localement et le potentiel nourricier par filière agricole. Les quantités produites sont fournies par la Chambre d'agriculture, tandis que les quantités consommées sont extrapolées à partir des données régionales INCA 3 (Anses 2017). Ces résultats sont présentés dans le Tableau 6. On y observe que la production agricole du Finistère est plus que suffisante pour subvenir aux besoins alimentaires de la population locale dans plusieurs secteurs agricoles majeurs tels que les légumes, les viandes et les produits laitiers. Pour certaines productions, telles que l'industrie porcine ou la pêche, la production locale représente respectivement 2 880 % ou 1 500 % de la demande locale. En revanche, pour d'autres produits comme les fruits, l'autonomie alimentaire potentielle ne dépasse pas 6 %. En prenant en compte la totalité des produits y compris ceux importés (café, chocolat, etc.), la moyenne pondérée de l'autonomie alimentaire potentielle se situe entre 90 % et 99 %. Ainsi, le niveau d'autonomie alimentaire potentielle est particulièrement élevé.

Cependant, la condition sous-jacente de cette capacité d'autosuffisance suppose que la production locale soit principalement orientée vers la satisfaction des besoins alimentaires de la population locale. Dans la plupart des cas, une telle hypothèse se révèle fautive, car globalement, la partie prédominante de la production alimentaire est orientée à l'exportation, sur les marchés nationaux ou internationaux, avec une proportion très limitée de productions locales vendues dans le département d'origine. En se basant sur les données des circuits courts du recensement agricole de 2020 (Chambres d'agriculture de Bretagne, 2020), le Tableau 6 fournit les estimations des flux intra-territoriaux pour chaque secteur agricole. D'après les données de 2020 pour le Finistère, 18,6 % des agriculteurs locaux vendent une partie de leurs produits via des circuits courts. Ce pourcentage

présente des variations significatives selon les secteurs (69 % pour les fruits et moins de 10 % pour les autres). En outre, en ne prenant en compte que la part de leur chiffre d'affaires provenant des circuits courts, les pourcentages de la production vendue localement s'élèvent à moins de 7 % pour tous les secteurs, à l'exception de la filière des fruits où près de 45 % du chiffre d'affaires est généré par des ventes locales.

Ensuite, pour estimer le pourcentage de la consommation des ménages issu de la production locale dans le département, on compare les quantités vendues en circuits courts à la consommation locale (extrapolation des données d'Anses). Les résultats varient considérablement selon les types de produits. Pour des secteurs comme la production porcine, en raison de sa production locale substantielle, les calculs suggèrent que 99 % de la consommation des ménages proviendrait du département. Cependant, cette consommation locale des ménages ne représente que 3,4 % de la production porcine totale du département en volume. Pour tous les autres secteurs, malgré des volumes de production importants, moins de 20 % de la consommation des ménages serait issue des circuits courts du territoire. Pour les céréales destinées à la consommation humaine, la proportion vendue localement est négligeable. En ce qui concerne le poisson et les produits de la mer, le recensement agricole ne fournit pas de données relatives à la production et aux modes de commercialisation de cette filière. Étant donné les quantités substantielles produites dans le département, on estime que la probabilité qu'un produit consommé localement provienne de la production locale est extrêmement élevée, répondant à près de 99 % de la demande pour ces produits spécifiques (Tableau 6).

Tableau 6. Les estimations de la production agricole et de la consommation alimentaire locales pour les grands secteurs agricoles, leur potentiel nourricier et les estimations des flux intra-territoriaux pour le département du Finistère basé sur les données d'Agreste, du recensement agricole (Chambres d'agriculture de Bretagne 2020) et d'INCA 3 (Anses 2017)

Secteur agricole	Production annuelle locale (kg)	Quantité consommée par la population locale	Potentiel nourricier	% des exploitations en circuits courts	% du CA vendu en circuits courts	Estimation du % de la consommation locale produite localement
Céréales				1,37 %	Négligeable	
Légumes	250 051 000	83 173 172	301 %	9,51 %	6,07 %	18,26 %
Fruits	2 508 000	44 671 021	6 %	68,93 %	44,43 %	2,49 %
Produits laitiers	114 440 000	56 195 895	204 %	5,94 %	2,37 %	4,83 %
Œufs & volaille	23 690 000	11 552 800	205 %	5,83 %	3,17 %	6,51 %

Bovin	30 700 000	15 575 756	197 %	7,48 %	3,44 %	6,78 %
Porc	427 700 000	14 838 030	2882 %	7,48 %	3,44 %	99,16 %
Poisson	189 118 000	12 477 283	1516 %	NA		99 %

Pour Mouans-Sartoux, les mêmes sources de données publiques ont été utilisées pour estimer la quantité de consommation alimentaire de la commune et pour définir les caractéristiques des industries alimentaires locales. En complément, les données utilisées pour diagnostiquer la production locale et les circuits courts ont été obtenues par le biais d'entretiens avec les acteurs locaux. En raison du nombre restreint d'agriculteurs sur le territoire, ces entretiens ont permis d'évaluer la quantité produite localement ainsi que les flux intra-territoriaux, comme présenté dans le Tableau 7.

Les résultats de ce recensement indiquent que moins de 1 % des terres sont dédiées à l'agriculture dans la commune. Dans l'état actuel, cette faible proportion ne peut satisfaire qu'environ 1 % des besoins de la population en termes d'alimentation. La production agricole se concentre principalement sur un maraîchage de fruits et de légumes biologiques, qui ne permet de répondre qu'à moins de 5 % de la demande locale pour ces produits. En ne considérant que la quantité vendue sur la commune, ce pourcentage diminue à moins de 4 %. Quant aux autres produits, le potentiel nourricier est pratiquement nul (Tableau 7). Le tableau n'indique pas d'autres produits tels que les produits de la mer, les produits ultra-transformés, etc., qui ne sont pas produits sur la commune.

Tableau 7. Les estimations de la production agricole et de la consommation alimentaire locales pour les grands secteurs, leur potentiel nourricier et les estimations des flux intra-territoriaux pour la commune de Mouans-Sartoux basés sur les données du terrain et la base données d'INCA 3 (Anses 2017)

Secteur agricole	Quantité produite annuellement (kg)	Quantité consommée par la population locale	Potentiel nourricier	Quantité de la production locale vendue sur la commune (kg)	% de la consommation locale produit localement
Fruits & légumes	65 000	1 396 880	4,65 %	55 000	3,94 %
Produits laitiers	600	949 372	0,06 %	300	0,03 %
Viande	0	406 344	0 %	0	0 %
Céréales & pommes de terre	0	565 414	0 %	0	0 %

Pour Mouans-Sartoux, plus de 99 % des produits consommés par la population locale sont importés. Par conséquent, l'évaluation des flux intra-territoriaux a peu d'incidence sur le résultat global dans ce cas précis.

4.1.3 Fonctions du territoire et évaluation de leurs indicateurs de performance

À partir du tableau construit dans le chapitre III (section 3.1.3), les paragraphes suivants décrivent une évaluation des services fournis par les deux systèmes alimentaires étudiés via les fonctions agroalimentaires du territoire et leurs *indicateurs de performance* associés.

La Figure 22 montre les résultats de cette évaluation. Dans les deux cas, les valeurs territoriales sont comparées aux valeurs nationales moyennes et aux valeurs souhaitées ou idéales. Même si la définition des valeurs idéales peut être subjective, des seuils sont sélectionnés pour représenter soit l'état naturel, soit des conditions économiques ou sociales parfaites, comme un taux de pauvreté nul. Pour l'évaluation, les données sont collectées pour chaque territoire, puis normalisées sur une échelle de 0 à 10. Plus le score s'approche de 10, plus l'indicateur et la fonction en question sont remplis sur le territoire. Une évaluation générale de la durabilité agroalimentaire locale est fournie dans la Figure 22c. Les indicateurs y sont moyennés par catégorie de durabilité (environnementale, sociétale et économique) en utilisant une pondération égale pour chaque indicateur.

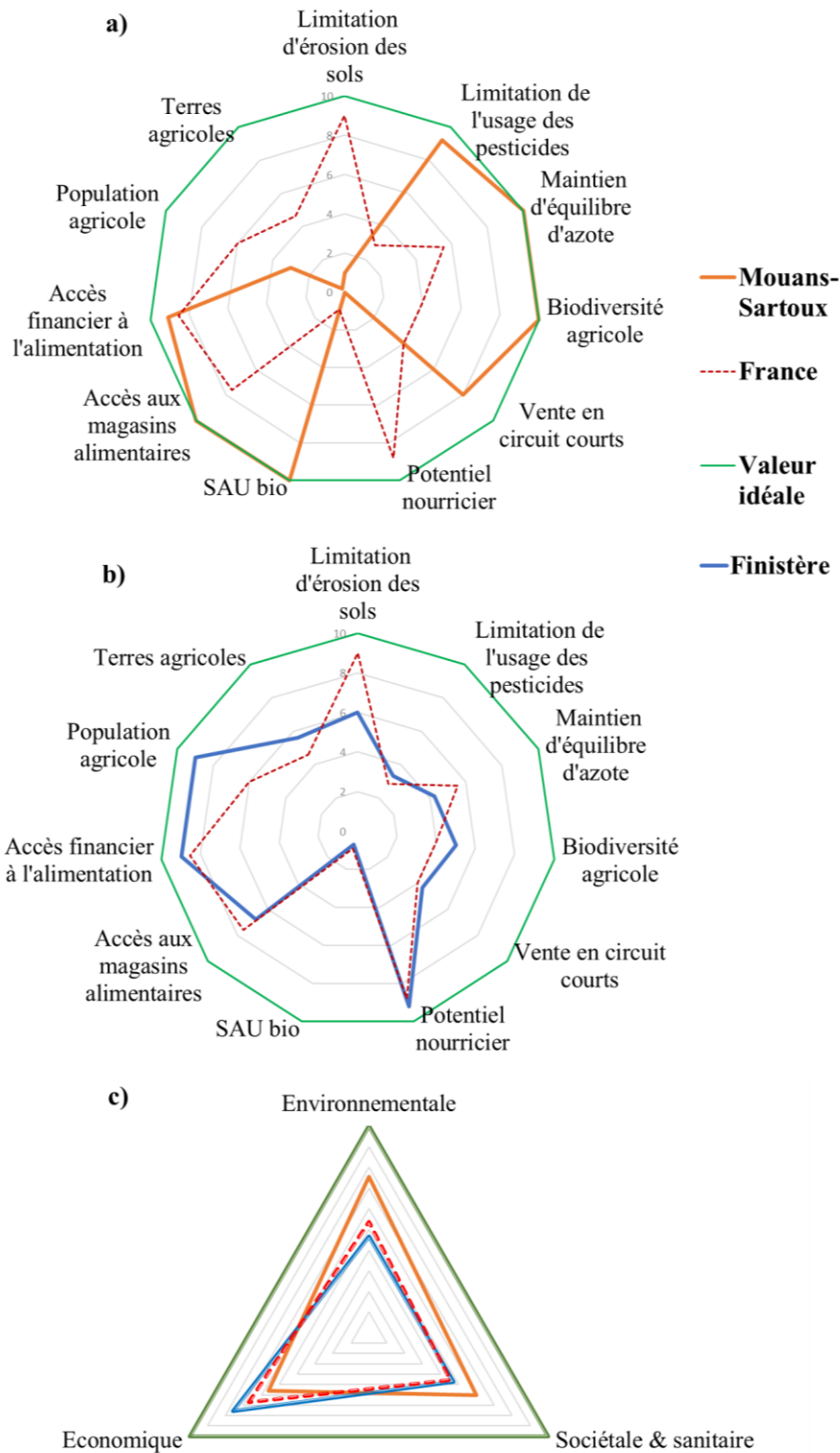


Figure 22. Les fonctions agroalimentaires du territoire pour les deux cas d'étude avec les résultats pour a) Mouans-Sartoux, b) Finistère et c) les résultats agrégés par pilier de durabilité pour les deux territoires. Plus le score de l'indicateur s'approche de 10, mieux la fonction en question est remplie sur le territoire indiquant un meilleur score de durabilité

On constate que la ville de Mouans-Sartoux affiche de bons scores en ce qui concerne les fonctions environnementales, notamment dans la préservation de la biodiversité et l'équilibre des ressources. (Figure 22a). Le score des indicateurs environnementaux dépasse le niveau national, à l'exception de la protection des sols (et leur érosion) en raison de l'urbanisation élevée. En effet, le pourcentage de terres agricoles artificialisées est plus de 100 fois supérieur à la moyenne française (moyenne des 10 dernières années). Le niveau naturel de concentration en azote dans les écosystèmes aquatiques y est mesuré (environ 10 mg/L). De plus, les résidus de pesticides dans les eaux souterraines ne dépassent pas le seuil réglementaire de 0,1 µg/L (ADES, 2021) et leur quantité vendue reste minime en comparaison avec la moyenne nationale (Eau France, 2020). En revanche, plusieurs résidus de pesticides toxiques, notamment le glyphosate (représentant près de 90 % de toutes les substances vendues localement), sont détectés dans l'eau souterraine. À la suite d'échanges avec les acteurs locaux, cette présence de résidus semble plutôt découler d'un usage individuel (jardinage) que d'une utilisation par les agriculteurs locaux. Ces derniers sont principalement engagés dans une agriculture biologique pour laquelle l'utilisation de cette substance est interdite. Malgré ce résultat, aucune zone aquatique n'est classée comme vulnérable, avec une qualité de l'eau souterraine globalement satisfaisante. De plus, l'agriculture locale est bénéfique pour la biodiversité, obtenant la note la plus élevée (30/30) pour l'indicateur de Haute Valeur Naturelle (Solagro 2017).

En revanche, les scores sont plutôt bas pour les fonctions économiques de la commune. Les scores de fonctions telles que la disponibilité en surfaces agricoles et le taux d'emplois agroalimentaires sont faibles. De fait, l'autonomie alimentaire potentielle est proche de zéro et la proportion de la population agricole est inférieure à 0,5 %. Le niveau de précarité alimentaire, correspondant au seuil de pauvreté, se situe autour de 9 % de la population, un taux légèrement inférieur à la moyenne nationale en France, qui est de 14,6 % (INSEE, 2020b). L'accessibilité physique aux magasins alimentaires avoisine les 100 % en raison du profil urbain du territoire.

Concernant les fonctions sociétales, bien que le potentiel nourricier soit faible, la proportion de produits biologiques dans la production locale est dix fois supérieure à la moyenne nationale. De même, le nombre de points de vente en circuit court par nombre d'habitants reste élevé. La commune contient deux marchés locaux, une AMAP et un jardin de Cocagne pour moins de 10 000 habitants alors que la moyenne en France correspond à 20 points de vente des produits locaux pour 100 000 habitants (Figure 22).

Le Finistère quant à lui obtient des scores satisfaisants pour les fonctions économiques (Figure 22b). Cela découle d'un nombre d'emplois élevé dans l'industrie agroalimentaire et du maintien des terres agricoles existantes. Les agriculteurs représentent environ 1 % de la population active, ce qui contribue à l'économie départementale et donne ainsi lieu à un score supérieur du niveau national.

La proportion des terres agricoles dans la surface globale est élevée (56 %) et le rythme d'artificialisation des terres agricoles est similaire à celui du niveau national. Concernant les consommateurs, le taux de pauvreté, conditionnant l'accès à une alimentation saine, est légèrement plus bas que la moyenne française (10 % contre 14,6 %). L'accès aux magasins alimentaires est plus difficile en raison du caractère rural d'une grande partie du territoire. Environ 32 % de la population est ainsi théoriquement dépendante de la voiture pour faire ses courses alimentaires.

En ce qui concerne les fonctions sociétales, l'agriculture locale garantit un niveau considérable d'autonomie alimentaire potentielle, avec une production agricole locale dépassant de 90 % la demande locale théorique. Cependant, l'offre locale en agriculture biologique reste limitée (7 %) avec un niveau inférieur à la moyenne nationale française (9 %). En revanche, le nombre de points de vente en circuits courts est légèrement supérieur à l'échelle nationale avec environ 22 points de vente pour 100 000 habitants.

La production agricole conséquente est une source de pollution locale, se traduisant par un score modeste pour les fonctions environnementales. Sur plusieurs endroits du territoire, les dépassements des seuils de nitrates sont observés et l'usage des pesticides y est élevé. Plus particulièrement dans le nord du département, la concentration de nitrates dans les eaux souterraines dépasse le seuil autorisé de 50 mg/L (GIS SOL, 2022). Ce dépassement est toxique pour les écosystèmes aquatiques. Chaque année, environ 700 tonnes de pesticides sont vendues dans le Finistère. Même si les quantités fluctuent d'une année à l'autre, aucune diminution substantielle n'est observée ces dernières années (Eau France, 2020). De plus, l'utilisation de pesticides dépasse les ventes nationales moyennes par habitant (environ 0,9 kg de substances actives utilisées par habitant). De nombreux résidus de pesticides sont ainsi trouvés dans l'eau souterraine, dépassant le seuil autorisé de 0,1 µg/L par substance. Des traces de pesticides interdits depuis des décennies sont encore découvertes dans les bassins versants locaux. Certains d'entre eux dépassent les concentrations seuils (comme le lindane interdit depuis 1998, l'atrazine-deséthyl interdit depuis 2003, etc.) (ADES, 2021). Ces pollutions conduisent à ce que près d'une dizaine de bassins versants de la région soient classés comme captage prioritaire, nécessitant une action de surveillance des autorités locales. Les pratiques agricoles locales constituent également un risque pour la biodiversité agricole, avec un score dont le niveau se situe à la limite de la labélisation Haute Valeur Naturelle (HVN) (15/30). Malgré cela, ce score est supérieur à la moyenne nationale (12/30) en raison d'une présence plus élevée d'infrastructures agricoles naturelles dans les fermes. Bien que ces indicateurs environnementaux semblent faibles, leur niveau est relativement similaire aux valeurs nationales, à l'exception de l'érosion des sols et de la pression azotée, qui obtiennent des meilleurs scores pour le département du Finistère. (Figure 22b)

En guise de synthèse, le Finistère obtient des scores similaires à ceux de l'échelle nationale. Les caractéristiques de l'échelon national ne se retrouvent en revanche pas à Mouans-Sartoux (Figure 22c). Les services territoriaux du SAT de Mouans-Sartoux sont principalement orientés vers la performance environnementale, tandis que ceux du Finistère sont orientés vers la performance économique. Pour les fonctions sociétales, les scores pour les deux territoires sont globalement proches du score national. Pourtant, bien que Mouans-Sartoux présente une autonomie particulièrement faible, l'offre de produits locaux et biologiques y est plus abondante (en termes de %), ce qui permet à ses fonctions sociétales de dépasser le niveau national.

L'évaluation de ces valeurs permet de comparer l'efficacité de différents systèmes alimentaires territoriaux ainsi que leur durabilité. Il reste néanmoins délicat de comparer ces deux territoires en raison des différentes échelles territoriales auxquelles ils appartiennent. Cependant, cette caractérisation de chacun des territoires demeure essentielle pour obtenir un diagnostic environnemental approfondi et pour mieux interpréter les résultats de l'analyse de cycle de vie, en mettant en vis-à-vis les fonctions de territoires et les impacts qu'ils génèrent.

4.1.4 Impacts environnementaux globaux et par domaine d'activité des systèmes alimentaires territoriaux

Dans cette sous-section, nous évaluons la contribution de chaque activité des systèmes alimentaires territoriaux étudiés à l'impact global du système en considérant l'intégralité du cycle de vie de ces activités territoriales. Après une présentation générale des résultats, plus de détails sont apportés sur les principales activités contributrices. Les modélisations sont effectuées à l'aide du logiciel SimaPro, en utilisant la méthode EF 3.0. Dans cette première phase du diagnostic, les 16 indicateurs de la méthode sont calculés (Tableau 5 dans la section 3.1.5.).

La Figure 23a illustre la contribution relative des principales activités agroalimentaires du territoire à l'impact global du système alimentaire de Mouans-Sartoux. On observe que les produits alimentaires importés et leur cycle de vie contribuent entre 74 et 100 % à l'impact total. Pour la majorité des indicateurs d'impacts (en abscisse de la Figure 23), la contribution des produits importés dépasse 90 % de l'impact total du SAT. C'est uniquement pour les indicateurs d'épuisement des ressources fossiles et des ressources minérales, de radiation ionisante et d'appauvrissement de la couche d'ozone que l'industrie agroalimentaire locale et le transport agroalimentaire local dépassent 10 % de l'impact total. La contribution élevée du transport pour les indicateurs d'épuisement des ressources fossiles et minérales (5 et 26 % respectivement) est principalement imputable à l'utilisation du carburant et à la construction des véhicules. La contribution de l'industrie agroalimentaire plus conséquente en termes de radiation ionisante (19 %) provient de l'utilisation

d'électricité, ce qui génère un impact en raison du mix énergétique français reposant en grande partie sur l'énergie nucléaire. L'impact de l'agriculture locale est négligeable (< 0,5 %), à la fois en raison du nombre restreint d'agriculteurs sur le territoire et du type d'agriculture pratiquée (majoritairement du maraîchage sur de petites surfaces en agriculture biologique).

De par la prépondérance de l'impact des produits alimentaires importés, il convient de comprendre davantage la contribution de cette activité. Pour cela, il est possible d'évaluer les impacts des différents types de produits alimentaires importés (Figure 23b). La contribution des produits importés d'origine végétale tels que les fruits, légumes et féculents est faible (entre 4 et 28 %) par rapport à la quantité de ces produits consommés (cf. Tableau 7). À l'inverse, les produits d'origine animale (viande, produits laitiers, œufs) représentent la plus grande part de la contribution aux impacts (entre 21 et 61 %). La contribution des produits ultra-transformés (confiseries, desserts, snacks), boissons (alcool, sodas, boissons chaudes) et autres (huiles, condiments, etc.) se situe entre 32 à 54 %.

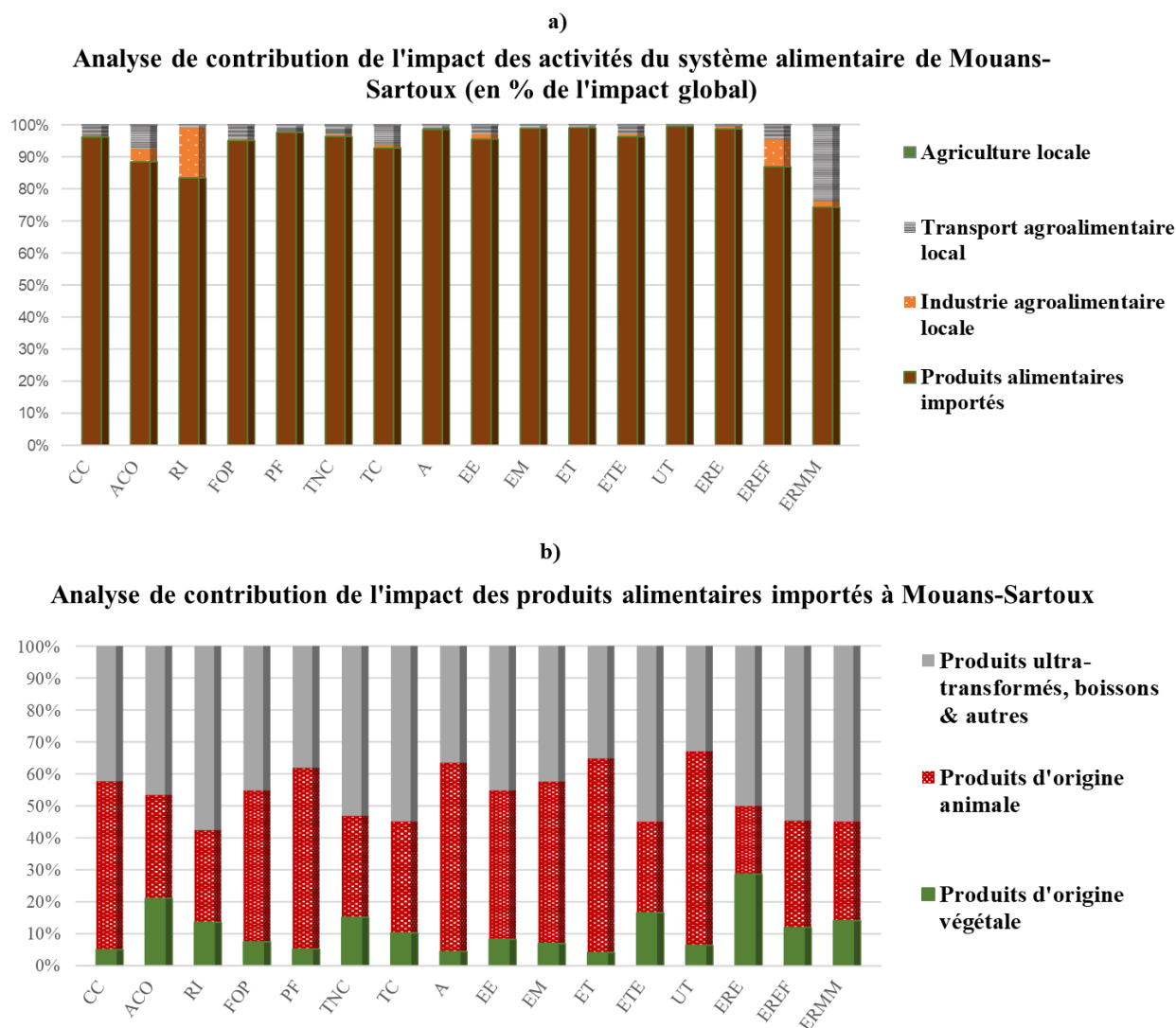


Figure 23. Analyse de contribution des : a) activités agroalimentaires territoriales à l'impact global du système alimentaire de Mouans-Sartoux, b) des types de produits alimentaires à l'impact des produits alimentaires importés. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé ; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines ; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes ; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes ; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Epuisement des ressources en eau ; EREF = Épuisement des ressources énergétiques fossiles ; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux

On peut conclure que, du fait de son profil urbain et des caractéristiques de la région Sud, l'essentiel des impacts environnementaux du système alimentaire territorial de Mouans-Sartoux est imputable aux produits alimentaires importés. La majorité des impacts se situe donc en dehors du territoire.

Localement, les activités agroalimentaires présentes sur le territoire contribuent peu à l'impact du SAT. Cela s'illustre par les scores significatifs des fonctions environnementales du territoire, qui importe largement son alimentation, externalisant ainsi les pollutions associées. De même, cela coïncide avec de faibles fonctions économiques du SAT, liées à une autonomie alimentaire faible et une population agricole marginale.

La même analyse a été menée sur le Finistère, en incluant l'analyse des contributions de différentes filières agricoles du territoire. La Figure 24a présente d'abord la contribution relative des principales activités agroalimentaires du territoire à l'impact global du système alimentaire du Finistère. Les activités agricoles locales constituent la majeure partie des impacts en contribuant entre 18 % et 77 % à l'impact global du système alimentaire territorial. La proportion de l'impact des produits consommés en circuits courts (produits et consommés localement) est négligeable, allant de 0,7 % à 3,8 %. Entre 20 % et 74 % de l'impact de l'ensemble du SAT provient ainsi de la production agricole commercialisée en circuits longs. Tout comme pour Mouans-Sartoux, les industries agroalimentaires locales et le transport local lié aux denrées alimentaires (utilisation d'énergie et de carburant pour les véhicules personnels) contribuent davantage aux indicateurs d'épuisement des ressources fossiles et minérales, d'appauvrissement de la couche d'ozone et de radiation ionisante. Malgré une production locale significative, les aliments importés génèrent une proportion non négligeable de l'impact global du SAT, allant de 16% à 50%. Une contribution accrue (50%) des produits alimentaires importés est démontrée pour l'indicateur de l'épuisement des ressources en eau. Cela est lié aux types de produits importés s'agissant essentiellement de produits ultra-transformés (tels que les confiseries) et les boissons (tels que le café) comme illustré ultérieurement dans la Figure 24c.

Les Figure 24b et Figure 24c présentent plus en détail les différentes sous-catégories contribuant à l'impact des deux activités prédominantes dans l'impact : l'agriculture locale (Figure 24b) et les produits alimentaires importés (Figure 24c). L'impact de l'agriculture locale découle principalement de la production animale, notamment la production de viande porcine (16 à 54 % de l'impact de l'agriculture locale) et de lait de vache (14 à 41 % de l'impact de l'agriculture locale). La pêche du thon présente une contribution significative à la formation d'ozone photochimique (59 %) et à l'épuisement de minéraux et de métaux (37 %) (Figure 24b).

Bien que la consommation locale de viande produite en circuits courts soit élevée (Tableau 6), les produits à base de viande et de lait constituent une contribution majeure à l'impact de la catégorie des aliments importés (entre 13 et 55 %) (Figure 24c). Les produits ultra-transformés, les boissons (eau non prise en compte) et autres constituent une catégorie contribuant à près de la moitié de l'impact des produits importés avec une contribution allant de 30 à 55 %.

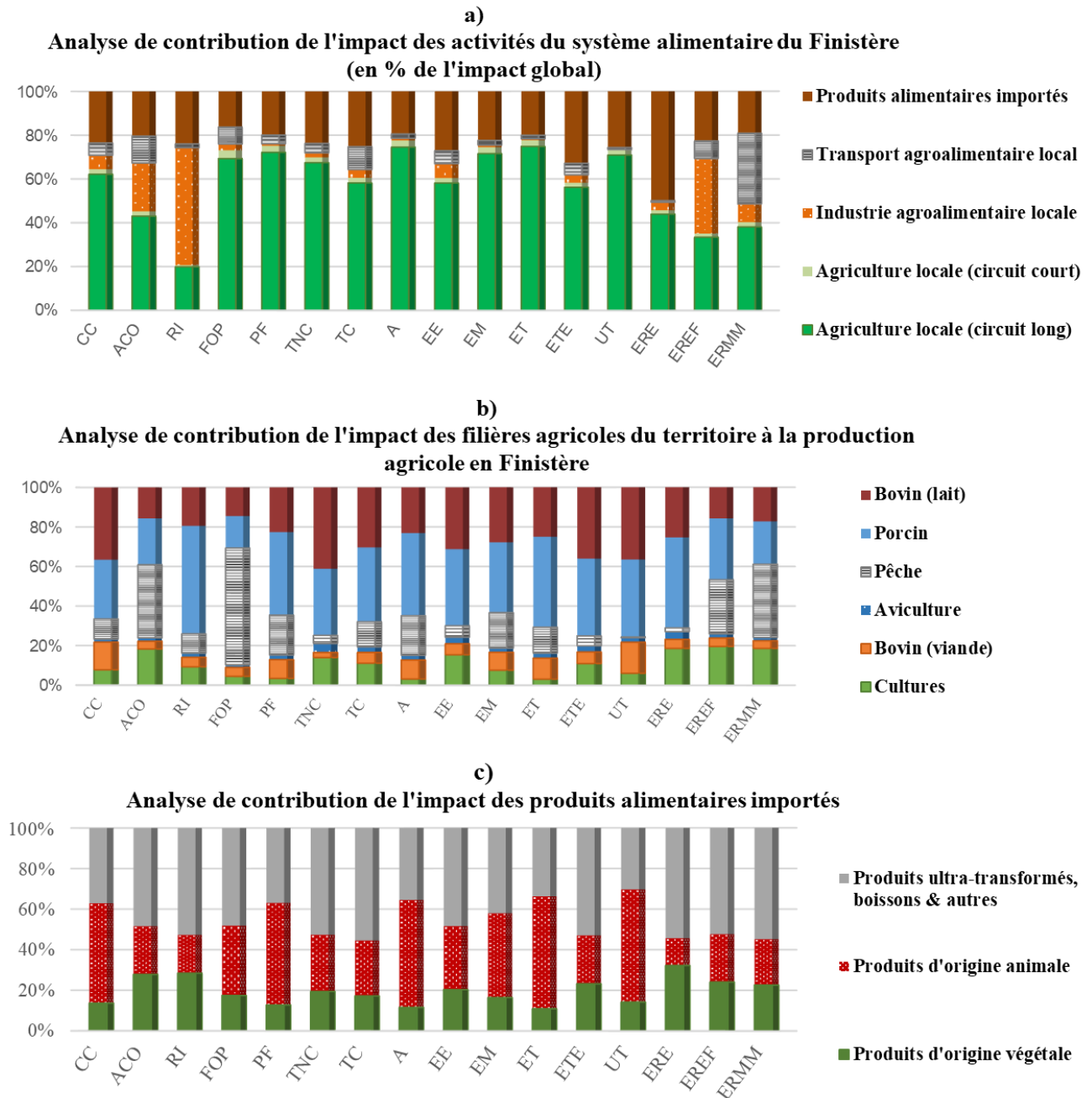


Figure 24. Analyse de contribution des : a) activités agroalimentaires territoriales à l'impact global du système alimentaire, b) filières agricoles à l'impact de la production agricole locale, c) catégories des produits alimentaires à l'impact des produits alimentaires importés. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé ; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines ; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes ; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes ; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE =

Épuisement des ressources en eau; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux

Dans l'analyse du système alimentaire du Finistère, l'impact des produits locaux consommés localement est attribué aux producteurs locaux. Comme mentionné précédemment, cet impact peut être attribué soit aux producteurs soit aux consommateurs. Nous avons en premier lieu choisi l'allocation aux producteurs faisant l'hypothèse que les données sur la production et la transformation territoriale étaient plus précises que les données extrapolées sur la consommation d'INCA 3. Cependant, ce choix peut potentiellement négliger certains impacts de ces produits cultivés et consommés localement, tels que ceux découlant de leur cuisson par les consommateurs (non inclus dans l'allocation aux producteurs). En revanche, une allocation aux consommateurs comporte le risque de comptabiliser deux fois l'énergie utilisée pour la transformation et la distribution locale. Afin de comparer ces deux approches d'allocation et d'identifier d'éventuelles différences significatives, il est pertinent d'effectuer une analyse similaire en attribuant cet impact aux consommateurs.

La Figure 25 compare les résultats selon l'allocation de l'impact des produits locaux consommés localement aux consommateurs ou aux producteurs. On observe qu'en règle générale, l'allocation aux consommateurs génère un impact plus élevé sur l'ensemble du système alimentaire. Les différences varient de faibles à moyennes, allant d'une augmentation de 1 % à 8 % de l'impact global (Figure 25a). Dans le cas de l'allocation des impacts aux consommateurs, la contribution des produits locaux (produits et consommés localement en circuits courts) double ou triple passant de 1-4 % à 3-9 %. La contribution de ces produits reste toutefois faible par rapport au potentiel nourricier du territoire qui se situe à plus de 90 % et pour lequel l'impact de l'agriculture locale va jusqu'à près de 80 % de l'impact global.

On peut donc en conclure que l'allocation des produits locaux consommés en circuits courts aux consommateurs, par opposition aux producteurs, a tendance à accroître la contribution de ce type de produits à l'impact global, mais dans des proportions relativement faibles.

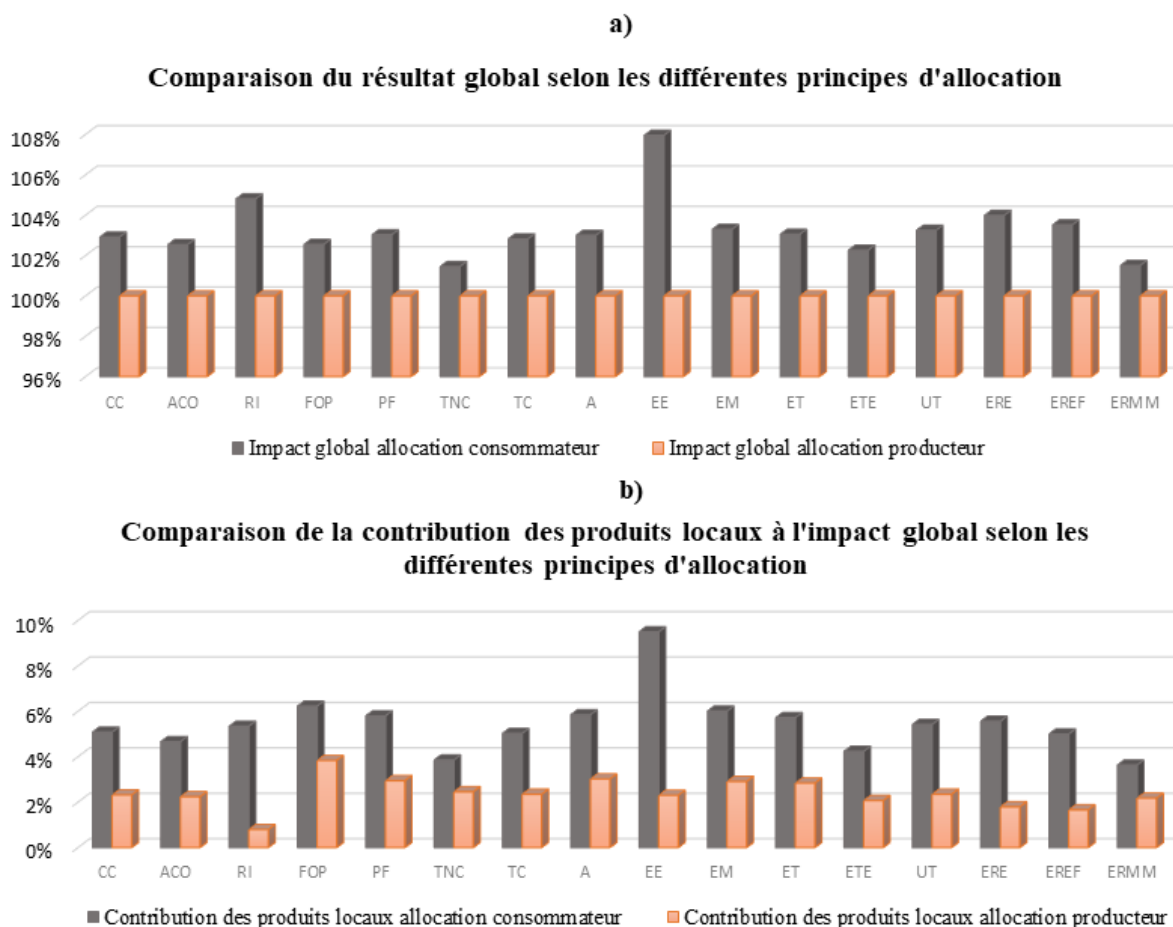


Figure 25. Comparaison des résultats selon les principes d'allocation allouant l'impact des produits importés aux producteurs ou aux consommateurs pour a) l'impact global et b) la contribution de l'impact des produits locaux consommés localement. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Épuisement des ressources en eau; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux.

En conclusion, la répartition des impacts est beaucoup plus diversifiée au Finistère qu'à Mouans-Sartoux. Toutefois, la prépondérance de l'impact de l'agriculture locale et plus particulièrement de l'élevage de porcs et de bovins lait est à noter. Bien que l'agriculture garantisse des fonctions socio-économiques du territoire du Finistère (part d'emploi, valeur économique et considérable autonomie alimentaire), son SAT génère des impacts locaux importants. Cela se manifeste à travers des

fonctions environnementales dégradées. C'est également confirmé par l'ensemble des indicateurs d'ACV, mettant en évidence l'agriculture comme principale source d'impact du système alimentaire territorial. Toutefois, une part déterminante de l'impact provient également des produits importés, ceci incluant les produits abondamment présents dans les filières agricoles locales. Cela engendre des conséquences environnementales en dehors du territoire du Finistère, qui ne sont pas à sous-estimer.

4.1.5 Sources d'impact majeures pour les deux systèmes alimentaires

Bien que l'analyse de contribution des activités territoriales (Figure 23 et Figure 24) permette de hiérarchiser les activités des SATs, une analyse approfondie est nécessaire. Il s'agira ainsi d'identifier les principales sources d'impacts au sein de chaque activité territoriale, telles que la production agricole locale. Pour cela, nous avons sélectionné quatre des seize indicateurs d'impact de la méthode EF, sur lesquels une analyse des sources majeures d'impact a été menée. Il s'agit des indicateurs pour lesquels le système alimentaire a une incidence capitale, et qui sont mentionnés dans les objectifs de certains PAT. Cela concerne : a) le changement climatique (kg CO₂ eq), b) l'épuisement des ressources énergétiques fossiles (MJ), c) les effets toxicologiques sur la santé humaine (substances cancérigènes) (CTUh) et d) l'usage des terres (Pt).

En reprenant l'exemple de Mouans-Sartoux, la Figure 26 illustre les principales sources d'impact des activités territoriales, exprimées en pourcentage absolu de l'impact global, pour les quatre indicateurs mentionnés précédemment.

Concernant l'indicateur de changement climatique (Figure 26a), les produits importés comme la viande rouge, les produits laitiers et les produits ultra-transformés génèrent l'essentiel de l'impact. Ceci provient d'une grande partie des émissions de méthane liées à la phase de production de la viande. En ce qui concerne les produits ultra-transformés, plus de la moitié de leur impact provient des produits à base de chocolat. Dans ce cas, l'impact majeur découle de la culture du cacao, affectant le changement d'usage des terres et réduisant les puits de carbone, entraînant ainsi des émissions de gaz à effet de serre. L'impact du transport local découle essentiellement des déplacements des consommateurs pour effectuer les courses alimentaires (4 % de l'impact global).

Pour ce qui est de l'indicateur de l'épuisement des ressources énergétiques fossiles (Figure 26b), la principale source sous-jacente est la consommation d'électricité. Cela découle de l'électricité utilisée pour la distribution alimentaire sur le territoire (10 %) mais aussi pour la transformation et la cuisson des aliments importés tout au long de leur cycle de vie (13,84 %). L'épuisement concerne plus particulièrement l'élément chimique uranium nécessaire à la production d'électricité d'origine nucléaire en France. Comme pour l'indicateur de changement climatique, le transport des

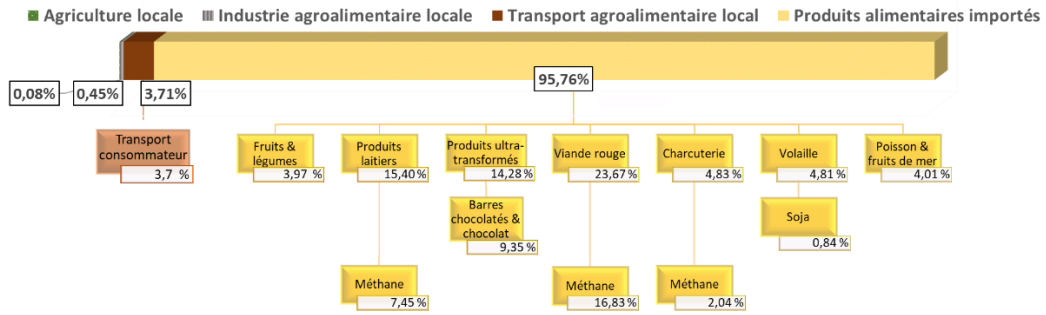
consommateurs est responsable d'environ 5 % de l'impact. Ceci est majoritairement dû à l'utilisation de pétrole. Les différentes formes de pétrole constituent également une source d'impact notable, notamment du fait de la consommation des produits de la mer et plus particulièrement de l'utilisation de bateaux de pêche motorisés dans leur phase de production.

Pour l'indicateur des effets toxicologiques sur la santé humaine (substances cancérigènes) (Figure 26c), les principales contributions proviennent des produits ultra-transformés et des boissons chaudes (16 % et 12 % de l'impact global respectivement). Les processus sous-jacents de ces impacts sont par exemple la consommation de barres chocolatées, du chocolat ou du café. Comme mentionné précédemment avec le cacao, son impact découle notamment des activités de changement d'usage des terres et de transformation incluant des substances toxiques. La viande rouge et les produits laitiers sont également à nouveau cités parmi les sources principales. Ceci résulte des cultures de céréales et de tourteaux (soja ou maïs) utilisés pour l'alimentation du bétail. Le transport des consommateurs génère également un impact significatif (6,91 %) provenant des substances chimiques utilisées pour la fabrication des voitures et des substances émises lors de la combustion du diesel.

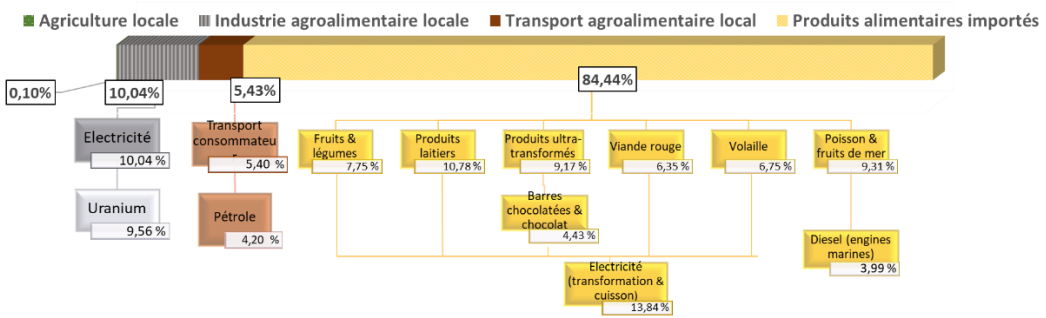
Enfin, l'impact sur l'usage des terres est essentiellement représenté par l'occupation des sols pour les cultures fourragères et d'oléagineux, par les cultures annuelles et, dans une moindre mesure, par les pâturages selon le type de viande (Figure 26d). L'intégralité de cet impact (99,9 %) se situe en dehors du territoire de Mouans-Sartoux.

Chapitre IV. Analyses environnementales des systèmes alimentaires territoriaux

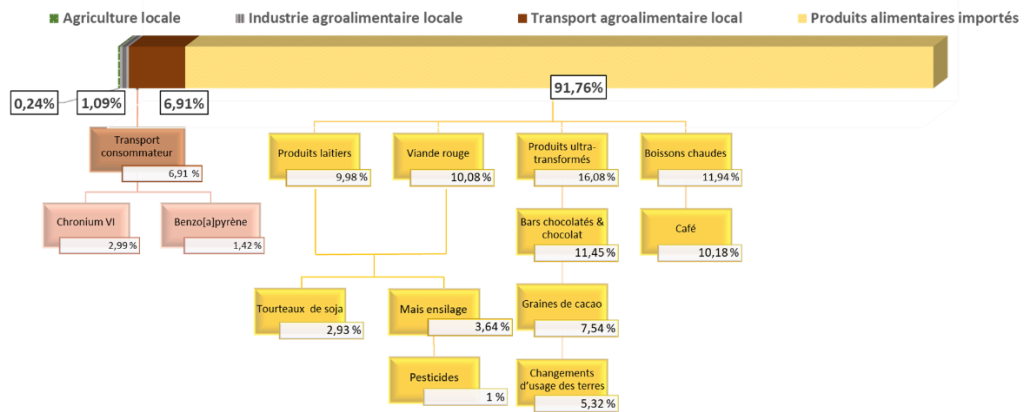
a) Changement climatique



b) Epuisement des ressources énergétiques fossiles



c) Effets toxicologiques, substances cancérogènes



d) Usage des terres

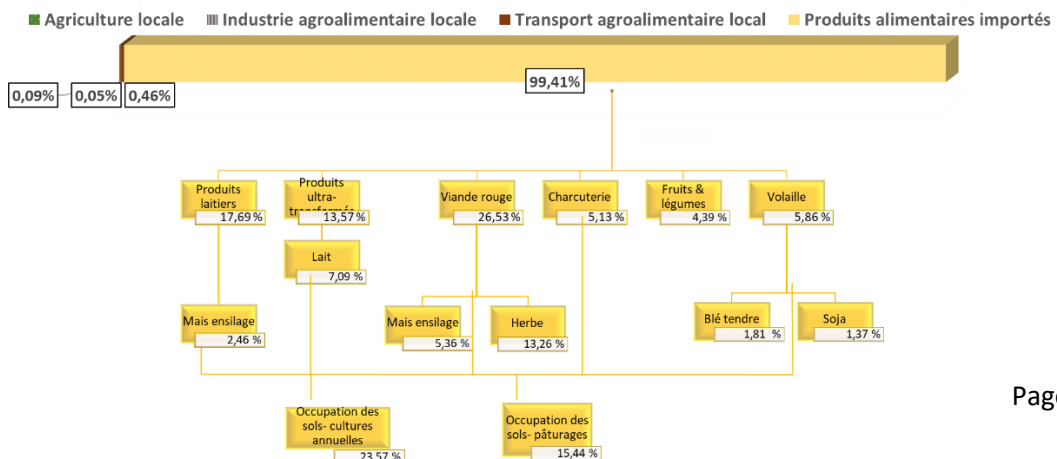


Figure 26. Sources d'impact pour le système alimentaire de Mouans-Sartoux avec les processus dont l'influence est non-négligeable. Les pourcentages relatifs à chaque catégorie ou source d'impact représentent les % de leur contribution à l'impact global du SAT

Pour le département du Finistère, les résultats sont donnés dans la Figure 27 en pourcentage absolu de leur contribution à l'impact global du SAT.

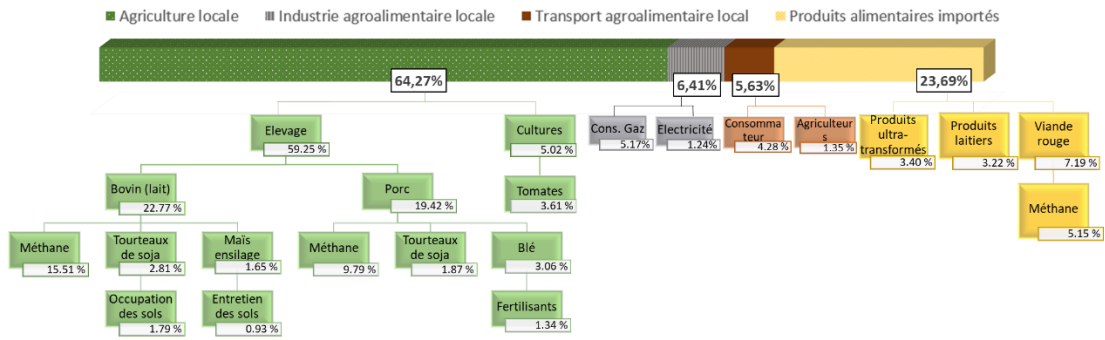
En ce qui concerne l'indicateur du changement climatique (Figure 27a), l'activité agricole locale, incluant les biens consommés localement et exportés, absorbe la majeure partie de l'impact total. L'élevage en est le principal contributeur avec plus de 50 % de l'impact du SAT. Il s'agit en majeure partie de l'industrie porcine et de la production de lait de vache. Les processus principaux à l'origine de cette contribution incluent le méthane biogène provenant des excréments et de la digestion des vaches et des porcs, la production d'aliments pour les animaux (notamment le soja), ainsi que les émissions liées à la production de tomates sous serre. Des processus sous-jacents similaires ont été identifiés pour les denrées alimentaires importées, principalement liées à la consommation de viande rouge.

Concernant l'indicateur d'épuisement des ressources fossiles (Figure 27b), la contribution des activités agroalimentaires est plus variée. Les processus sous-jacents incluent la combustion du diesel et la production de gaz utilisé à la ferme, la production d'engrais de synthèse et le transport, comprenant le fret et les déplacements des consommateurs. Le diesel utilisé dans l'industrie locale de la pêche représente plus de 15 % de l'impact global. De même, l'impact de la combustion de diesel, lié à l'utilisation de la voiture pour les achats alimentaires des particuliers, atteint 7,3 %. Enfin, les plastiques utilisés pour emballer les denrées alimentaires importées correspondent à 3,6 % de l'impact global.

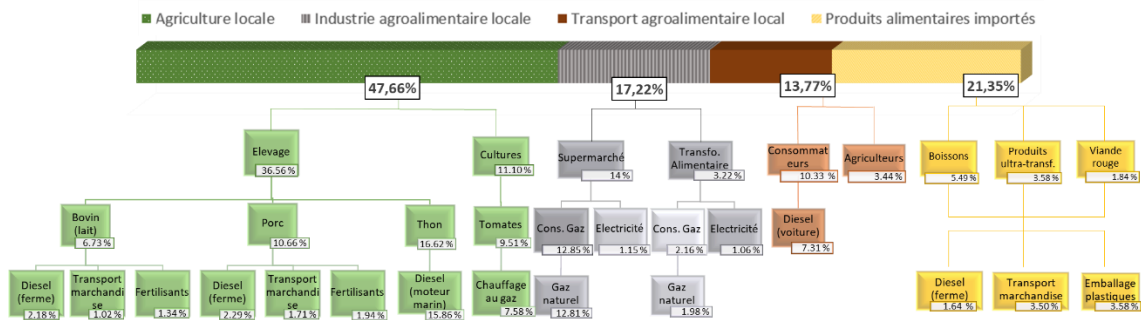
Pour l'indicateur de toxicité humaine pour les substances cancérigènes (Figure 27c), la majeure partie de l'impact provient de l'utilisation de divers pesticides et de substances employées dans la construction des moyens de transport et de machines agricoles. Ces substances et ces machines sont utilisés pour la production de cultures destinées à l'alimentation animale, telles que le soja, le blé ou le maïs ensilage pour la production de lait de vache et de viande de porc. Comme observé à Mouans-Sartoux, le café représente également une source significative d'impact, tout comme le transport des consommateurs (5 %).

Quant aux indicateurs de l'usage des terres (Figure 27d), le changement d'affectation des terres pour l'alimentation animale (blé et maïs cultivés pour l'industrie bovine et porcine), est la principale source d'impact. Cela résulte principalement de l'occupation des terres par les cultures annuelles. Les pâturages ne représentant qu'environ 10 % de l'impact total de cet indicateur.

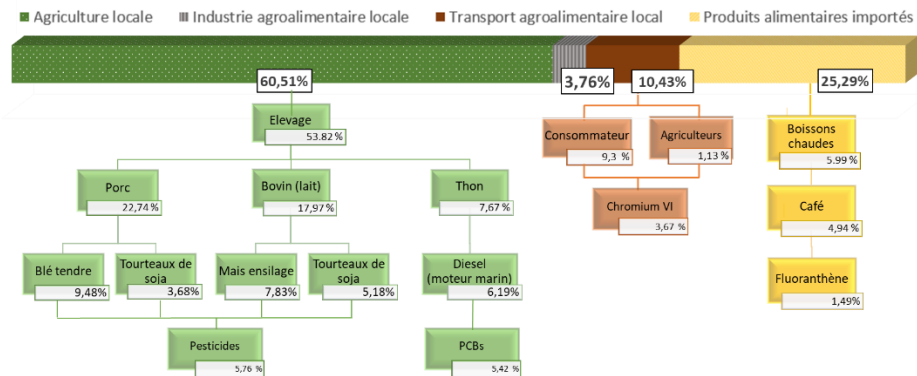
a) Changement climatique



b) Epuisement des ressources énergétiques fossiles



c) Effets toxicologiques, substances cancérigènes



d) Usages des terres

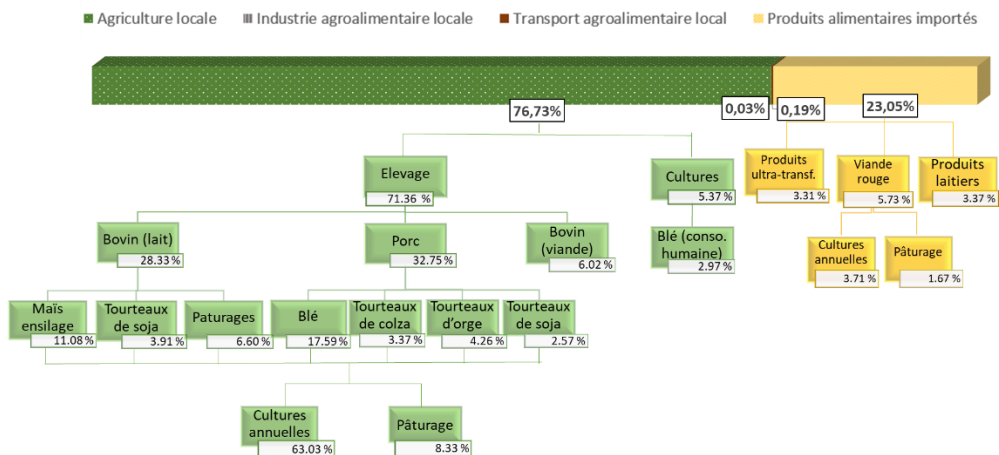


Figure 27. Sources d'impact pour le SAT du Finistère avec les processus dont l'influence est non-négligeable. Les pourcentages relatifs à chaque catégorie ou source d'impact représentent les % de leur contribution à l'impact global du SAT

4.1.6 Spatialisation partielle des sources majeures d'impact

À ce jour, il est difficile de restituer les origines spatiales de la totalité des sources d'impact des activités du système alimentaire tout au long de leur cycle de vie. Pour Mouans-Sartoux, la majorité des impacts provient des produits alimentaires importés. Ils sont donc générés en dehors de la commune. Pour spatialiser ces sources d'impact, il s'avère d'abord nécessaire de retracer d'où viennent ces produits importés, pour ensuite procéder à une analyse approfondie de l'origine de leurs ingrédients, des intrants utilisés, etc. Dans le cas du Finistère, une part essentielle des impacts est liée à l'agriculture locale. Toutefois, comme démontré dans la section précédente, l'analyse plus fine des sources d'impact sous-jacentes montre que celles-ci n'ont toujours pas lieu sur le territoire. Il devient donc pertinent d'établir, pour ce diagnostic, l'étendue géographique de ces impacts environnementaux majeurs en adoptant une perspective de cycle de vie.

Cette section se concentre sur l'identification des origines géographiques de certaines des principales sources d'impact des SAT étudiés. Il s'agit, avant toute chose, d'identifier la provenance des importations des produits et des intrants à l'origine d'impacts significatifs dans les deux territoires en prenant deux exemples pour chaque territoire. Les sources majeures de chaque impact et leurs origines sont ensuite identifiées. L'objectif final de ce sous-chapitre vise à analyser la contribution des systèmes territoriaux étudiés à l'empreinte environnementale d'autres territoires.

Tout d'abord, il n'existe pas des données précises sur les flux alimentaires et les entrées agroalimentaires circulant entre les territoires français. Nous nous basons par conséquent uniquement sur les données du commerce extérieur de la Direction générale des Douanes (DGDDI) (Département des statistiques et des études du commerce extérieur, 2023). Cette base de données, utilisée pour établir la balance commerciale de la France, répertorie le type et le volume des marchandises entrant dans les circuits de l'économie, que ce soit pour la consommation directe ou pour le transit vers d'autres pays. Elle contient le département de destination des marchandises importées. Cependant, les données relatives aux territoires plus spécifiques, comme les communes, ne sont pas disponibles. Notre analyse se concentre donc sur le département des Alpes-Maritimes afin de mieux comprendre les origines probables des pollutions du SAT de Mouans-Sartoux, ainsi que sur le département du Finistère dans un second temps.

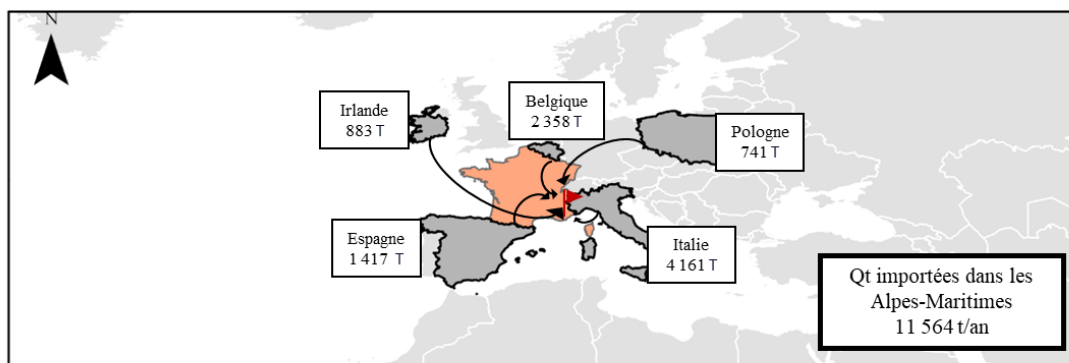
L'impact de Mouans-Sartoux est largement dû à l'importation de la viande et de produits ultra-transformés (cf. section précédente 4.1.5). Concernant la viande, comme à Mouans-Sartoux, le

département des Alpes-Maritimes ou même la région Sud, en produisent d'insuffisantes quantités. En effet, en termes d'élevage dans la région, l'autonomie alimentaire estimée se situe autour de 1 % pour l'élevage du bétail et de la volaille et de 6 % pour les élevages porcin et ovin (Utopies, 2022). La viande importée provient ainsi soit d'autres territoires français soit de l'étranger. Malgré une production conséquente de viande en France, la base de données utilisée ne recense pas les importations infranationales. Pour les données du commerce extérieur, la viande importée dans le département des Alpes-Maritimes des pays extérieurs (excluant les plats préparés à base de viande), provient essentiellement des pays européens et ceci surtout des pays voisins (Figure 28a). L'Italie est responsable de plus d'un tiers des importations. Les trois pays voisins (Italie, Belgique et Espagne) concentrent presque 70 % des importations de la viande dans le département.

Par rapport aux produits ultra-transformés, nous pouvons citer l'exemple de produits chocolatés, dont la contribution à l'impact revient fréquemment. La France est un éminent producteur de chocolat qui exporte environ 70 % de sa production. Malgré cela, les produits à base de chocolat sont importés de plusieurs pays. Pour le département des Alpes-Maritimes, les produits à base de cacao, de chocolat et de confiserie proviennent essentiellement de pays européens, parmi lesquels, en ordre décroissant, on retrouve les Pays-Bas, l'Allemagne et la Belgique (Figure 28b). Une partie de ces produits importés sont d'abord fabriqués en France, exportés pour une partie de transformation, et ensuite ils sont réimportés dans les Alpes-Maritimes. Cela ne représente que 2 % des importations mais représente tout de même 65 tonnes de produits. Alors que ces denrées contribuent aux pollutions liées à la transformation dans les pays exportateurs, la production de la fève de cacao, utilisée dans la fabrication, génère des impacts supplémentaires dans les pays extra-européens qui ne sont pas à négliger, mais qui restent complexes à retracer avec précision.

Importations internationales des marchandises dans les Alpes-Maritimes

a) Viande et produits à base de viande



b) Cacao, chocolat et produits de confiserie

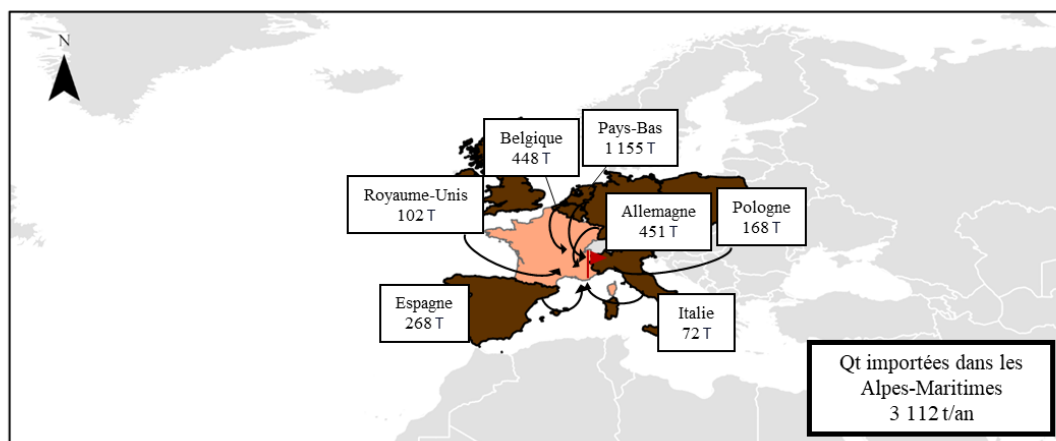


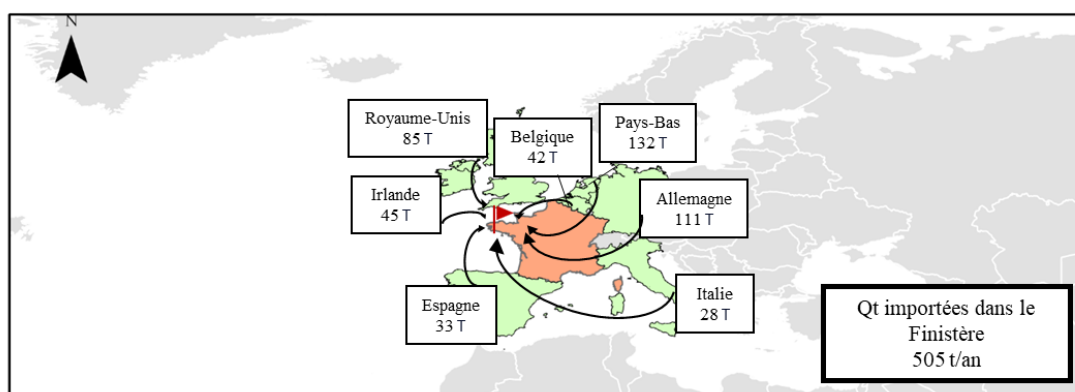
Figure 28. Exemple des importations de marchandises dans le département des Alpes-Maritimes en 2022 incluant les pays représentant plus de 5 % des importations des produits en question pour a) viande et produits à base de viande et b) cacao, chocolat et produits de confiserie

Pour le Finistère, la majorité des impacts provient de l'élevage local, de l'alimentation animale et des intrants qui y sont utilisés. Les intrants tels que les pesticides et engrais, responsables des impacts de toxicité et d'épuisement des ressources, sont partiellement produits en France. Concernant les pesticides, responsables surtout des impacts de toxicité, la France affiche une balance commerciale positive. Malgré cela, on observe, selon les données du commerce extérieur, que plus de 500 tonnes de pesticides sont importées dans le département du Finistère en 2022, en provenance surtout des pays européens (Figure 29a). Cela représente la majorité des pesticides vendus dans le département qui fluctuent entre 600 et 800 tonnes selon l'année (Eau France, 2020). Environ 99 % de ces importations sont originaires de l'UE avec les Pays-Bas comme exportateur principal pour ce département.

Par rapport aux engrais, contribuant aux impacts de l'épuisement des ressources fossiles, mais aussi au changement climatique, ceux-ci sont largement importés en France. À titre d'exemple, la France couvre 34 % des besoins de l'agriculture nationale en matière d'engrais azotés de synthèse. Environ 28 % proviennent de pays européens et un peu moins de la moitié est importée de pays comme la Russie (avant le conflit avec l'Ukraine), les Etats-Unis, l'Egypte ou l'Algérie (Unifa, 2018). Pour les importations d'engrais vers le Finistère, englobant les engrais azotés, phosphatés, potassiques (minéraux et chimiques), mais aussi les engrais d'origine animale et végétale (humus, fumiers, etc.), plus de 2 000 tonnes d'engrais ont été importées de l'étranger en 2022. Les principaux exportateurs sont l'Autriche, les Pays-Bas, la Belgique et l'Allemagne (Figure 29b).

Importations internationales des marchandises dans le Finistère

a) Pesticides



b) Engrais

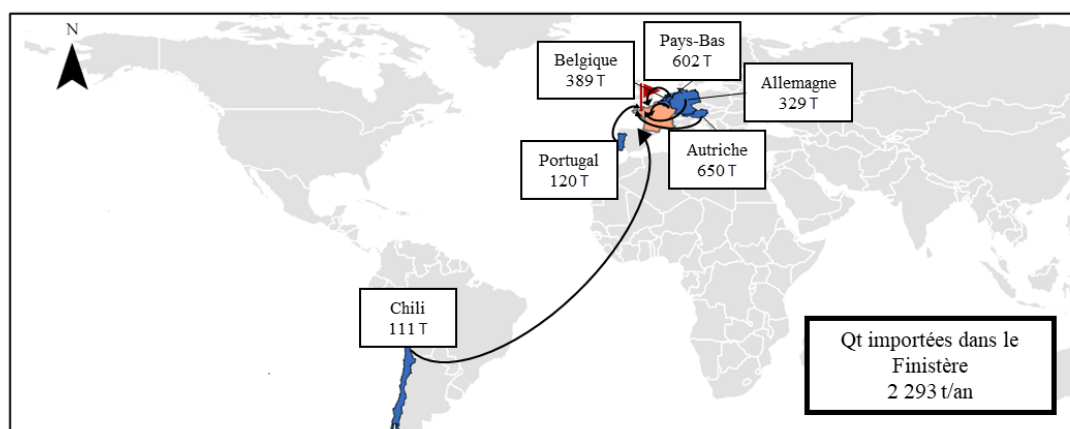


Figure 29. Exemple des importations des marchandises dans le département du Finistère en 2022 incluant les pays représentant plus de 5 % des importations des produits en question pour a) les pesticides et b) les engrais

Il serait pertinent d'inclure dans cette analyse les importations de l'alimentation animale destinées à l'élevage local, étant donné leur impact majeur sur le SAT du Finistère. Cependant, il existe peu de données fiables et accessibles au public concernant l'autonomie protéique des élevages en France. Pour les données du commerce extérieur de la DGDDI utilisées, il n'est pas possible d'extraire les importations de tourteaux qui sont à l'origine d'une partie substantielle des impacts.

Alors que pour les importations évoquées, les pays européens sont largement présents, pour les impacts plus profonds, l'origine des impacts change. De fait, les sources d'impacts sous-jacentes identifiées dans la section précédente concernent les intrants tels que le diesel (pétrole), l'électricité (uranium), le chauffage (gaz), etc. Ces intrants ne sont pas uniquement utilisés dans l'étape agricole, mais aussi dans l'industrie agroalimentaire, le transport et dans la production des produits importés. Pourtant, retracer leur origine demeure complexe, car ces produits interviennent dans des centaines d'activités liées au SAT, s'étendant sur plusieurs territoires. Pour illustrer une possible spatialisation d'une partie de ces impacts, nous nous appuyons sur les importations à l'échelle nationale. Cette analyse se concentre sur les processus sous-jacents les plus fréquemment identifiés dans nos deux analyses d'ACV-T, et particulièrement ceux dont la contribution est à la fois significative et fréquente. Ces intrants comprennent les pesticides, les aliments destinés aux animaux d'élevage (exemple du soja), le pétrole dans ses différentes formes, le gaz et l'uranium. La synthèse de leurs importations en France est illustrée dans la Figure 30.

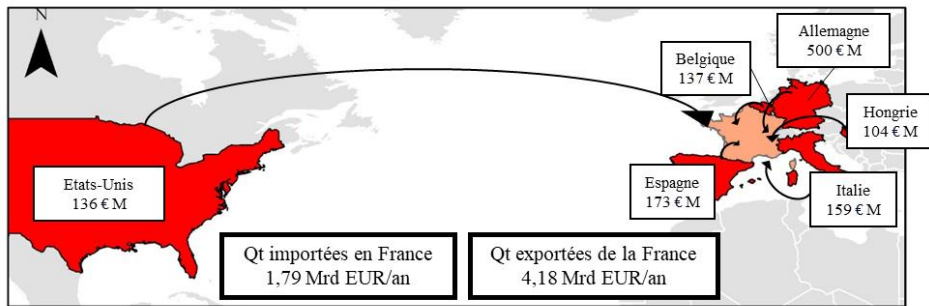
Si la France se place parmi les principaux exportateurs mondiaux de pesticides, ces substances sont largement importées. Parmi les exportateurs majeurs figurent d'autres pays européens, notamment l'Allemagne (500 millions d'euros/an) ainsi que les États-Unis (136 millions d'euros/an), alors que la France en produit deux fois plus en termes de valeur économique (Figure 30a) (OEC, 2020). Ces pesticides sont utilisés non seulement dans la production agricole locale, mais aussi dans la fabrication de produits alimentaires importés, y compris pour l'alimentation animale.

Concernant l'alimentation des animaux d'élevage, le soja est systématiquement identifié comme ayant une contribution significative à l'impact global. Cette observation est valable tant pour l'élevage local que pour la viande importée sur le territoire, en particulier à Mouans-Sartoux. Cette culture, notamment sous forme de tourteaux de soja, est massivement importée en France, bien que seule une fraction minime soit destinée à la consommation humaine (FAO, 2020). La culture du soja pour l'alimentation animale est largement insuffisante en France. Chaque année, ce sont environ 3 millions de tonnes de soja qui sont importés alors que la France en produit moins de 400 000 tonnes (FAO, 2020). Cette culture est importée principalement du Brésil et d'Argentine. Une partie provient également d'Inde et, dans une moindre mesure, de Chine (Figure 30b).

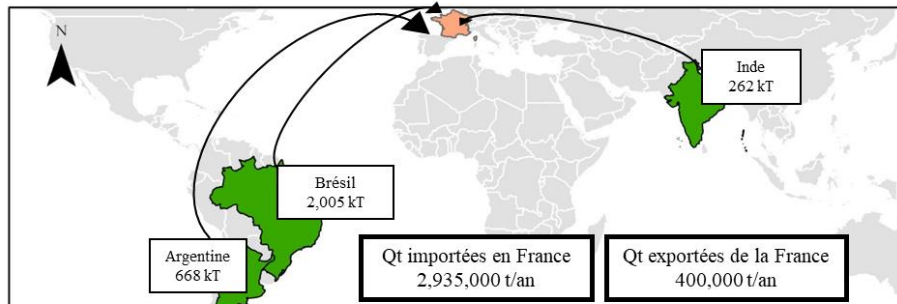
En ce qui concerne les combustibles fossiles tels que le pétrole brut ou le gaz, ceux-ci sont presque entièrement importés d'autres pays (Figure 30c et d). Chaque année, la France importe 51,5 millions de tonnes d'équivalent pétrole (Mtep), principalement d'Afrique du Nord, de la péninsule Arabique et de la Fédération de Russie, alors que sa production intérieure se situe en dessous de 1 Mtep (Fig. 5c) (ministère de la Transition écologique, 2021b). Pour le gaz naturel, une situation similaire est observée : plus de 500 TWh sont importées chaque année, tandis que la production nationale se situe autour de 2 TWh. Les principaux pays fournisseurs de gaz sont, par ordre décroissant, la Norvège, la Russie, le Nigéria et l'Algérie (*Ibid*). Ces deux produits sont étroitement impliqués dans une part significative des impacts des SAT pour toutes les activités étudiées.

Enfin, l'uranium, abondamment utilisé pour la production d'électricité nucléaire en France, est entièrement importé sur le territoire depuis que la dernière mine française a fermé en 2001. Pour l'année 2020, la majorité de ses importations provient du Niger, suivi du Kazakhstan et de l'Ouzbékistan (Département des statistiques et des études du commerce extérieur, 2021) totalisant plus de 6 000 tonnes/an nécessaires pour produire l'électricité dans tous les secteurs confondus, mais utilisés tout au long de la chaîne agroalimentaire.

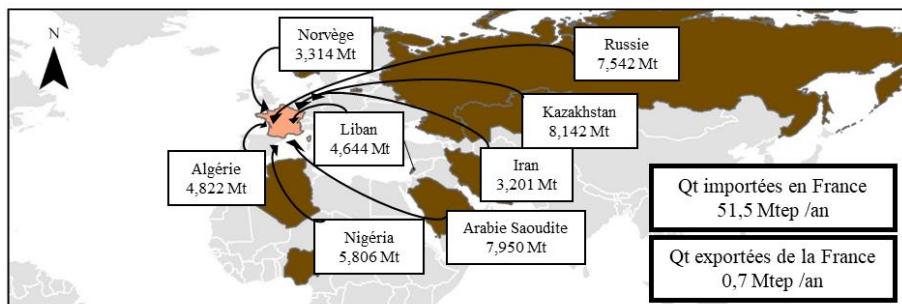
a) Pesticides



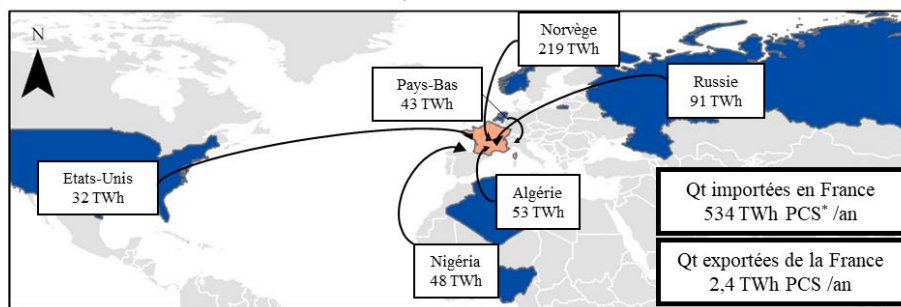
b) Soja



c) Pétrole brut



d) Gaz naturel



* 1 TWh PCS = 1 milliard de kWh en pouvoir calorifique supérieur

e) Uranium

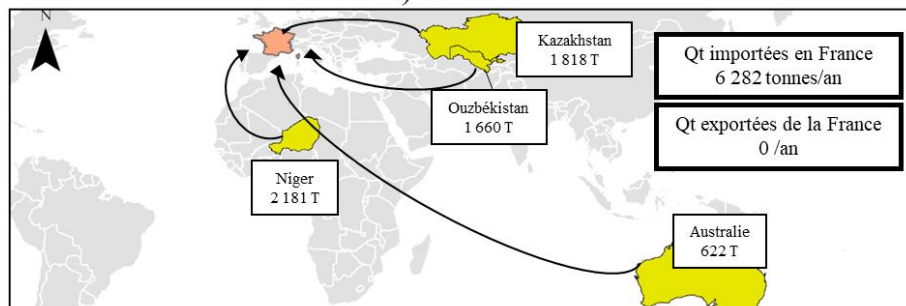


Figure 30. Carte des importations et des exportations de certains produits clés à l'origine de l'impact environnemental des systèmes alimentaires territoriaux étudiés avec les données nationales pour l'année de référence 2020 concernant a) les pesticides, b) le soja c) le pétrole brut d) le gaz naturel et e) l'uranium

Ces exemples de cartographie de sources d'impact, basée sur des données d'importation et d'exportation de la France, offrent une représentation spatiale partielle des impacts récurrents dans les deux SAT étudiés. Cette analyse nécessiterait d'être approfondie en identifiant les flux entrants et sortants entre les différents territoires en France, et en prenant en compte l'ensemble des sources d'impact. Pour développer la spatialisation des impacts d'ACV dans de futurs travaux, d'autres données et modélisations (telles que la base de données SITRAM) pourraient être employées. Cette analyse préliminaire montre cependant que les deux SAT étudiés, bien que radicalement différents, sont tout deux hautement dépendants des importations de denrées et d'intrants agroalimentaires. Ces importations génèrent par conséquent une multitude d'externalités environnementales au-delà des frontières des territoires étudiés.

4.1.7 Incertitude et sensibilité des résultats

Du fait des paramètres d'entrées utilisées, les résultats obtenus via l'ACV territoriale contiennent une part d'incertitude. Les données y utilisées, parfois extrapolées à partir de données nationales, sont relativement hétérogènes. Comme expliqué dans le chapitre III, pour évaluer quelles données d'entrées sont sensibles (c'est-à-dire exerçant potentiellement une influence sur la précision de l'évaluation environnementale finale), nous avons développé et utilisé une approche simplifiée d'analyse d'incertitude et de sensibilité (section 3.1.7).

L'approche consiste, dans un premier temps, à élaborer des diagrammes de diagnostic pour identifier les données d'entrées les plus incertaines, contribuant de manière significative à l'impact global de l'ACV. Cette étape est effectuée pour a) les données des *descripteurs d'activité* (caractérisant les activités du SAT évaluées) et b) les *processus* majeurs (présents dans les bases de données d'ACV utilisées, comme Agribalyse). Dans un deuxième temps, une fois ces descripteurs d'activité et processus majeurs incertains identifiés, leur sensibilité est évaluée. Cela implique de faire varier ces données et d'évaluer l'impact de ces variations à la fois sur a) le résultat global de l'ACV et b) la contribution de ces activités ou de ces processus à l'impact global des SAT.

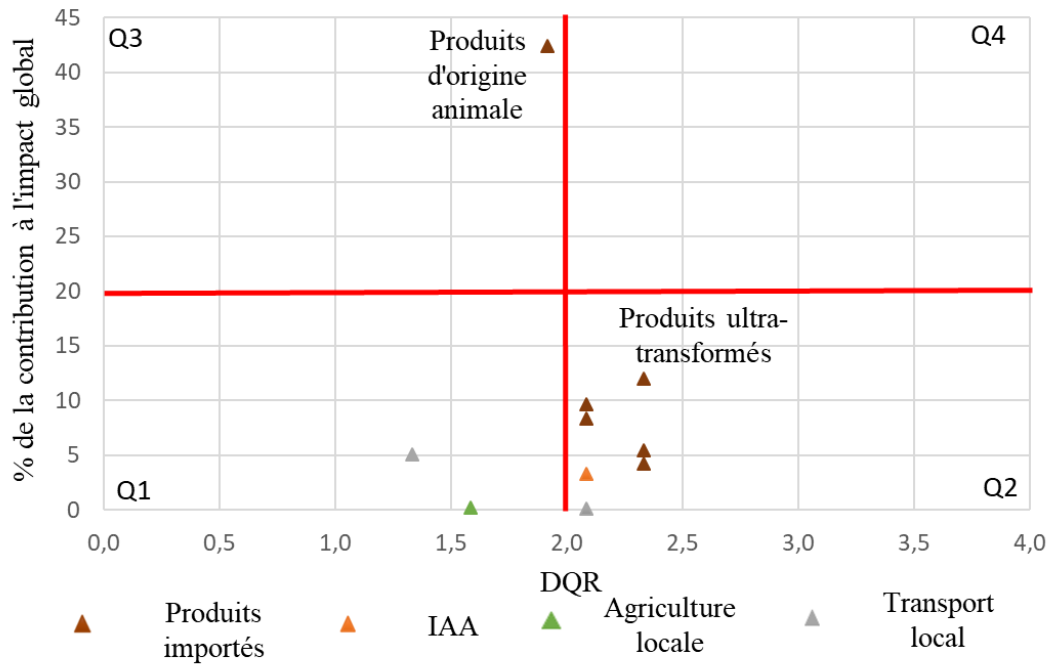
La Figure 31 illustre les deux types de diagrammes de diagnostic pour Mouans-Sartoux. La Figure 31a présente le diagnostic lié aux données des descripteurs d'activité, tandis que la Figure 31b illustre le diagnostic relatif aux principaux processus qui y sont associés. Ces entrées (descripteurs d'activités et processus) sont classées selon deux critères : leur contribution globale à l'ACV à travers l'indicateur

d'impact agrégé d'EF (ordonnée Y) et leur qualité de données évaluée par le Data Quality Ratio (DQR) (abscisse X). Sur l'ordonnée Y, une valeur élevée indique l'influence d'une activité ou d'un processus sur les résultats cumulés de l'ACV du SAT en pourcentage absolu. Sur l'abscisse, une valeur élevée indique une incertitude importante concernant la donnée. Le Data Quality Ratio (DQR) peut varier de 0 (qualité de données satisfaisante) à 5 (qualité de données très médiocre), tandis que la valeur de DQR de 2 est considérée comme un seuil représentant des données de qualité acceptable. Les paramètres les plus critiques se situent dans la zone Q4, regroupant les données ayant un impact significatif sur le résultat de l'ACV et un degré de précision médiocre.

Concernant Mouans-Sartoux, le diagramme de diagnostic pour les descripteurs d'activités (Figure 31a) souligne naturellement les produits importés d'origine animale et les produits ultra-transformés comme des catégories ayant un impact significatif sur l'ensemble, comme cela a déjà été observé dans la Figure 26. Bien que l'impact agrégé des produits importés d'origine animale soit supérieur à 40 % de l'impact du SAT, les données d'entrée pour caractériser ces produits sont de qualité satisfaisante (DQR inférieur de 2). Quant aux produits ultra-transformés (englobant la confiserie, les desserts et les snacks), la base de données INCA3 utilisée (Anses 2017) n'est pas suffisamment précise pour détailler les ingrédients spécifiques des produits, augmentant ainsi leur incertitude et les situant dans la zone Q4.

La Figure 31b présente les processus majeurs inclus dans ces deux catégories de descripteurs d'activités. Les processus les plus incertains, selon la classification d'Agribalyse, et ayant un impact important sont ceux liés aux produits chocolatés (barres chocolatées & chocolat) et à certains produits d'origine animale comme le saumon ou le bœuf haché. Non seulement ces processus sélectionnés présentent un niveau d'incertitude élevée, mais la base de données Agribalyse offre un éventail de choix considérable pour ces processus spécifiques : du type de chocolat (70 % de cacao, lait ou noir, etc.), au steak de bœuf haché (avec différents pourcentages de matière grasse) ainsi que pour le saumon (frais, fumé, etc.). Les incertitudes liées à ces données et au choix de processus peuvent affecter la précision des résultats.

a) Identification des données d'entrée incertaines (descripteurs d'activité)



b) Identification des données d'entrée incertaines (processus)

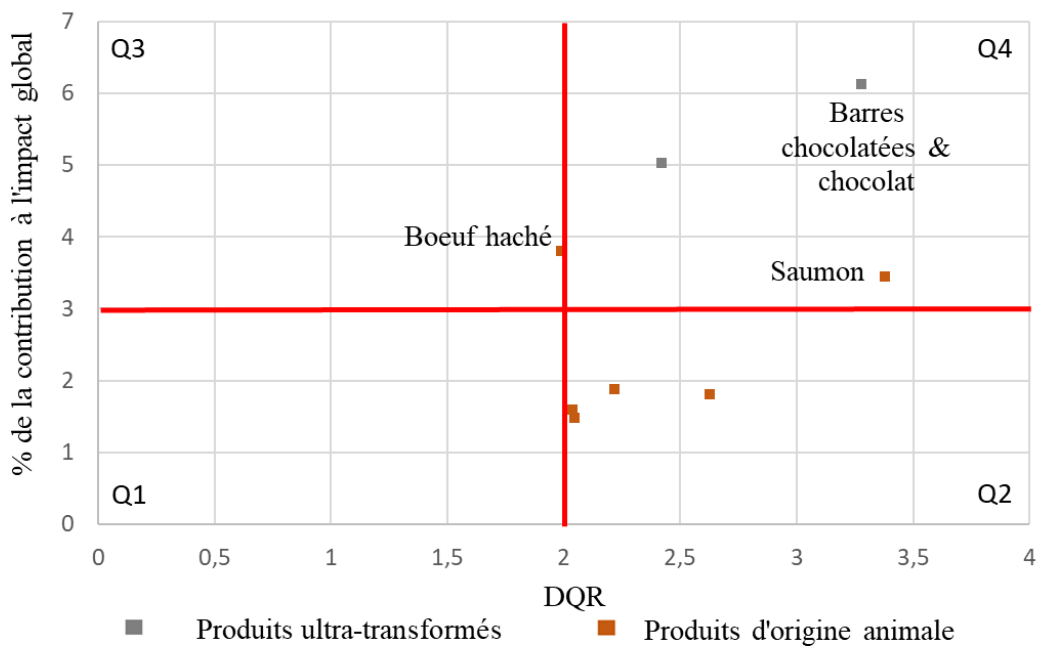
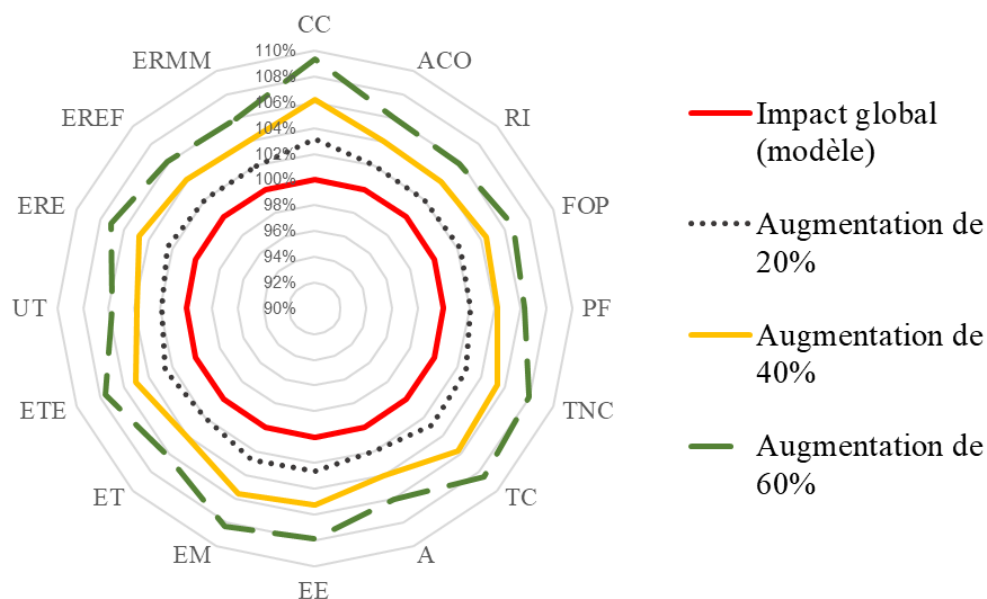


Figure 31. Diagrammes de diagnostic du SAT de Mouans-Sartoux relatifs : a) aux données d'entrée des descripteurs d'activité et (b) aux principaux processus ACV leur correspondant. Ces entrées (descripteurs d'activités et processus) sont classées en fonction de leur contribution globale à l'ACV (ordonnée Y) et de leur qualité de données (Data Quality Ratio) (abscisse X)

Dans la seconde phase de notre analyse, nous examinons si des variations de ces données d'entrée répertoriées ont un impact significatif sur les résultats, conduisant ainsi à une plus grande imprécision des résultats. Cela implique d'évaluer la sensibilité de tous les descripteurs d'activités et de processus identifiés dans la zone Q4, ainsi que ceux ayant soit une contribution élevée (zone Q3) soit une incertitude considérable (zone Q2). Bien que seul un exemple par descripteur d'activités et un exemple par processus soient détaillés dans les paragraphes suivants, cela nécessite plusieurs analyses de sensibilité.

Dans un premier temps, un exemple de sensibilité liée aux descripteurs d'activités est illustré dans la Figure 32. Il s'agit du descripteur d'activité décrivant le volume des produits ultra-transformés, caractérisé par une incertitude élevée. La sensibilité est testée par une analyse OAT (once-at-a-time). Cette méthode d'analyse de sensibilité locale consiste à faire varier la quantité de produits ultra-transformés consommée selon certains pourcentages (20 %, 40 % et 60 % dans notre cas), puis à identifier la répercussion de ces variations sur le résultat global d'ACV (Figure 32a) et sur la contribution de cette catégorie à l'impact global (Figure 32b). La Figure 32a montre une faible augmentation de l'impact global à la suite de modifications des hypothèses concernant le volume des produits ultra-transformés. Par exemple, une augmentation d'environ 40 % des quantités de produits ultra-transformés consommés entraînerait une augmentation de l'impact global inférieure à 5 %. De même, l'impact de cette variation sur la contribution de cette catégorie à l'impact global reste faible (Figure 32b). En effet, la contribution de ces produits demeure relativement stable, avec une augmentation moyenne de 2 points pour une augmentation de 20 % des quantités. Dans les deux cas, les résultats montrent une proportionnalité entre l'augmentation de l'impact et l'augmentation des quantités consommées (avec un écart constant entre deux courbes successives).

a) Sensibilité de modification des données d'entrée des produits ultra-transformés sur l'impact global



b) Sensibilité de modification des données d'entrée des produits ultra-transformés sur leur contribution à l'impact global

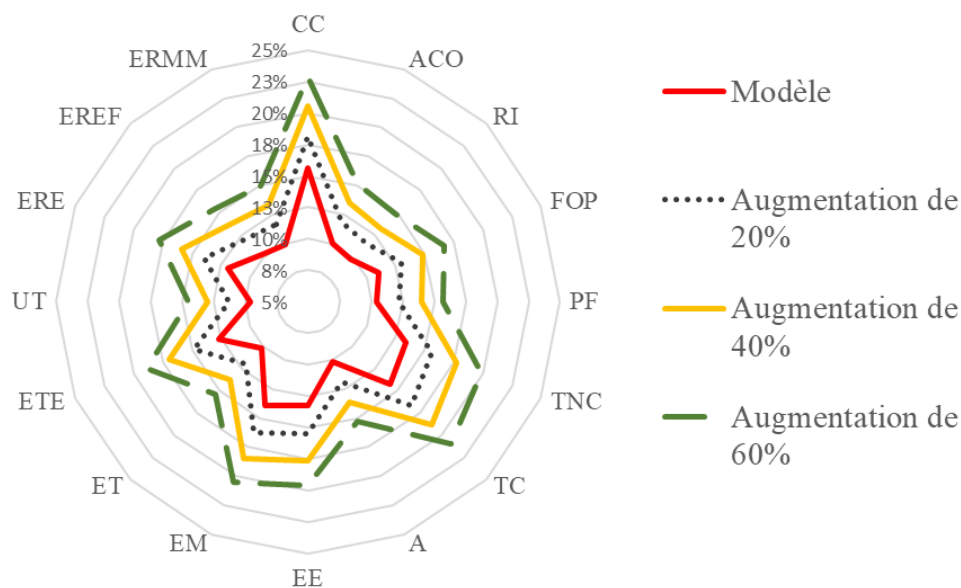


Figure 32. Exemple de l'analyse de sensibilité portant sur les variations des données d'entrée des produits ultra-transformés importés, illustrant à la fois les conséquences de ces variations sur : a) l'impact global et b) leur contribution à l'impact global. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé ; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines ; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes ; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes ; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET =

Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Épuisement des ressources en eau ; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles ; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux

Pour étudier la sensibilité des résultats aux processus utilisés, la Figure 33 illustre l'effet des variations des types de chocolat disponibles dans Agribalyse. Cet exemple a été sélectionné car les divers produits chocolatés contribuent de 4 à 7 % au résultat global de l'ACV pour Mouans-Sartoux. De plus, les données utilisées pour établir leur processus, extraites d'Agribalyse, présentent un faible score de qualité. Le pourcentage de consommation de ces différents types de chocolat n'est par ailleurs pas renseigné pour la plupart des entrées dans les données d'INCA 3. Dans notre analyse, nous avons donc substitué le processus de référence (chocolat mixte) par différents processus existant dans la base de données, tels que le chocolat noir, le chocolat blanc et le chocolat au lait, pour observer l'impact de ces changements. La Figure 33a met en évidence la sensibilité de ces modifications de processus sur l'impact global, tandis que la Figure 33b représente la sensibilité de ces mêmes changements sur la contribution de cette catégorie de produit à l'impact global. Les résultats montrent une variation considérable en fonction du choix du processus. En effet, le remplacement d'un chocolat dit de base par du chocolat noir ou chocolat blanc induit une augmentation de l'impact, pouvant atteindre plus de 15 % de l'impact global pour les indicateurs de toxicités, d'eutrophisation et du changement climatique (Figure 33a). De même, cette modification altère considérablement la contribution de ces produits à l'impact du SAT, entraînant une augmentation jusqu'à 15 points pour les mêmes indicateurs. Cependant, cette augmentation n'est pas proportionnelle à la contribution des processus du chocolat, qui correspond en moyenne à 6 % de l'impact global (Figure 31). Les disparités d'impact découlent de la composition spécifique des confiseries au chocolat sélectionnées. Le processus de base initialement choisi intègre des biscuits comme ingrédient principal, réduisant ainsi la teneur globale en poudre de cacao et donc l'utilisation de fèves de cacao, ce qui entraîne un impact moins significatif pour tous les indicateurs tels que le changement climatique. Pour une étude plus approfondie de cette catégorie d'impact et des indicateurs concernés, des informations plus spécifiques seraient nécessaires. Pour améliorer la précision dans notre étude, nous avons donc ajusté l'analyse afin d'inclure l'information la plus précise en lien avec ces produits à partir des données INCA 3 impliquant une désagrégation de certaines entrées des produits chocolatés. Cette analyse met toutefois en évidence que l'impact des produits ultra-transformés, bien qu'importants à Mouans-Sartoux, est sous-évalué, en particulier pour tous les produits transformés à base de chocolat. Ainsi, la consommation croissante de ce type de produits ultra-transformés est un enjeu crucial tant pour la quantification de leur impact que pour leur contribution aux dommages environnementaux.

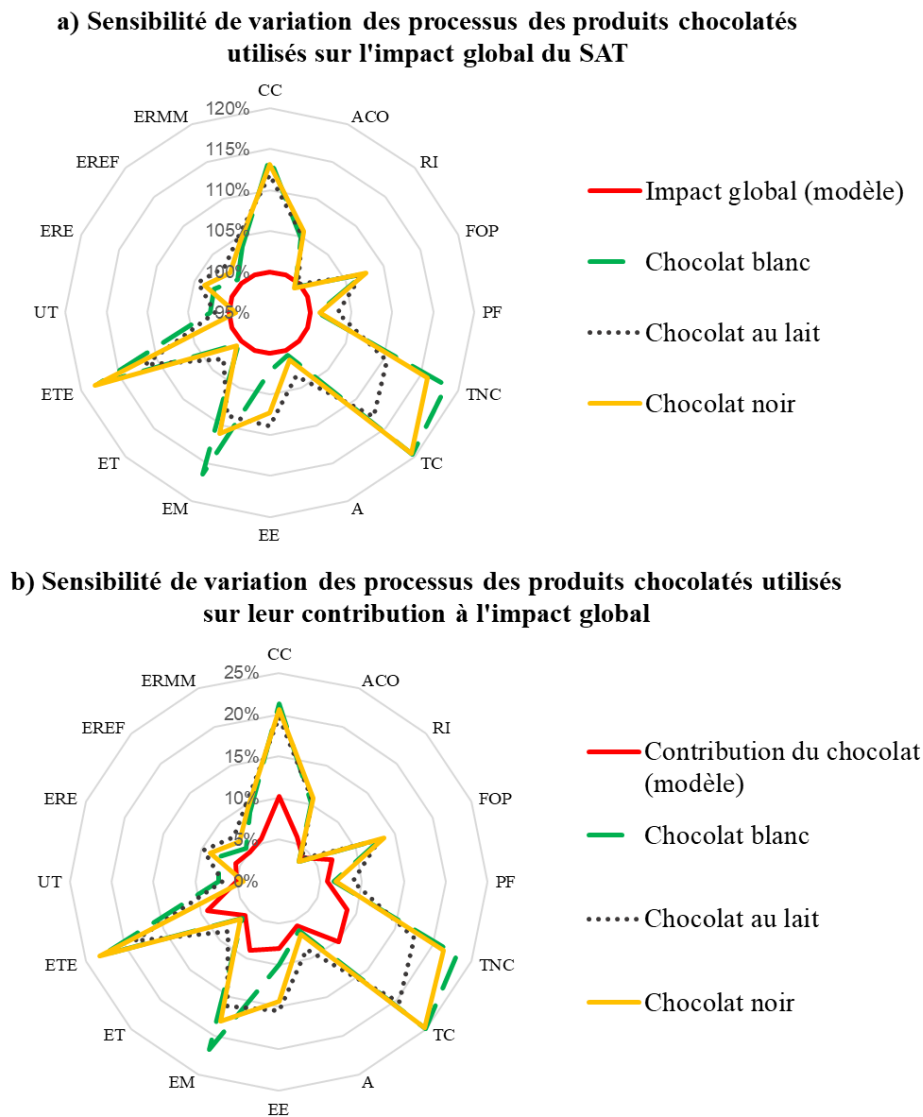


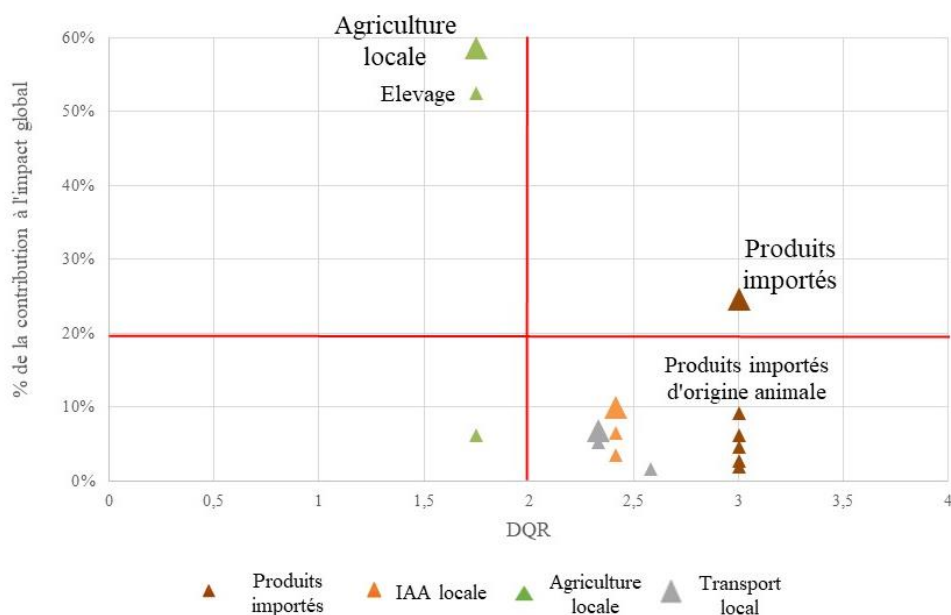
Figure 33. Exemple des analyses de sensibilité des données d'entrée des processus des produits chocolatés utilisés sur : a) l'impact global (b) leur contribution à l'impact global. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Épuisement des ressources en eau; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux

Pour le Finistère, des diagrammes de diagnostic ont également été établis afin d'identifier les données clés dont la sensibilité doit être étudiée pour les descripteurs d'activité (Figure 34a) ainsi que pour les principaux processus (Figure 34b).

Dans le diagramme de la Figure 34a, il n'est pas surprenant de constater que la contribution de l'élevage local prédomine sur toutes les autres activités locales, bien que la qualité des données utilisées soit jugée satisfaisante. De la même façon qu'à Mouans-Sartoux, la précision des données concernant certains aliments importés et ultra-transformés est médiocre. De plus, les estimations des quantités de produits importés reposent sur des hypothèses de flux intra-territoriaux via la commercialisation en circuit court, pouvant constituer une source majeure d'incertitude et de sous-estimation.

Concernant les processus, la Figure 34b indique que les processus de production locale de porc et de lait contribuent jusqu'à 20 % de l'impact global, avec une qualité de données plutôt médiocre évaluée entre 2 et 3. Les processus liés aux aliments importés qui ont le plus d'impact et d'incertitude concernent la viande rouge et les boissons telles que le café, mais leur influence reste inférieure à 5 % de l'impact total de l'ACV.

a) Identification des données d'entrée incertaines (descripteurs d'activité)



b) Identification des données d'entrée incertaines (processus)

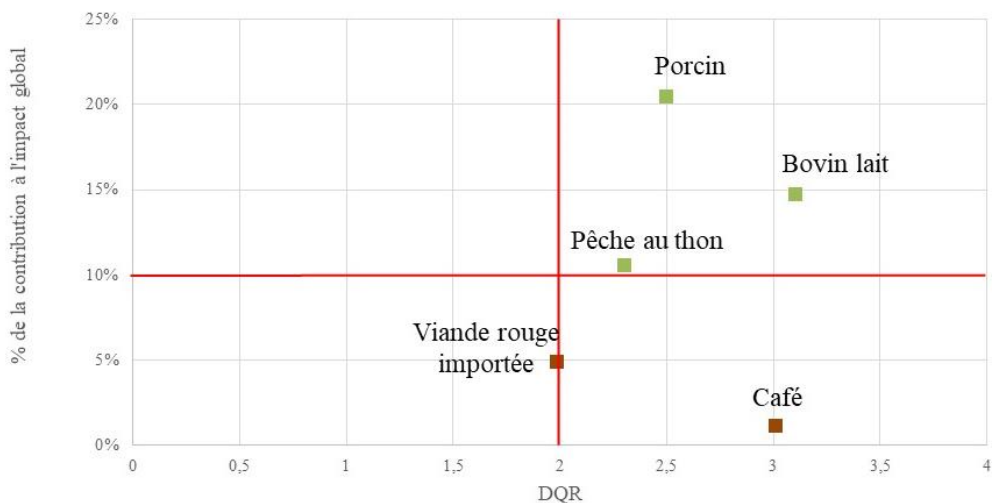


Figure 34. Diagrammes de diagnostic relatifs a) aux données des descripteurs d'activité et b) aux principaux processus leurs correspondants pour le Finistère

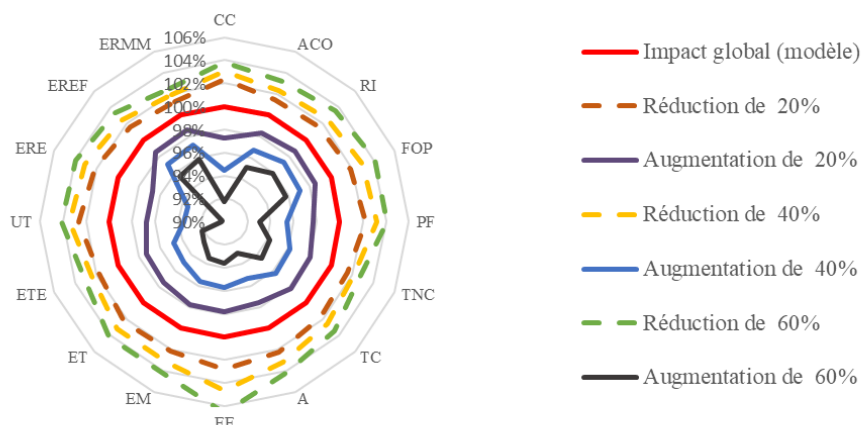
Compte tenu de ces éléments, nous présenterons l'analyse de sensibilité sur les flux intra-territoriaux (Figure 35). L'incertitude associée aux estimations de ces flux affecte à la fois l'impact des produits importés et celui de l'agriculture locale. Pour évaluer la sensibilité, une analyse OAT (once-at-a-time) a de nouveau été employée en faisant varier les hypothèses sur le pourcentage de flux intra-territoriaux, estimant la part des produits locaux (produits et consommés sur le territoire). Cela

correspond à ajuster la quantité de ces produits en les augmentant et en les diminuant respectivement de 20, 40 et 60 %. Les répercussions de ces variations sont observées sur l'impact global de l'ACV (Figure 35a) ainsi que sur la contribution de cette catégorie de produits importés à l'impact global (Figure 35b).

On observe sur la Figure 35a que, dans l'ensemble, la sensibilité des résultats à l'ajustement des flux intra-territoriaux est relativement faible. Même une erreur d'hypothèse significative, comme une augmentation ou une diminution de 60 % de la consommation locale, n'influence l'impact global que de maximum 10 % pour l'indicateur de changement climatique. Une hypothèse plus réaliste de changement de 20 % engendre une erreur de seulement 1 à 5 % pour le résultat global.

De la même façon, la Figure 35b démontre que ces hypothèses ont peu d'influence sur la contribution des produits importés à l'impact global (< 5 %), modifiant ainsi peu les conclusions majeures concernant les sources d'impact.

a) Sensibilité de la modification de consommation des produits locaux sur l'impact global du système alimentaire du Finistère



b) Sensibilité de la modification de consommation des produits locaux sur la contribution d'impact des produits importés

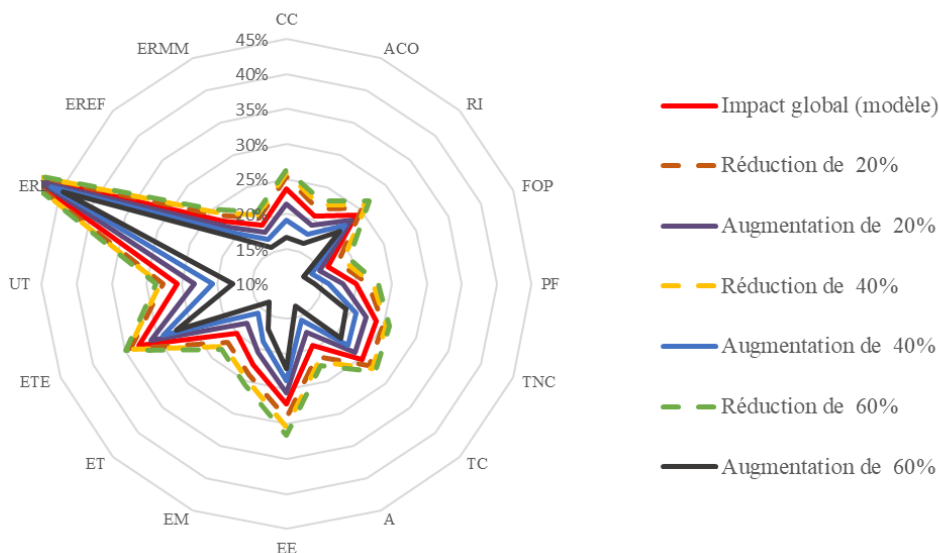


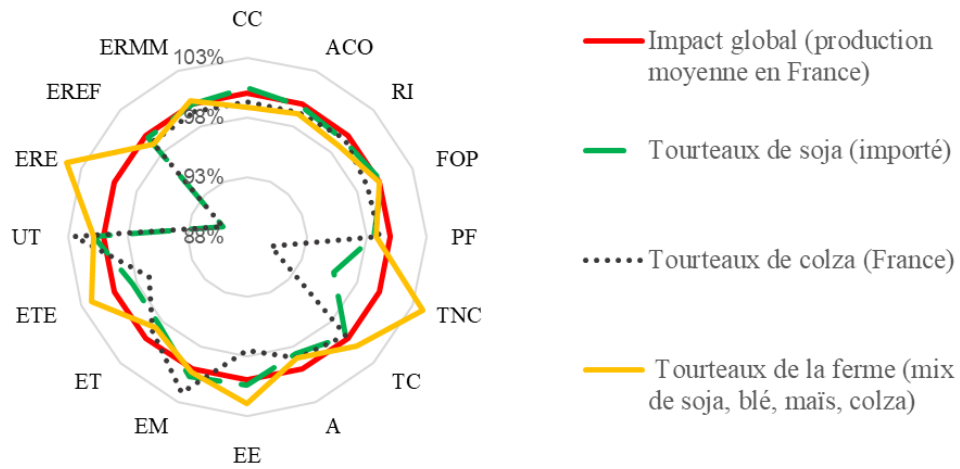
Figure 35. Exemple des analyses de sensibilité des données d'entrée clés de la consommation alimentaire des produits locaux sur a) l'impact global du SAT et b) sur la contribution des produits importés à l'impact global. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Épuisement des ressources en eau; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux

En raison de la contribution conséquente de l'industrie porcine locale à l'impact global, une analyse de sensibilité a été entreprise sur ce processus (Figure 36). Cette analyse consiste à faire varier le processus de production porcine de référence en le comparant à d'autres modèles existants dans l'Agribalyse. Trois types de processus sont testés par rapport au modèle de référence : i) la production basée sur l'alimentation à base des tourteaux produits à la ferme (mix de soja, blé, maïs, colza) ii) la production basée sur l'alimentation à base de tourteaux de colza cultivés en France iii) la production basée sur l'alimentation à base de tourteaux de soja importés. Les répercussions de ces changements sont de nouveau étudiées sur l'impact global (Figure 36a) et sur la contribution de ce processus à l'impact global (Figure 36b).

Les résultats montrent que le choix du système d'alimentation des élevages n'influence pas significativement les résultats, à l'exception de l'indicateur d'épuisement de l'eau et de la toxicité sur la santé humaine dans les deux cas de figures. Pour ces deux indicateurs, la Figure 36a montre une augmentation de l'impact global autour de 3 % pour le processus de production alimentaire à la ferme et une diminution de 11 % pour les modèles d'alimentation à base de colza ou de soja par rapport au modèle de référence. Ces différences sont liées à l'utilisation du maïs dans le modèle d'alimentation à la ferme et dans le modèle de référence. La culture de maïs nécessite plus d'eau et d'intrants tout au long de son cycle de vie, augmentant ainsi l'impact de ces deux indicateurs.

La contribution de ce processus à l'impact global est également sensible pour les indicateurs mentionnés (Figure 36b). En utilisant principalement le processus basé sur l'alimentation par les tourteaux de colza ou de soja, la contribution de la production porcine à l'épuisement des ressources en eau diminue d'environ 8 points, passant de 21 à 13 %.

a) Sensibilité de variation des processus de production porcine utilisés sur l'impact global du système alimentaire du Finistère



b) Sensibilité de variation des processus de production porcine utilisés sur sa contribution à l'impact global

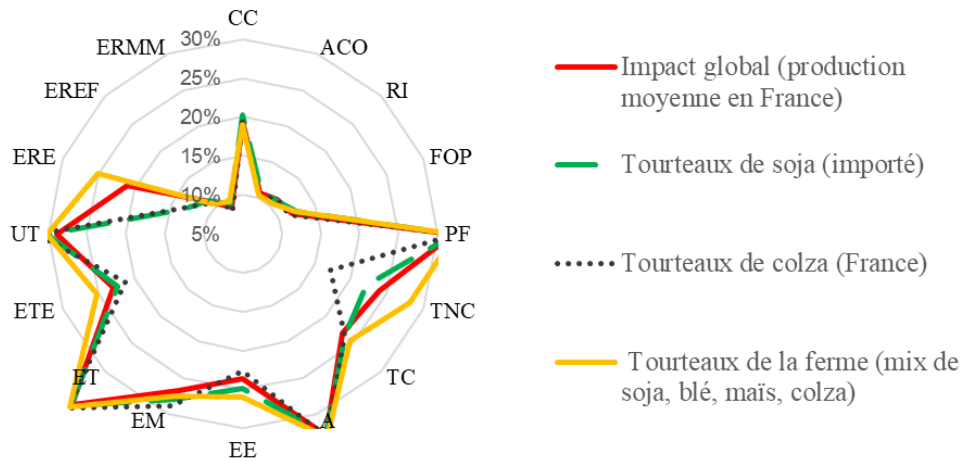


Figure 36. Exemple des analyses de sensibilité de données d'entrée des différents processus de la production porcine sur a) l'impact global et b) sa contribution à l'impact global. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé ; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines ; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes ; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes ; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Épuisement des ressources en eau ; EREF = Épuisement des ressources énergétiques fossiles ; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux

En conclusion, définir un niveau de précision idéal pour les données demeure complexe. Toutefois, examiner les incertitudes et leur impact dans ce type d'ACV reste essentiel. Nos analyses de sensibilité dans les deux cas d'étude ont révélé certaines limites des modèles. En revanche, certaines

données d'entrées incertaines semblent avoir peu d'impact sur la sensibilité des résultats. Dans l'ensemble, le degré d'incertitude n'affecte pas considérablement les conclusions globales. Par exemple, les hypothèses sur les flux intra-territoriaux, basées sur les données du Recensement Agricole, n'exercent pas une influence significative sur les résultats. Pour une première évaluation territoriale comme celle réalisée ici, une précision plus approfondie des données initiales ne semble pas nécessaire. Cependant, une attention particulière est nécessaire lors d'analyses sectorielles spécifiques ou pour des indicateurs précis, exigeant des données, des hypothèses et des modélisations plus solides. À Mouans-Sartoux, une précision accrue des données sur les produits ultra-transformés affinerait l'analyse. Dans le Finistère, des données plus détaillées sur les modèles de production porcine seraient nécessaires pour mieux caractériser les indicateurs d'épuisement de l'eau ou de toxicité. Cette recherche de précision pourrait s'appuyer sur la participation des acteurs locaux lors de comités de pilotage du diagnostic participatif, par exemple.

D'autres analyses de sensibilité liées à diverses données d'entrée, processus et modèles, ainsi qu'une analyse d'incertitude Monte-Carlo pour une partie des données, sont disponible en Annexe III. Globalement, ces analyses montrent une faible sensibilité, rendant ainsi leur détail peu essentiel dans cette section. De même, une comparaison des modèles utilisés entre la méthode EF et ReCiPe affiche peu de différences. En revanche, l'analyse Monte-Carlo des données dont la qualité est spécifiée dans les bases de données d'ACV, démontre une fiabilité moindre des modélisations pour certains indicateurs de la méthode EF. Cela justifie potentiellement l'utilisation d'autres méthodes dans les analyses subséquentes de ce manuscrit. Plus de détails sont fournis dans les sections correspondantes de l'Annexe III.

4.1.8 Discussion & conclusion : développements méthodologiques, interprétation, implications et cohérences avec les actions des PAT

Les développements méthodologiques de l'ACV-T abordés dans cette étude répondent à certaines limitations de l'ACV et des méthodes d'évaluation environnementale à l'échelle territoriale (Albertí, Brodhag, et al., 2019; Loiseau, 2014; Mirabella et al., 2019). Ils incluent notamment la définition de la multifonctionnalité agroalimentaire du territoire étudié, l'évaluation des flux intra-territoriaux et l'analyse de la sensibilité des résultats à l'incertitude des données. Ces avancées, relatives aux méthodes d'évaluation environnementale des SAT, mettent principalement en lumière une vision globale et systémique de l'impact territorial. En parallèle, ces diagnostics offrent des conclusions pertinentes pour la mise en œuvre de politiques de reterritorialisation plus durables d'un point de vue environnemental.

Tout d'abord, plusieurs auteurs ont déjà utilisé la définition des fonctions territoriales conjointement à la modélisation ACV (Loiseau, 2014; Qi et al., 2019). L'adaptation de ces fonctions aux SAT permet de contextualiser les impacts agroalimentaires des territoires en fonction de leur capacité à fournir des services durables. En effet, l'analyse de la contribution de l'ACV vise à identifier les activités ayant des impacts environnementaux significatifs. Cependant, elle ne fournit pas d'indications sur la capacité du territoire à garantir une alimentation saine et accessible à toute la population, y compris en période de crise. Bien que l'utilisation d'une seule unité fonctionnelle territoriale comme « la population équivalente » (Albertí, Roca, et al., 2019; Mirabella & Allacker, 2021) soit pertinente pour une comparaison simplifiée entre les territoires, l'intégration de la multifonctionnalité territoriale semble essentielle pour une meilleure interprétation des résultats de l'ACV. À titre d'exemple, l'agriculture locale du département du Finistère, source majeure d'impacts environnementaux, doit être mise en perspective du fait qu'elle peut nourrir une population 1,4 fois plus importante que celle du département. De même, bien que les fonctions environnementales de la ville de Mouans-Sartoux se rapprochent de l'état naturel, l'impact du SAT provient essentiellement des produits importés. Ces conclusions soulignent donc la nécessité d'intégrer les fonctions territoriales dans les études d'impacts environnementaux systémiques pour une planification territoriale.

L'évaluation des flux intra-territoriaux a conduit à des conclusions singulières pour le Finistère. Les résultats mettent en évidence qu'en dépit d'une production abondante, excédant les besoins locaux, l'impact des produits importés reste significatif. Bien que la pression environnementale due à la production agricole locale soit élevée dans le Finistère, les produits importés représentent entre 21 et 38 % de l'impact global selon l'indicateur considéré. Cela offre donc une marge de manœuvre importante pour réduire les impacts environnementaux en favorisant une relocalisation de l'alimentation. De plus, cela permet de comparer la contribution de la production locale à celle des produits importés. L'analyse révèle que l'impact des produits alimentaires à la fois produits et consommés localement est marginal (> 3,8 % de l'impact global) en raison de la faible quantité commercialisée en circuits courts. De telles analyses aident à mieux cibler et à quantifier les objectifs environnementaux dans les stratégies de reterritorialisation.

En ce qui concerne la dernière proposition méthodologique liée à l'ACV, l'approche simplifiée pour évaluer la sensibilité des données d'entrée de l'ACV apporte également une plus grande crédibilité aux résultats obtenus. À ce jour, bien que l'importance de l'évaluation des incertitudes en ACV soit reconnue, les analyses d'incertitudes et de sensibilités demeurent marginales dans les études d'ACV (Lo Piano & Benini, 2022). Moins de 20 % des études publiées depuis 2014 entreprennent ce type d'évaluation (Bamber et al., 2020). Dans le cas de l'ACV territoriale ou d'autres ACV à méso-échelle, de multiples limites, principalement liées à une incertitude épistémique nécessitant l'utilisation de données statistiques ou la simplification des hypothèses du modèle, peuvent compromettre la

robustesse des résultats. Le cadre de l'analyse de sensibilité utilisé ici permet d'éviter une analyse d'incertitude quantitative, qui est chronophage et nécessite de définir des intervalles de confiance pour les processus pour lesquels les données sont manquantes. La détermination des paramètres clés grâce à l'analyse de sensibilité proposée dans ce travail constitue un outil relativement simple à mettre en œuvre et qui améliore la crédibilité des résultats obtenus.

Outre ces avancées méthodologiques, les résultats offrent une vue systémique des enjeux environnementaux, identifiant les activités clés des SAT à cibler pour une meilleure planification environnementale locale. Cela complète à la fois les méthodes existantes (Allen et al., 2019 ; FAO, 2019) et fournit aux décideurs locaux des informations précieuses sur les éléments du système alimentaire territorial nécessitant une attention particulière lors de la reterritorialisation ou pour un suivi environnemental.

À partir des résultats des diagnostics, quelques conclusions peuvent être tirées concernant l'impact des SAT. Dans les deux territoires étudiés, les produits importés concentrent une part considérable des impacts. La composition des régimes alimentaires locaux joue un rôle crucial dans l'ampleur et la répartition de ces impacts. Pour la commune de Mouans-Sartoux, un territoire urbain, cette catégorie contribue à la quasi-totalité de l'impact global. Pour un territoire agricole, le Finistère, bien que l'impact provienne majoritairement de l'agriculture, les impacts associés aux régimes alimentaires sont tout de même significatifs. Ainsi, le changement de régime alimentaire et la relocalisation semblent être des leviers puissants pour favoriser une transition écologique vers plus de durabilité.

Par la suite, on constate une variation dans la répartition des impacts pour les deux territoires étudiés. Dans le cas du département du Finistère, comme pressenti initialement, l'agriculture se démarque comme étant l'impact majeur. L'analyse par l'ACV permet cependant d'approfondir cette observation et d'identifier les filières porcines, laitières et la pêche comme étant les plus impactantes. Plus spécifiquement, les principales sources d'impacts résident dans l'utilisation d'intrants tels que l'alimentation animale et les énergies fossiles utilisées tout au long de la chaîne agroalimentaire. Dans les deux cas d'étude, l'importance du dernier kilomètre effectué par les consommateurs s'avère non-négligeable. Cette analyse fine des impacts, bien qu'améliorable, permet de cartographier ces impacts et d'en attribuer certains à des territoires éloignés du Finistère. Cette divergence dans la répartition des impacts selon le territoire étudié souligne l'importance de mener des diagnostics contextualisés et approfondis pour chaque territoire. L'analyse précise des principaux impacts grâce à l'ACV-T met en évidence son utilité en tant qu'outil de diagnostic.

Les résultats de cette analyse fournissent une première évaluation globale des SAT, pouvant servir de socle à l'élaboration de stratégies territoriales plus efficaces sur le plan environnemental, telles que

les projets alimentaires territoriaux en France. Actuellement, les deux PAT examinés expriment la volonté d'agir pour améliorer les enjeux environnementaux. Nos diagnostics mettent en évidence les « points chauds » sur lesquels les PAT devraient concentrer leurs efforts pour réduire de manière significative leurs impacts environnementaux.

À Mouans-Sartoux, le PAT se concentre sur l'éducation aux régimes alimentaires durables, ce qui correspond au principal *point chaud* identifié. Cependant, la production locale et les flux intra-territoriaux sont limités, ce qui réduit à la fois la fonction économique et sociétale du territoire, ainsi que sa capacité à influencer sur cet aspect essentiel de la production agricole pour une transition vers une plus grande résilience. Le développement de la production locale est donc crucial pour ce territoire, une direction déjà inscrite dans le plan d'actions du PAT de Mouans-Sartoux. Concrétiser cette initiative est toutefois complexe en raison des pressions foncières et du faible nombre d'agriculteurs souhaitant s'installer dans une région où le coût de la vie demeure élevé.

Le PAT du Finistère met en œuvre des initiatives axées sur les régimes alimentaires et la sensibilisation des habitants, une approche pleinement justifiée selon notre analyse. Cependant, il est regrettable qu'une évaluation des régimes alimentaires et de leurs impacts ne soit pas intégrée à leur diagnostic. Cela limite la capacité à structurer le plan d'action pour adresser les pressions environnementales majeures. Par ailleurs, il serait bénéfique que le PAT intensifie les actions visant à réduire les impacts associés à l'agriculture locale, particulièrement du fait que l'élevage local représente nettement le principal « point chaud » de ce territoire.

Dans les deux territoires étudiés, bien que le transport ait un impact non négligeable, il ne semble pas jouer un rôle clé dans la réduction significative de l'impact des systèmes alimentaires. Cette conclusion, en accord avec des études antérieures, souligne l'importance d'accroître l'attention portée aux changements dans les pratiques agricoles et alimentaires au sein des stratégies de relocalisation et des PAT.

4.2 ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES PAT

Cette section met en pratique la méthodologie développée pour évaluer les bénéfices environnementaux potentiels liés à l'application de politiques de reterritorialisation, telles que les PAT, sur une période donnée. Cette approche holistique consiste à évaluer l'impact global de toutes les activités de production et de consommation alimentaire d'un territoire avant et après la mise en œuvre du PAT. Elle vise à analyser les changements survenus sur le territoire et à les relier aux politiques territoriales adoptées. Le choix du PAT de Mouans-Sartoux pour cette étude s'explique par l'engagement continu du territoire dans ces politiques de reterritorialisation depuis environ vingt ans. Leur PAT présente des actions concrètes et avec des effets mesurables. De plus, une évaluation partielle de certaines de ces actions, en particulier en ce qui concerne la réduction des GES, a déjà été effectuée dans une étude antérieure de l'ADEME (ADEME, 2021). Ces résultats partiels pourront donc être mis en perspective avec ceux issus de l'approche plus globale de l'ACV-T proposée ici.

Cette section est structurée en six parties distinctes. Tout d'abord, elle offre une présentation détaillée des actions et des axes principaux du PAT, explorant ces aspects plus en profondeur que dans les sections précédentes. En deuxième lieu, elle expose la méthodologie de collecte des données sur le terrain, en détaillant l'approche d'échantillonnage ainsi que les méthodes utilisées pour extrapoler les données. Ensuite, elle présente les résultats qui décrivent les changements directs et indirects observés dans les pratiques agricoles, commerciales et alimentaires du territoire, en relation avec les dispositifs alimentaires locaux, suivi par une estimation de leur impact environnemental. La sous-section suivante se concentre spécifiquement sur les circuits courts du territoire et évalue l'impact du dernier kilomètre des agriculteurs locaux, en se basant sur les données collectées sur le terrain. Enfin, la section se clôture par une discussion approfondie sur l'impact global du PAT et sur l'efficacité de la méthode élaborée pour fournir une évaluation holistique de la politique environnementale au sein d'un SAT, en exposant également les limites de cette approche.

4.2.1 Principales actions du Projet Alimentaire Territorial de Mouans-Sartoux

La municipalité de Mouans-Sartoux s'inscrit parmi les villes pionnières dans la promotion de l'alimentation durable. Ces vingt dernières années, les politiques alimentaires locales ont eu pour ambition de renforcer l'autonomie alimentaire du territoire et de se positionner comme « l'épicentre de la transition écologique et alimentaire » (RnPAT, 2022). Les élus locaux se sont engagés dans les enjeux alimentaires, et en 2012, la municipalité est devenue la première commune de plus de 10 000 habitants à adopter une restauration scolaire municipale entièrement biologique. Cette transition s'est effectuée sans majoration des coûts des repas, grâce à une gestion plus efficiente du gaspillage

alimentaire. Les cantines scolaires ont instauré un système de pesée systématique des restes alimentaires pour ajuster les quantités préparées, réduisant ainsi le gaspillage alimentaire d'environ 75 % (Pérole, 2017).

La municipalité a acheté quatre hectares de terrain agricole et a engagé deux agriculteurs (agents municipaux) pour créer sa régie agricole, approvisionnant ainsi ses cantines en fruits et légumes biologiques. Cette initiative a depuis été étendue à six hectares. La régie agricole fournit aujourd'hui plus de 80 % des légumes servis dans les cantines. Le reste des approvisionnements privilégie des fournisseurs locaux.

Les répercussions de cette action ont dépassé le cadre des cantines scolaires, influençant les habitudes alimentaires des familles d'élèves et amenant à d'autres actions municipales. Selon une enquête réalisée tous les deux ans par la mairie, 85 % des parents d'élèves dont les enfants fréquentent l'une des cantines municipales ont déclaré avoir modifié leurs habitudes alimentaires pour intégrer davantage d'aliments biologiques et frais. De plus, la municipalité a augmenté la superficie des terres agricoles de 40 à 112 hectares dans les documents d'urbanisme. Elle a également créé une association de jardins familiaux et collectifs, et lancé un projet de création d'une usine de transformation des légumes et de mise en conserve (Mairie de Mouans-Sartoux, 2023a).

Parallèlement, pour améliorer l'accès à des produits de qualité pour tous, la mairie soutient l'épicerie sociale et solidaire, qui propose des produits à des prix réduits allant de 70 à 90 % pour les personnes en situation de précarité. Un marché hebdomadaire de producteurs locaux a également été instauré dans le cadre de ses politiques alimentaires.

En 2016, la municipalité a mis en œuvre le projet alimentaire territorial, qui a conduit à la création de la Maison d'Éducation à l'Alimentation Durable (MEAD), un service municipal dédié à la mise en œuvre des politiques alimentaires locales et des actions associées. La MEAD a créé un conseil agricole municipal et elle apporte un soutien à l'installation d'agriculteurs et sensibilise à l'agriculture et à l'alimentation durables par le biais de l'éducation (Mairie de Mouans-Sartoux, 2023a).

L'équipe municipale collabore également avec des associations, des magasins biologiques et équitables locaux, ainsi qu'avec un chantier d'insertion par le maraîchage biologique du « Réseau Cogne ». Ce chantier d'insertion loue des terrains municipaux, fournit des paniers de légumes à une centaine d'adhérents de l'association et participe aux marchés municipaux.

En matière d'éducation, la MEAD sensibilise tous les acteurs, y compris les familles, les visiteurs d'autres collectivités territoriales (élus et techniciens) ou des étudiants, à l'alimentation durable. Depuis 2017, le Challenge Familles à l'Alimentation Positive (FAAP) est organisé chaque année pour engager une douzaine de ménages à revoir leurs habitudes alimentaires et à les réorienter vers une alimentation plus durable, à base de produit frais et de saison biologique et locaux, sans augmenter

leur budget alimentaire. Cela se fait par le biais de visites de fermes, d'échanges avec un diététicien-nutritionniste, de cours de cuisine, de jardinage et de conseils pour les achats, etc.

Pour les habitants, de nombreux festivals et événements sont par ailleurs organisés tout au long de l'année par la municipalité. On peut citer le Grand Festival du Livre de Mouans-Sartoux, le Festival du Miel, le Marché Gourmand ou encore le Printemps des possibles. Ces événements visent à sensibiliser aux enjeux de l'agriculture et de l'alimentation et de mettre en lumière les producteurs locaux.

Pour diffuser et partager leur expérience, la municipalité a établi un partenariat avec l'Université Côte d'Azur pour former au métier de chef de projet en alimentation durable par l'intermédiaire d'un diplôme d'établissement qui se déroule chaque année à Mouans-Sartoux. La ville participe également à de multiples réseaux alimentaires durables nationaux et internationaux, tels qu'Un Plus Bio ou Urbact (un réseau de partage d'expériences entre les États membres de l'UE).

Cependant, en raison de sa situation géographique, à proximité de la frontière italienne et de villes comme Nice et Cannes, la reconquête de la souveraineté alimentaire locale est entravée par la spéculation immobilière, la pression sur l'artificialisation des terres et les prix élevés. Malgré la volonté municipale, aucun agriculteur produisant des denrées agricoles n'a été installé pour l'instant sur la commune grâce au PAT. Pourtant, les projets d'installation accompagnés par la MEAD ainsi que les négociations continues avec les propriétaires des terrains sont toujours en cours.

On peut supposer que cette multitude d'initiatives a des impacts directs et indirects sur l'ensemble du système alimentaire local. Les principales hypothèses sont les suivantes :

- Les agriculteurs présents ont été encouragés à mettre en œuvre des pratiques agricoles plus durables et à développer la vente localement en circuit court.
- Les industries et les acteurs de la distribution ont été encouragés à adopter des pratiques de gestion environnementale concernant la chaîne d'approvisionnement de produits locaux et biologiques, la gestion des déchets en magasin et la gestion de l'énergie.
- Le transport, et par conséquent son impact, a diminué grâce à la réduction des kilomètres alimentaires.
- Les habitants ont changé leurs habitudes alimentaires en faveur d'aliments moins transformés, avec plus de produits frais, locaux, de saison et biologiques et en incluant plus de protéines végétales.

De telles hypothèses concernant le système alimentaire entier du territoire n'ont jamais été vérifiées et leurs conséquences environnementales jamais quantifiées en raison de la complexité méthodologique et transdisciplinaire que cela représente. La diversité des actions menées par le PAT

rend complexe la mesure de l'impact de ce type de dispositifs territoriaux. La municipalité a antérieurement évalué une partie de son PAT concernant l'impact d'actions menées dans les cantines scolaires. En collaboration avec l'ADEME, un bureau d'étude a appliqué la méthodologie QuantiGES pour évaluer l'impact GES de la mise en place de la régie agricole pour l'approvisionnement alimentaire des cantines, la réduction des déchets alimentaires et la mise en place de menus végétariens. Les résultats montrent des économies annuelles de 100 tCO₂eq/an pour la cantine scolaire. Cette réduction provient d'abord de la diversification de l'apport protéique dans les cantines, responsable d'une réduction annuelle de 61 tCO₂eq/an, suivie par la réduction du gaspillage alimentaire comptant pour une réduction de 40 tCO₂eq/an. Selon leurs estimations, la mise en place de la régie agricole augmente toutefois l'impact par 0,5 tCO₂eq/an (ADEME, 2021). Il est à noter que pour la régie agricole, le calcul prend en compte l'impact de la construction des machines agricoles pour la régie ainsi que le déplacement domicile-travail des salariés, responsables de cette légère augmentation d'impact.

Cette évaluation, limitée aux émissions de GES, ne prend pas en compte le système alimentaire dans son ensemble. Les impacts associés à la production agricole locale hors régie, la commercialisation, ainsi que la consommation de la population locale, hors cantine scolaire, n'ont jamais été évalués. Le cadre de l'ACV-T peut par conséquent répondre à ce besoin.

4.2.2 Enquête de terrain & méthodologie d'évaluation

Bien que les actions de reterritorialisation du système alimentaire de Mouans-Sartoux aient débuté il y a une vingtaine d'année, on note une accélération et une intensification de ces actions depuis la création de la MEAD en 2016, et surtout depuis sa pleine opérationnalité en 2017. Nous avons donc songé à quantifier les impacts environnementaux dans leurs dimensions les plus larges possibles et sur l'ensemble du système alimentaire de la fourche à la fourchette depuis cette période. Pour cela, nous avons identifié les changements dans le système alimentaire territorial en lien avec les politiques menées sur les 5 dernières années (2017-2022) en s'appuyant sur les hypothèses précédemment citées. La méthodologie consiste à appliquer l'ACV-T sur le SAT de la ville en 2017 et en 2022 et à observer la variation des impacts pour chaque activité territoriale. Cette façon de procéder évalue la différence des impacts environnementaux liée à la totalité des évolutions du SAT sur la période considérée. Nous n'avons pas tenté de différencier ce qui relève du contexte politique local et ce qui pourrait relever d'évolution de pratiques plus globales à l'échelle régionale ou même nationale. On n'aura donc pas la possibilité d'imputer formellement toutes les variations aux seules actions locales. Des actions ont toutefois été mises en place concourant à mieux comprendre la

contribution du rôle des autorités locales et du territoire dans ces changements, décrites dans les paragraphes suivants.

Pour réaliser cette évaluation nous avons eu recours à des données ouvertes (données RPG pour les agriculteurs locaux, INCA 3 pour les régimes alimentaires locaux et INSEE pour la distribution locale) et à des enquêtes de terrain. La comparaison des données publiques ouvertes avec celles des acteurs locaux et des représentants de la municipalité révèle des divergences. Ces différences concernent notamment les surfaces des terres agricoles exploitées et le nombre de magasins alimentaires. Plus particulièrement, certains terrains agricoles déclarés sont en réalité inexploités et, à l'inverse, une partie des petites exploitations ne figurent pas dans la base de données RPG qui recense les parcelles agricoles bénéficiant d'aides de la PAC. De même, la base des équipements SIRENE s'est révélée imprécise, avec environ un tiers des équipements répertoriés dans la base de données n'existant pas sur le terrain. Cela souligne la nécessité de valider les données ouvertes par le biais d'une analyse de terrain. Les données recueillies sur le terrain, notamment en interrogeant les acteurs concernés, permettent également de définir de manière plus rigoureuse les modifications survenues dans l'intervalle étudié, ainsi que d'évaluer plus précisément leur lien avec les politiques alimentaires locales. Pour caractériser certains changements, tels que l'évolution du régime alimentaire des habitants, il n'existe pas d'autres solutions que de mener des enquêtes sur le terrain.

Ainsi, trois types de questionnaires/entretiens ont été élaborés :

- Des entretiens semi-directifs avec 4 agriculteurs locaux (80 % des chefs d'exploitations hors la régie)
- Des entretiens semi-directifs avec 13 gestionnaires de points de vente alimentaires locaux (60 % des industries de distribution alimentaire locale)
- Un questionnaire en ligne et une enquête directe auprès d'un échantillon représentatif de la population de 218 répondants (5 % des ménages).

Les données de la régie agricoles ont été obtenues de la part de la MEAD et de la mairie. Les questionnaires pour les consommateurs ont été distribués par la MEAD, via le site internet et Facebook de la mairie et ont été complétés via une enquête de terrain sur plusieurs endroits stratégiques de la commune.

Les agriculteurs locaux ont été interrogés sur les changements opérés au cours des cinq dernières années. Cela peut englober l'évolution de leurs pratiques agricoles, notamment la conversion à l'agriculture biologique, la réduction de la consommation énergétique, les modifications quant au type et au volume de production, les modes de commercialisation (circuit court ou circuit long et leurs proportions relatives), ainsi que leurs liens et interactions avec la collectivité territoriale et les politiques mises en place.

Les gestionnaires de points de vente alimentaires ont été questionnés sur leur approvisionnement en produits biologiques et locaux, leur consommation énergétique, leur gestion des déchets, ainsi que leurs politiques environnementales en lien avec les dynamiques territoriales.

Le questionnaire adressé aux ménages (la population locale) visait à cerner les changements dans leurs habitudes d'achat, y compris les types de magasins fréquentés et les déplacements vers ces points de vente, ainsi que la composition de leur régime alimentaire en termes de volume et de nature d'aliments consommés. Les habitants étaient également invités à décrire toute modification dans leur consommation de produits biologiques, de saison, en vrac, ainsi que les variations potentielles dans leur consommation de produits ultra-transformés, de protéines animales, de fruits et légumes et leur gestion des déchets alimentaires au cours des cinq dernières années. Les habitants ont également été interrogés sur leur participation à une ou plusieurs actions de la MEAD et sur le degré d'influence estimé des politiques alimentaires locales sur leurs changements potentiels. Ces actions comprennent essentiellement la participation à un marché local mis en place par la MEAD, au projet des potagers urbains et à la sensibilisation aux régimes alimentaires durables via les écoles, les entreprises, etc., ainsi que des initiatives telles que les défis FAAP et d'autres événements destinés à la population dans sa globalité.

Les questionnaires ont été menés conjointement avec une autre étude menée par des chercheurs de SupAgro Montpellier dans le cadre d'une étude appelée Syalinnov (Système alimentaire innovant). De ce fait, l'enquête incluait des questions en lien avec la durabilité économique et sociétale destinées à l'étude Syalinnov que nous n'avons pas exploitées. Les questionnaires et les guides d'entretien semi-directif concernant la partie environnementale sont disponibles en Annexe IV.

Afin de mieux cerner l'influence de la MEAD, le questionnaire auprès de la population mouansoise a divisé l'échantillon en deux sous-échantillons de taille quasi-égale :

- Les répondants qui ont participé ou bénéficié de diverses activités de la MEAD et d'actions liées aux politiques alimentaires locales de la municipalité (écoles, entreprises, etc.). Nous appellerons ce sous-échantillon les « participants aux actions de la MEAD » ;
- Les répondants qui n'ont pas participé et ne sont pas impliqués de quelque manière que ce soit dans ces dispositifs. Nous appellerons ce sous-échantillon les « non-participants aux actions de la MEAD ».

La répartition à part égale des deux sous-échantillons est conforme au fait que l'on puisse considérer qu'approximativement la moitié de la population a bénéficié d'une ou plusieurs actions de la MEAD sur la période étudiée. Les différences entre les deux sous-échantillons et les deux dates étudiées (2017 et 2022), ont été basées sur une analyse statistique (tests Z et tests du khi2) afin de prendre en compte uniquement les résultats statistiquement significatifs. Les deux sous-échantillons sont

représentatifs de la population en termes de groupes d'âge et de catégories socio-professionnelles (Tableau 8). Les seules divergences notables résident dans la surreprésentation des cadres par rapport à la catégorie des employés et des artisans dans l'échantillon total et dans le sous-groupe participant aux activités de la MEAD. Le sous-groupe des "participants" présente une proportion moindre de personnes âgées de plus de 60 ans en raison du profil spécifique des individus impliqués dans les activités de la MEAD. Ainsi, ce sous-groupe participant aux actions de la MEAD semble être plus jeune et plus représentatif de la catégorie socio-professionnelle des cadres que le sous-groupe ne participant pas aux actions de la MEAD. Néanmoins, malgré ces différences, nous avons considéré que les échantillons étaient représentatifs de la population mouansoise.

Tableau 8. Composition de l'échantillon du questionnaire et de ses deux sous-échantillons en comparaison avec la population locale selon l'âge et la catégorie socioprofessionnelle des pourcentages de la colonne population mouansoise provenant de l'INSEE.

AGE	Non-participants aux actions de la MEAD	Participants aux actions de la MEAD	Echantillon total	Population mouansoise
15-29	14 %	13 %	14 %	15 %
30-44	21 %	30 %	25 %	21 %
45-59	23 %	33 %	28 %	26 %
60>	42 %	24 %	33 %	38 %
EMPLOI				
Cadres	15 %	39 %	27 %	14 %
Employé, artisans, chefs d'entreprises	31 %	34 %	32 %	41 %
Sans activité professionnelle	13 %	10 %	12 %	14 %
Retraités	40 %	17 %	29 %	31 %

Les données recueillies localement, connues sous le nom de *descripteurs d'activités* de l'ACV, sont ensuite intégrées aux *inventaires de cycle de vie* des bases de données existantes telles qu'Ecoinvent 3 et Agribalyse V3.0, afin de procéder à une évaluation avant et après la mise en place du PAT. Pour la production agricole, ces données concernent la nature et le volume des denrées agricoles produites sur le territoire. En ce qui concerne la distribution alimentaire, seuls les aspects liés à la consommation d'énergie ont été pris en compte, car l'acquisition de données sur la consommation d'eau et de déchets s'avère complexe. De plus, après une évaluation initiale, ces éléments semblent ne pas être fortement influencés par les politiques de la ville, ni contribuer de manière significative à l'impact global du SAT. Pour les régimes alimentaires et les habitudes des consommateurs, ces données portent sur la consommation annuelle des denrées alimentaires (en kg) selon la nature des produits consommés. Les données relatives aux déplacements ont également été prises en

considération. L'inventaire des données utilisées pour l'évaluation avant et après la mise en place du PAT est présenté dans le Tableau 9.

Tableau 9. Données avant et après la mise en place du PAT de Mouans-Sartoux utilisées pour l'évaluation

Catégorie d'activité territoriale	Descripteurs d'activités	Valeur 2017	Valeur 2022	Extrapolation et justification
Production locale	Production annuelle des légumes : aubergine, tomate, poireau, salade, melon, olives, oignon, pommes de terre, courge, chou-fleur, carotte	65 t (dont 35 en AB)	67 t (dont 57 en AB)	Les différences annuelles dues au climat ne sont pas considérées. Uniquement des cultures représentatives sont quantifiées parmi des cinquantaines des variétés cultivées.
	Production annuelle du fromage de chèvre	0,6 t	0,6 t	
Transformation & distribution locales	Consommation d'électricité annuelle	1436 MWh	1330 MWh	En 2022, 120 MWh sont obtenus via l'énergie photovoltaïque. La consommation d'eau, des bâtiments ou les déchets ne sont pas pris en compte. Pas de consommation du gaz relevée.
Transport local	Dernier km des agriculteurs	2,988 kg.km	2,988 kg.km	Pas de changements des lieux d'approvisionnement depuis 5 dernières années
	Trajet consommateurs	2,204,480 km	1,755,360 km	

Produits importés*	Fruits & légumes (frais ou secs)	1 500 t	1 680 t	Extrapolation des données INCA 3 (Anses, 2017) pour la région Sud-Est pour la population municipale de 9 500 habitants
	Produits laitiers & œufs	950 t	936 t	
	Viande & poisson	542 t	434 t	
	Autres (produits ultra-transformés, boissons, ...)	10 300 t	7 210 t	

**Des valeurs détaillées par type d'aliments sont fournies en Annexe I. Inventaire Mouans-Sartoux*

Dans cette phase d'évaluation des impacts, seules quatre catégories d'indicateurs environnementaux sont modélisées pour faciliter l'analyse et l'interprétation des résultats. Il s'agit des indicateurs sur lesquels la collectivité agit activement : le changement climatique, l'épuisement des ressources énergétiques fossiles, la consommation d'eau et l'usage des terres. À la différence de l'application à un diagnostic, la méthode ReCiPe2016 Midpoint d'ACV est ici utilisée. L'analyse en annexe indique que l'incertitude de ces indicateurs est moindre dans ReCiPe (voir Annexe III). Cette méthode est d'ailleurs abondamment utilisée dans les études d'ACV du secteur agroalimentaire (Belaud et al., 2019; McAuliffe et al., 2022; Morais et al., 2016).

Plusieurs analyses sont entreprises. Tout d'abord, nous examinons les changements survenus entre 2017 et 2022. Ensuite, nous évaluons l'impact du SAT à chacune de ces dates pour déterminer si cet impact a diminué ou augmenté au cours de cette période. Nous étudions également la contribution de chaque changement territorial à la modification de l'impact global sur les quatre indicateurs susmentionnés. Enfin, une analyse approfondie des circuits courts du territoire est effectuée.

4.2.3 L'évolution des pratiques territoriales et plus particulièrement les régimes alimentaires des habitants

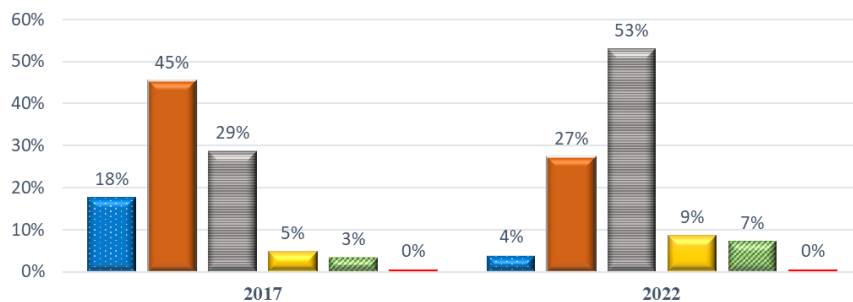
L'étude de terrain révèle qu'au cours des cinq dernières années, et partiellement sous l'impulsion des politiques alimentaires locales, plusieurs changements ont eu lieu. Du côté des producteurs, un agriculteur s'est converti en production biologique, indirectement influencé par les services municipaux. Un nouveau terrain agricole a été investi avec l'aide de la commune, mais concerne une production de plantes aromatiques et médicinales. Un autre terrain d'environ 2 hectares est également en train d'être mis en culture. Ces terrains ne contribuent donc pas actuellement à l'augmentation du potentiel nourricier local et sont ainsi exclus du périmètre de cette évaluation.

Deux magasins biologiques se sont installés sur le territoire grâce à sa réputation en matière de transition alimentaire. L'un des deux évoque les politiques locales comme l'une des raisons de leur

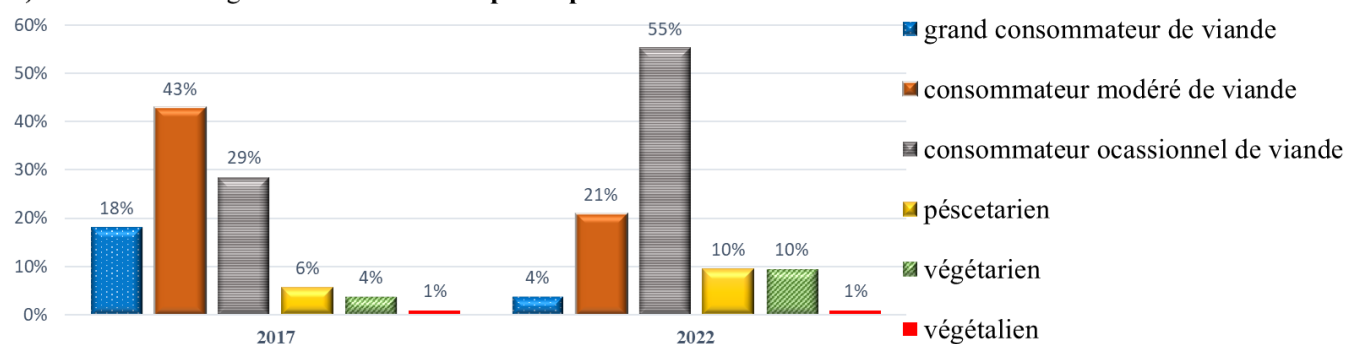
installation sur la commune. Deux autres magasins ont entrepris des actions visant à réduire leur consommation énergétique et à utiliser davantage d'énergie renouvelable (notamment le photovoltaïque). Ces initiatives des commerces alimentaires semblent être peu influencées par la municipalité. Les gestionnaires de ces commerces mentionnent une pression sociétale partiellement liée aux politiques alimentaires locales, mais leurs décisions, concernant l'approvisionnement local et la durabilité, sont principalement dictées par la politique de marque du magasin et par sa direction. Les résultats du questionnaire sur l'évolution des habitudes alimentaires des habitants de Mouans-Sartoux montrent, qu'au niveau global, la majorité des participants ont modifié leurs pratiques alimentaires avec des changements statistiquement significatifs. À ce titre, la majorité a changé de régime alimentaire vers des régimes plus durables (59 %). Presque la moitié des habitants interrogés ont réduit leur gaspillage alimentaire (46 %) et une partie des répondants ont changé leur mode de transport pour se rendre au point de vente alimentaire, passant de la voiture au vélo (14 %).

En ce qui concerne le régime alimentaire des habitants, le changement le plus marquant concerne la modification des habitudes alimentaires des grands consommateurs de viande ou des consommateurs modérés à occasionnels (Figure 37a). Ceci se manifeste pour les deux sous-échantillons (non-participants et participants aux actions de la MEAD), mais le changement est plus conséquent pour les participants aux actions de la MEAD (Figure 37b et Figure 37c). Alors que pour les deux groupes les consommateurs de viande occasionnels dominent actuellement, dans le groupe des participants, le nombre de grands consommateurs de viande et de consommateurs modérés devient plus faible, et celui des pescétariens et végétariens a connu une augmentation plus significative. Une comparaison des deux sous-groupes à l'aide d'un test statistique Khi2 révèle qu'alors qu'il n'y avait aucune différence significative entre les deux populations il y a 5 ans, aujourd'hui, les deux groupes présentent des différences statistiquement significatives (au seuil de confiance de 95 %). Ce résultat est de nature à démontrer en partie l'influence des actions du PAT.

a) Evolution des régimes alimentaires de l'échantillon de la population mouansoise entre 2017-2022



b) Evolution des régimes alimentaires des participants aux actions de la MEAD



c) Evolution des régimes alimentaires des non-participants aux actions de la MEAD

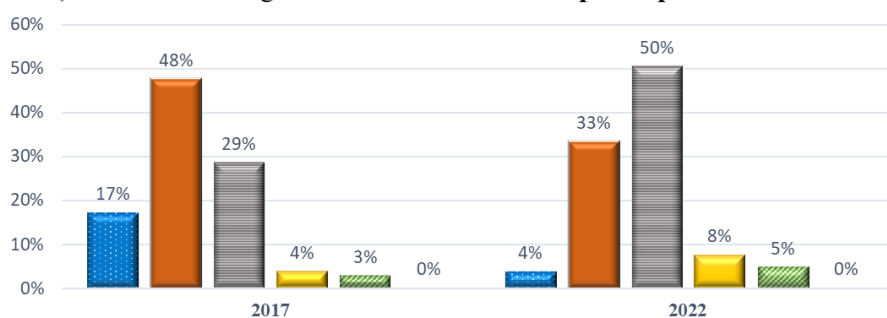


Figure 37. Évolution des régimes alimentaires des habitants de Mouans-Sartoux avant et après la mise en place du PAT pour a) la globalité de l'échantillon, b) pour les « participants » et c) les « non-participants » aux actions de la MEAD. Un grand consommateur de viande correspond à une consommation équivalente de plus d'un steak haché par jour, consommateur modéré à l'équivalent d'un demi à un steak haché par jour et occasionnel à moins d'un demi-steak haché par jour. Un péscétarien ne consomme pas de viande mais consomme du poisson, un végétarien ne consomme ni de viande ni de poisson, et un végétalien ne consomme aucun produit d'origine animale

Tout comme pour les régimes alimentaires, le même constat peut être fait pour d'autres changements liés aux habitudes des répondants. En ce qui concerne le gaspillage alimentaire, les deux sous-groupes estiment avoir réduit les quantités de nourriture gaspillée depuis la mise en place du PAT, avec une baisse moyenne d'environ 4,5 % (Figure 38). Cette réduction est plus marquée pour le sous-groupe des « participants » aux actions de la MEAD, passant de 14 % à 8 %.

sous-groupe des "non-participants" estime également avoir réduit le gaspillage, bien que leur niveau initial de gaspillage alimentaire en 2017 soit considéré comme moins élevé (Figure 38b). Ces différences peuvent être partiellement attribuées aux catégories de la population interrogée. Le sous-échantillon de « non-participants » comprend une proportion plus élevée de personnes âgées (Tableau 8) qui déclarent être à l'origine d'un gaspillage alimentaire moindre depuis longtemps.

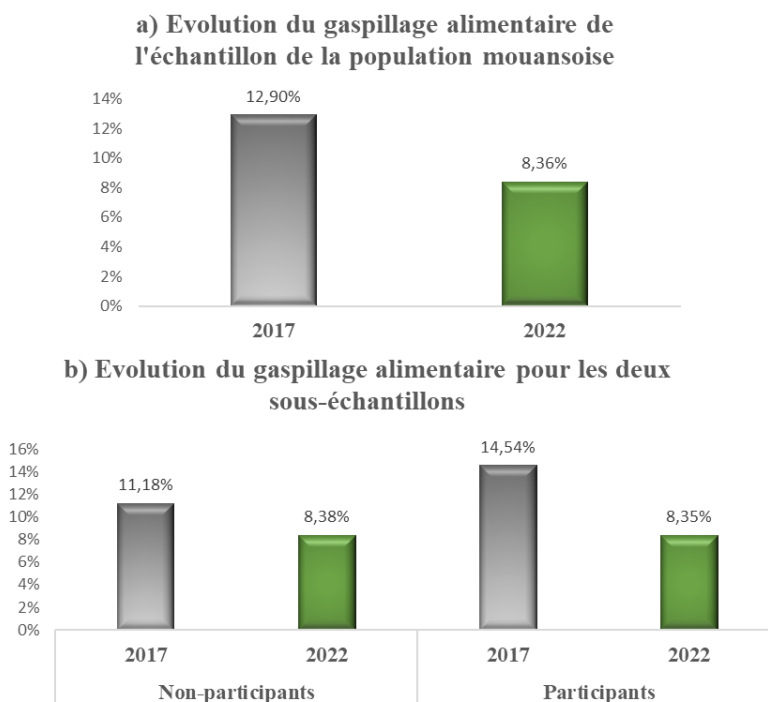
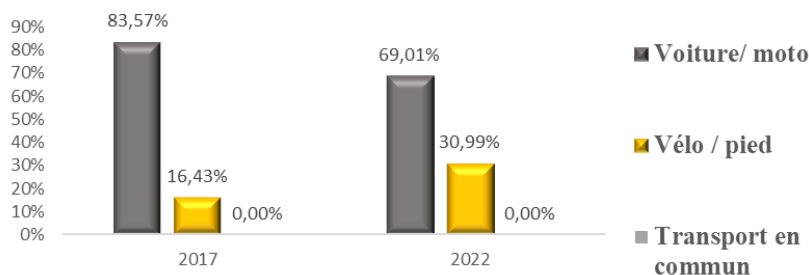


Figure 38. Evolution du gaspillage alimentaire entre 2017 et 2022 pour a) un échantillon de la population mouansoise et b) pour les deux sous-échantillons. Les estimations se basent sur les déclarations des répondants

En ce qui concerne les déplacements des habitants vers les points de vente alimentaire, pour les deux périodes, la grande majorité des répondants utilise la voiture comme moyen de transport (Figure 39). Cependant, l'usage du vélo et la marche ont augmenté depuis la mise en place du PAT pour les deux sous-groupes (Figure 39b). Aucun répondant n'utilise le transport en commun. Selon le test statistique portant sur la moyenne et tenant compte des distributions normales (Z-Test), la différence pour le sous-échantillon des participants entre les deux périodes est statistiquement significative, alors qu'elle ne l'est pas pour le sous-échantillon des non-participants (seuil de confiance à 95 %).

a) Evolution du trajet consommateur de l'échantillon de la population mouansoise pour les courses alimentaires



b) Evolution du trajet consommateur pour les deux sous-échantillons

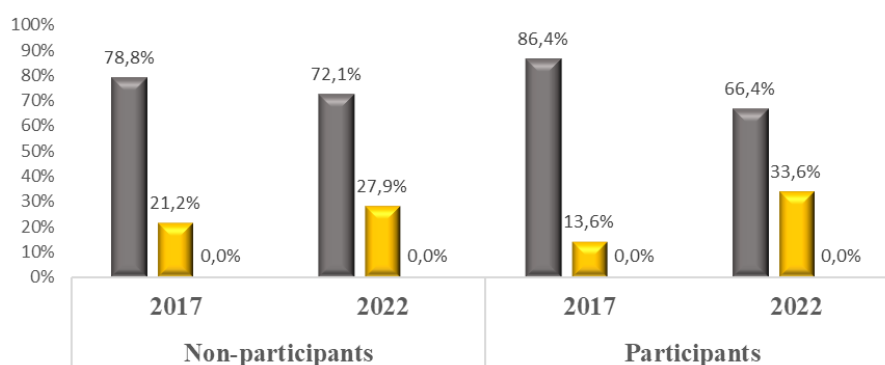


Figure 39. Evolution du moyen de transport pour le trajet des consommateurs vers les lieux de vente alimentaire entre 2017 et 2022 pour a) un échantillon de la population mouansoise et b) pour les deux sous-échantillons. Les estimations se basent sur les déclarations des répondants

En plus de ces trois changements majeurs dans les pratiques, les répondants ont déclaré une augmentation de 46 % dans la consommation régulière de produits biologiques, une augmentation de 15 % des achats de produits alimentaires en vrac et une hausse de 12 % des achats de produits de saison. Outre la diminution de la consommation de protéines animales, les mouansois ont également réduit leur consommation de produits ultra-transformés, de produits sucrés et de boissons alcoolisées. Dans l'ensemble, ces changements correspondent aux recommandations actuelles du PNNS 4 (Figure 40).

+ AUGMENTER >> ALLER VERS - RÉDUIRE

PNNS 4

Evolution des habitudes à Mouans-Sartoux



PNNS 4

Evolution des habitudes à Mouans-Sartoux



Figure 40. Evolutions des habitudes alimentaires des Mouansois ente 2017 et 2022 par rapport aux recommandations du Programme National Nutrition

Les Figure 37 à Figure 39 révèlent que les répondants du sous-échantillon des « participants aux actions de la MEAD » étaient deux à trois fois plus enclins à modifier leur comportement que l'autre sous-échantillon. Ces personnes, impliquées ou bénéficiaires des dispositifs alimentaires d'action publique locale (« participants aux actions de la MEAD »), incluent les parents d'élèves dont les enfants consomment des produits de la régie municipale dans les cantines scolaires, les participants aux défis FAAP (Famille à Alimentation Positive), les personnes fréquentant le marché municipal des producteurs et/ou impliquées dans les potagers urbains. En plus des changements plus prononcés des personnes impliquées dans ces actions, deux tiers de tous les participants déclarent que leur changement de comportement a été influencé par les initiatives de la municipalité.

Toutefois, et comme dit précédemment, les changements de comportement mentionnés ne peuvent pas être entièrement attribués aux politiques locales. Pourtant, en comparant ces évolutions territoriales avec les dynamiques nationales, on observe qu'elles diffèrent des tendances actuelles en France ou sont plus prononcées. En effet, les répondants déclarent avoir globalement réduit leur consommation d'aliments ultra-transformés de 30 %, alors qu'elle est en augmentation en France (Anses, 2017). Ils déclarent également avoir réduit la consommation globale de viande de 23 %, alors qu'elle augmente de 0,7 % par habitant et par an à l'échelle nationale (FranceAgriMer, 2022). De même, 28 % des habitants affirment consommer des produits biologiques au quotidien, contre 15 % des Français (Agence Bio, 2022). Le Tableau 10 résume ces changements et les compare avec les dynamiques nationales.

Tableau 10. Evolution des habitudes des Mouansois pour les participants et les non-participants aux actions de la MEAD ainsi que l'évolution nationale

Changement étudié (2017-2022)	Evolution des participants	Evolution des non-participants	Evolution moyenne de l'échantillon	Evolution nationale
Consommation des produits ultra-transformés	-40 %	-20 %	-30 %	En augmentation (% inconnu)
Consommation de viande	-32 %	-14 %	-23 %	+0.7 %
Consommation régulière des produits bio	39 %	18 %	28 %	15 %
Vélo comme un moyen de transport pour faire ses courses	+21 %	+6 %	+14 %	NA
Réduction du gaspillage alimentaire	-4 %	-1.5 %	-2,7 %	NA

Malgré ces changements allant vers des pratiques plus durables et saines, les initiatives locales de reterritorialisation n'agissent que peu sur l'autonomie alimentaire de la commune. Depuis la mise en place du PAT, la régie agricole a augmenté sa surface de 2 hectares, et des potagers collectifs, couvrant environ 0,04 hectare, se sont développés. Le potentiel nourricier a donc peu évolué sur la période 2017-2022 et reste inférieur à 1 %.

4.2.4 La diminution de l'impact global à la suite de la mise en place du PAT

La Figure 41 présente les résultats de la modélisation ACV-T de l'impact du système alimentaire de Mouans-Sartoux entre 2017 et 2022, pour les quatre indicateurs sélectionnés. Pour les quatre indicateurs considérés, on constate une réduction générale des impacts, comprise entre 7 % et 19 %. La diminution est plus marquée pour les indicateurs de l'usage des terres et du changement climatique, avec respectivement une réduction de 18 % et 19 %. Les catégories d'impact de la consommation d'eau et de l'épuisement des ressources fossiles affichent une réduction inférieure à 10 %. De manière globale, ces réductions correspondent à une baisse estimée de 20 192 m³ d'eau douce, de 308 247 kg d'équivalent pétrole, de 3,02 millions de m² de terre et de 3,66 millions de CO₂eq sur l'ensemble du cycle de vie des activités territoriales. Cette réduction s'accompagne également d'une moindre dépendance du système alimentaire territorial à l'égard d'intrants externes tels que l'énergie, l'eau et le sol, renforçant ainsi sa résilience.

Evolution de l'impact environnemental du système alimentaire de Mouans-Sartoux depuis la mise en place du PAT

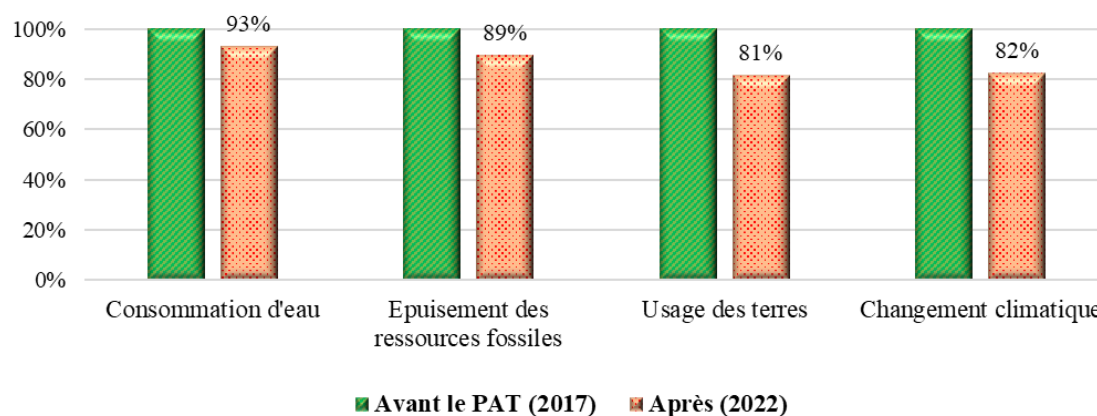


Figure 41. Comparaison de l'impact environnemental de l'ensemble du système alimentaire territorial de Mouans-Sartoux avant et après le lancement de son projet alimentaire territorial (2017-2022) pour quatre indicateurs environnementaux (méthode ReCiPe 2016 Midpoint H)

Pour analyser les origines de ces réductions d'impact, nous avons établi un lien entre ces diminutions et les changements intervenus dans le SAT sur la période 2017-2022 (Figure 42). Les résultats

indiquent que le changement de régime alimentaire induit la plus forte réduction des impacts (de 45 % à 95 % selon l'indicateur). Cette réduction provient principalement de la baisse de la consommation de viande et d'aliments ultra-transformés, combinée à une augmentation de la consommation de fruits, de légumes, de légumineuses et d'oléagineux. Environ 60 % de cette réduction est attribuable à la diminution de la consommation de protéines animales, tandis que les 40 % restants proviennent de la réduction des aliments ultra-transformés, des boissons et des desserts sucrés. Globalement, cela se traduit par une réduction estimée de 2 900 tCO₂eq, de 3 000 000 m² de sol équivalent de culture, de 20 000 m³ d'eau et de 140 tonnes d'équivalent pétrole.

Bien que la réduction globale du gaspillage alimentaire de la population soit inférieure à 3 %, son potentiel de réduction des impacts est considérable. Il s'agit de la deuxième source la plus importante de réduction, en particulier pour les indicateurs de consommation d'eau et d'épuisement des énergies fossiles, dont les diminutions sont estimées respectivement à 17 700 m³ d'eau et à 60 tonnes d'équivalent pétrole.

En ce qui concerne les indicateurs de changement climatique et d'épuisement des ressources fossiles (Figure 42a et Figure 42d), le changement du mode de transport pour faire ses courses alimentaires est le troisième changement le plus sensible, avec une réduction de 4 % à 16 % de l'impact, équivalant à des économies de 150 tCO₂eq et 44 tonnes d'équivalent pétrole.

L'utilisation d'électricité renouvelable dans les magasins locaux, la consommation de produits de saison, l'achat en vrac ou le compostage ont généré une diminution des impacts relativement marginale par rapport aux autres activités analysées (entre 0 et 4 % de la réduction globale de l'impact).

L'augmentation de la consommation de produits biologiques a considérablement réduit l'épuisement des énergies fossiles (Figure 42d) et du changement climatique (Figure 42a), mais a légèrement augmenté la consommation d'eau et des terres (Figure 42b et Figure 42c).

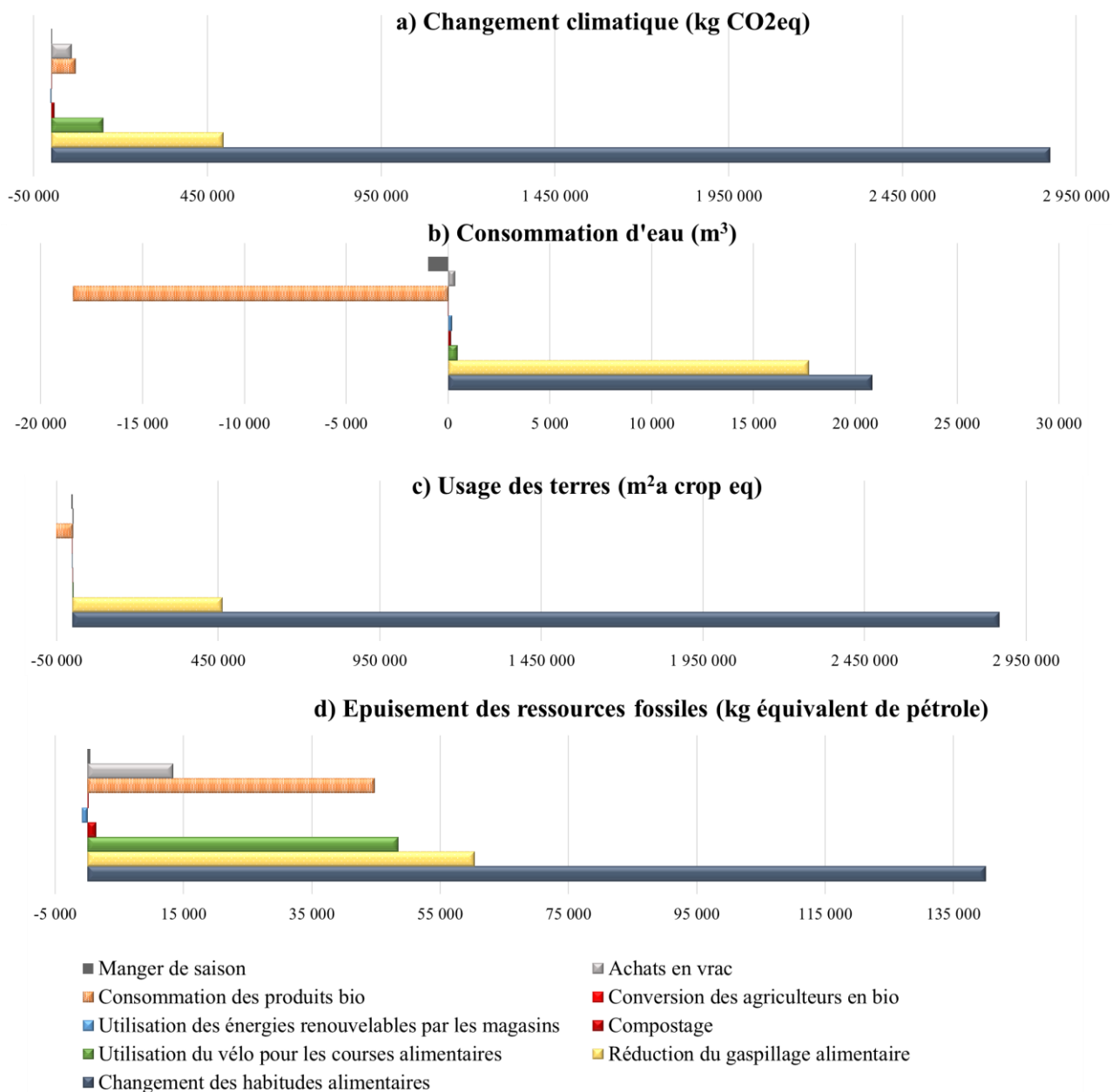


Figure 42. Réduction de l'impact environnemental par activités et changements partiellement ou directement liés au projet alimentaire territorial de la municipalité de Mouans-Sartoux, obtenue en comparant les périodes 2017 et 2022. Les valeurs positives correspondent à une réduction, tandis que les valeurs négatives correspondent à une augmentation

L'augmentation de la consommation d'eau liée à la consommation accrue d'aliments biologiques (Figure 42b) découle des hypothèses relatives aux rendements moins élevés en agriculture biologique par rapport à l'agriculture conventionnelle dans les inventaires existants. Dans notre analyse, cette hausse est principalement due aux pommes biologiques, responsables d'une augmentation de 64 % de la consommation d'eau, suivies par les pêches biologiques. Tout au long de

leur cycle de vie, ces deux produits contribuent davantage à l'épuisement des ressources en eau (60 % d'eau en plus par kg pour une production en agriculture biologique par rapport à l'agriculture conventionnelle). Contrairement à ce que l'on pourrait penser, la majeure partie de l'empreinte eau ne provient pas de l'irrigation des exploitations agricoles, mais des processus industriels tels que la production d'électricité ou de diesel utilisés dans les exploitations (pour la récolte, le palissage, etc.). Ce résultat doit toutefois être interprété avec précaution en raison des limites de la base de données Agribalyse. L'unité fonctionnelle de kg/produit peut en effet désavantager les systèmes de production biologiques et extensifs qui génèrent des rendements plus faibles qu'en agriculture conventionnelle. En effet, dans la base de données Agribalyse, le rendement moyen considéré pour les pommes biologiques est de 22 041 kg/ha/an, contre un rendement conventionnel moyen de 46 160 kg/ha/an (+ 52 %). Ceci pourrait toutefois ne pas refléter la réalité. Il convient également de mentionner que l'augmentation de 18 440 m³ d'eau utilisée dû à ce changement ne représente qu'une augmentation de 2,66 % de l'impact global.

L'impact de la consommation d'aliments locaux n'a pas pu être mesuré en raison, d'une part, de la diversité et de la multiplicité des chaînes d'approvisionnement existantes et, d'autre part, du manque de données régionales. Les fruits et légumes produits dans les limites communales ne représentent pas plus de 3 % de la consommation locale de légumes et sont en partie exportés vers les communes voisines. De plus, aucun argument ne permet d'affirmer que l'efficacité environnementale des chaînes d'approvisionnement locales (des magasins ou des agriculteurs) ait été modifiée au cours des cinq dernières années.

En complément de ces analyses, nous avons également évalué l'incidence de ces changements d'habitudes alimentaires sur la modification de l'empreinte carbone des habitants. Il s'agit d'analyser la capacité des changements basés sur la consommation à contribuer à la lutte contre le changement climatique. Les résultats sont illustrés sur la Figure 43 pour les deux sous-échantillons.

Un Français émet annuellement en moyenne 11 tonnes de CO₂eq (SDES, 2020) et les régimes alimentaires sont responsables d'environ 2 tonnes de CO₂eq. Selon nos calculs (méthode ReCiPe), l'empreinte d'un Mouansois avant la mise en place du PAT se situe autour de 2,1 tonnes de CO₂eq. Depuis la mise en place du PAT, pour le sous-échantillon impliqué ou influencé par les politiques alimentaires locales (« participants »), la réduction moyenne de l'impact se traduit par une diminution de 515 kgCO₂eq an⁻¹ par habitant, ce qui équivaut à une réduction de 26 % de l'empreinte carbone alimentaire par rapport à la moyenne des français. Le changement de composition du régime alimentaire est le principal facteur de cette réduction (413 kgCO₂eq an⁻¹ par habitant). Le sous-échantillon de « non-participants » affiche également une réduction des impacts de 236 kgCO₂eq an⁻¹, représentant une diminution de 12 % de leur empreinte carbone par rapport à la

moyenne des français (Figure 43). En moyenne, une réduction par habitant correspond à environ 18 % menant vers une empreinte environnant à 1,7 t CO₂eq/pers.

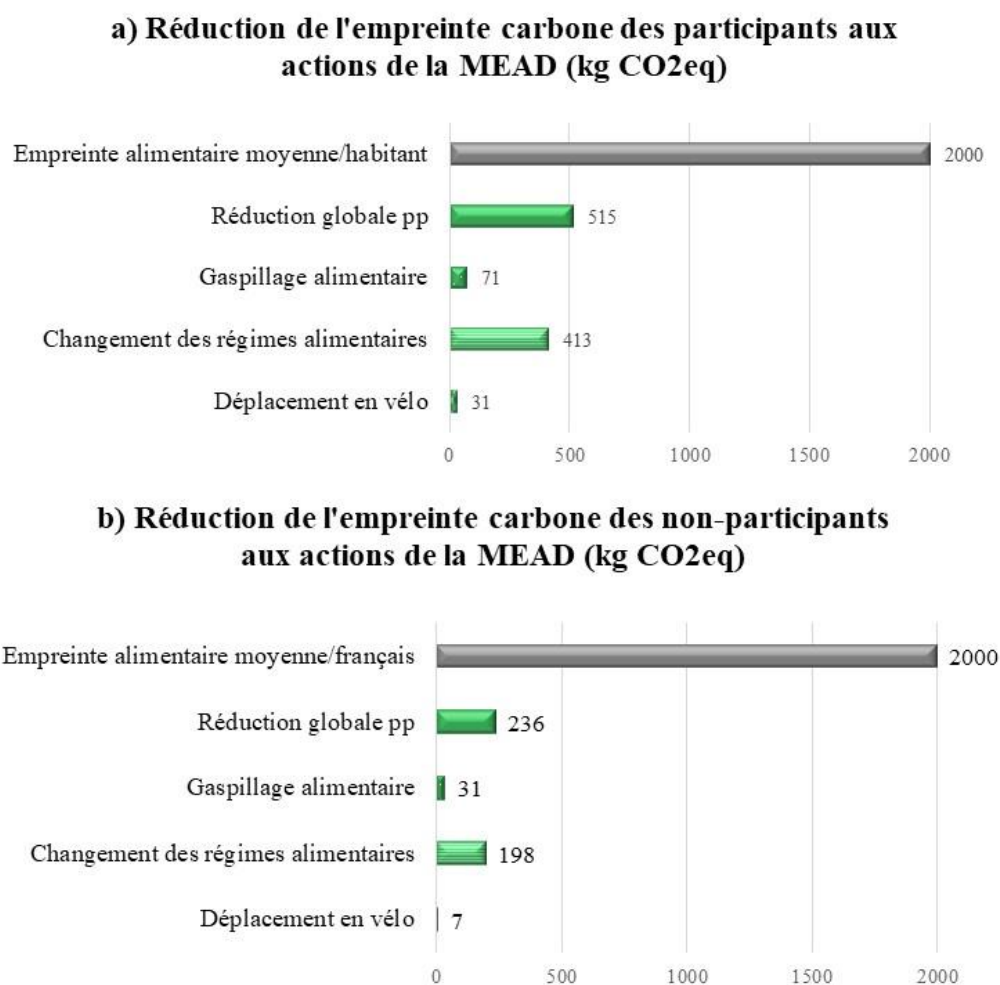


Figure 43. La contribution moyenne de différents changements des habitants de Mouans-Sartoux à la réduction de leur empreinte carbone alimentaire pour a) les habitants impliqués ou bénéficiant des politiques alimentaires locales et b) ceux qui ne le sont pas, par rapport à l'empreinte carbone alimentaire actuelle des citoyens français en kgCO₂eq an⁻¹

4.2.5 Circuits courts du territoire et leur éco-efficacité

Les enquêtes de terrain démontrent que les circuits d'approvisionnement par les agriculteurs de la commune de Mouans-Sartoux n'ont pas évolué depuis la mise en place du PAT. Les agriculteurs commercialisent leurs productions dans les circuits locaux depuis des années et aucun nouvel agriculteur produisant des denrées alimentaires ne s'est installé sur la commune depuis plus d'une dizaine d'années.

Même si aucune évolution récente n'est notable, il est intéressant d'analyser l'efficacité environnementale des circuits de production et de vente en circuit court existant sur le territoire

dans le cadre de l'étude en lien avec la reterritorialisation. L'intérêt y est double : contribuer à la recherche sur l'impact environnemental des circuits courts et étudier leur efficacité sur le territoire d'étude afin de proposer des solutions d'optimisation ou d'un approvisionnement plus vertueux.

Des entretiens ont ainsi été menés avec les agriculteurs locaux. Nous avons été en mesure de recenser l'ensemble des flux d'approvisionnement de leurs productions vers les magasins alimentaires locaux. Les agriculteurs ont renseigné les magasins qu'ils fournissent ainsi que la fréquence de leur livraison, le moyen de transport et la proportion de leur production vendue pour chaque point de vente. Quatre agriculteurs ont été interviewés et les données sur la régie agricole ont été fournies par la municipalité. Bien que l'échantillon soit restreint, limitant ainsi la généralisation des conclusions, il demeure pertinent d'analyser ces circuits pour une meilleure intégration dans le PAT.

Selon les informations obtenues, les agriculteurs vendent en moyenne leur production à quatre points de distribution différents. Principalement, ces produits sont destinés aux magasins bio locaux et environnants (tels que Biocoop, Bio c'est bon, Magasins de producteurs, etc.). La quasi-totalité des agriculteurs vendent également une partie de leurs produits directement à la ferme. La fréquence des livraisons varie selon les saisons, allant d'une fois par semaine à une livraison quotidienne pendant la période estivale. Comme indiqué sur la Figure 44, l'essentiel de la vente se concentre dans la commune elle-même (63,71 %) et les communes limitrophes (représentant au total 76,55 %). Bien que située à plus de 30 km de Mouans-Sartoux, Nice est également un lieu de livraison privilégié. Environ 10 % de la production globale de la commune en termes de quantités produites y est vendue. (Figure 44)

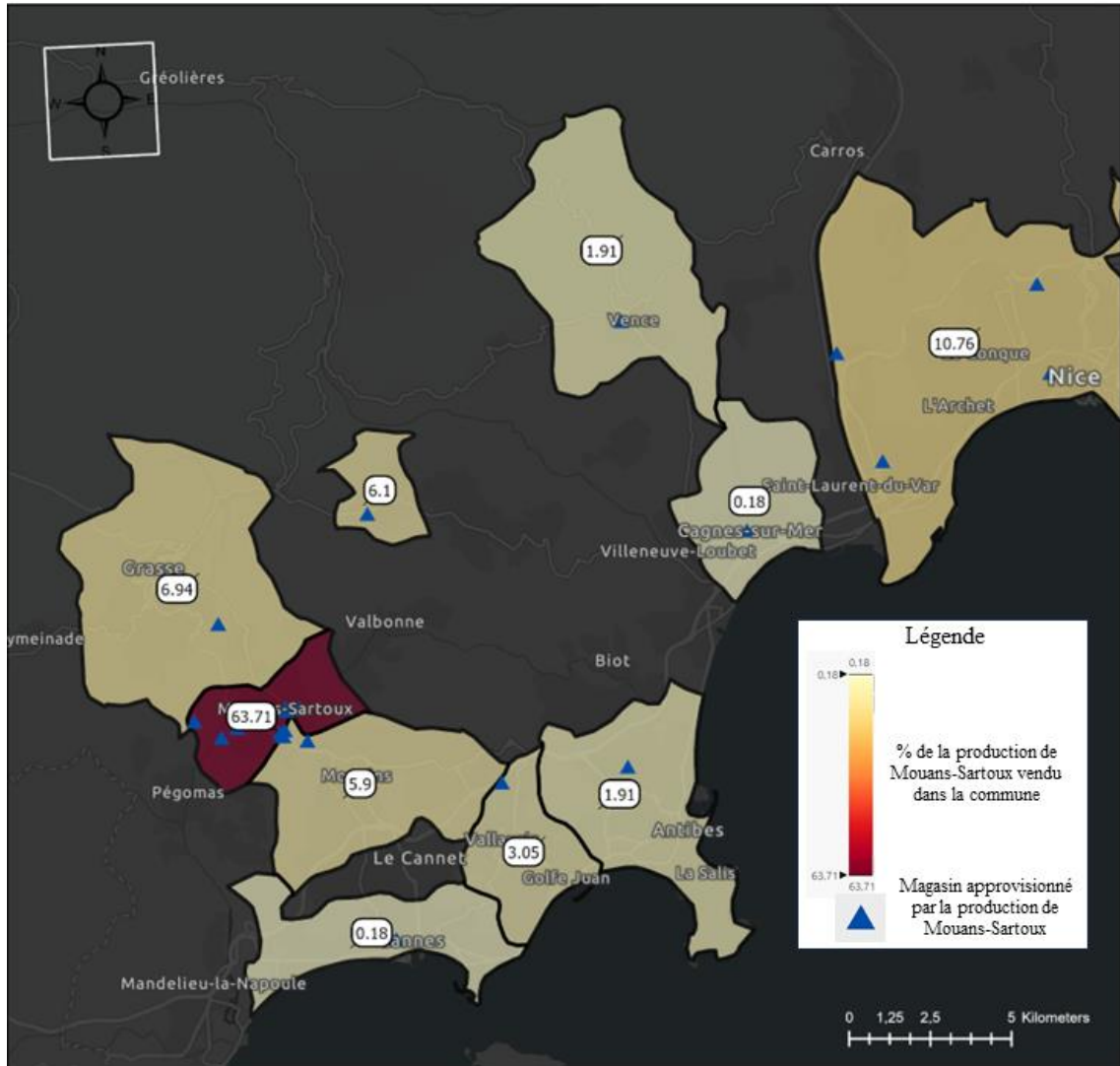
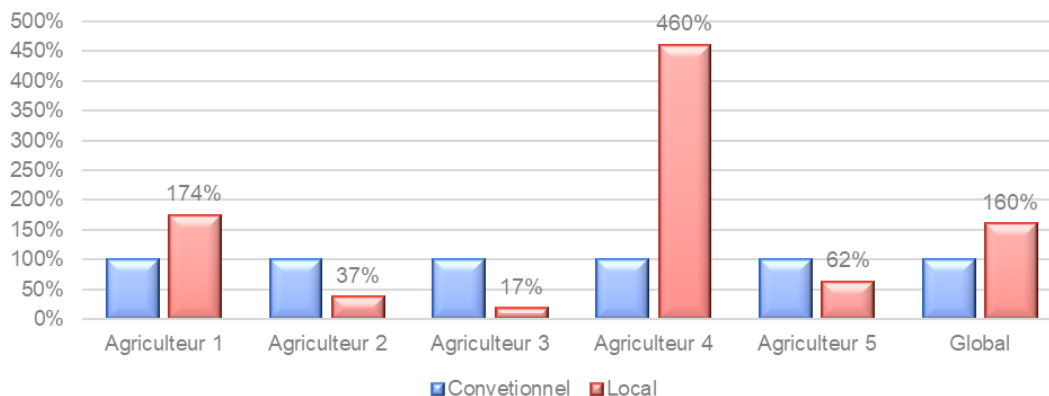


Figure 44. Communes approvisionnées par la production agricole des agriculteurs de Mouans-Sartoux selon le % de la production locale y commercialisée

La production agricole locale est ainsi entièrement tournée vers la vente en circuit court. Pour estimer l'efficacité environnementale de cette phase des derniers kilomètres uniquement, nous avons calculé les impacts des circuits de distribution pour chaque agriculteur. Pour cette évaluation, les indicateurs d'ACV retenus incluent l'indicateur de changement climatique et l'indicateur agrégé EF. L'indicateur EF agrège l'ensemble des 16 indicateurs de la méthode Environmental Footprint et permet ainsi de prendre en compte les impacts des autres indicateurs. Ensuite, l'impact des circuits courts territoriaux est comparé à un circuit conventionnel fournissant la même quantité de fruits et légumes. La modélisation des circuits conventionnels est basée sur les estimations utilisées dans l'Agribalyse. Ceci représente les données moyennes sur la logistique des produits alimentaires en France.

Les résultats démontrent que l'efficacité environnementale des chaînes d'approvisionnement courtes n'est, dans son ensemble, pas supérieure à celle des chaînes conventionnelles (en ne tenant compte que la partie transport) (Figure 45). On y relève une grande variabilité des impacts selon l'agriculteur considéré. Ceci montre à la fois une hétérogénéité des modalités de livraison en circuits courts, mais aussi une marge de progression possible. Alors que 3 circuits courts sur 5 sont plus efficaces que les circuits conventionnels, pour les deux autres, les approvisionnements en circuits courts sont jusqu'à 8 fois plus polluants. Pour l'ensemble des indicateurs, les circuits conventionnels sont légèrement plus performants que les circuits courts de Mouans-Sartoux. Pour le changement climatique (Figure 45a), dans leur globalité, les circuits de Mouans-Sartoux sont 1,6 fois plus impactants. Pour l'indicateur agrégé (Figure 45b), ces mêmes circuits génèrent un impact entre 2 et 3 fois supérieur.

a) Comparaison d'efficacité environnementale des circuits courts de Mouans-sartoux par rapport aux circuits convetionnels (indicateur de changement climatique)



b) Comparaison d'éco-efficacité des circuits courts de Mouans-sartoux par rapport aux circuits convetionnels (indicateur agrégé EF)

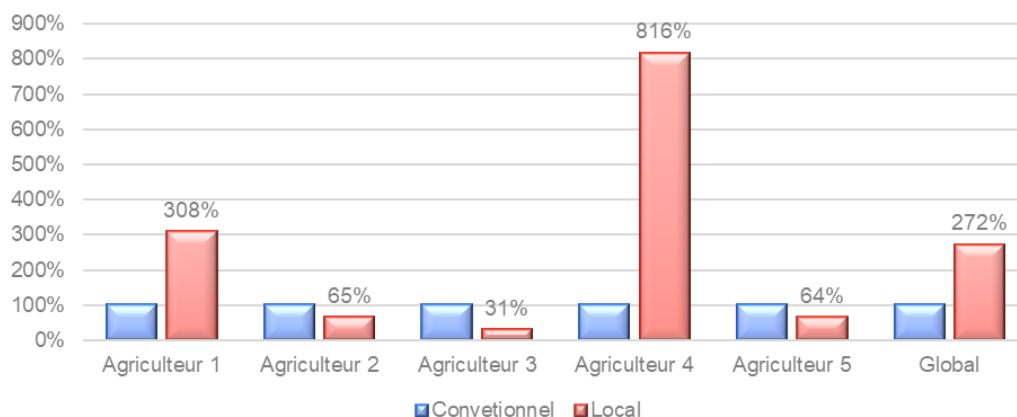


Figure 45. Comparaison d'éco-efficacité des circuits courts des agriculteurs locaux de Mouans-Sartoux par rapport aux circuits longs pour a) l'indicateur du changement climatique et b) l'indicateur agrégé d'EF

Les résultats varient de manière déterminante selon les hypothèses utilisées. À titre d'exemple, en changeant le modèle de véhicule utilisé, un circuit local peut devenir plus performant que le circuit conventionnel, indiquant une forte sensibilité des résultats.

Globalement, ces résultats, trop hétérogènes, empêchent de conclure sur l'efficacité ou l'inefficacité environnementale des circuits courts. Cette conclusion est en cohérence avec les études antérieures sur l'évaluation des impacts des circuits courts (cf. section 2.3.1 du chapitre II).

4.2.6 Discussion & conclusion : Les changements déclenchés, leurs implications et les limites de l'enquête

Cette étude de terrain a permis de répondre aux hypothèses émises dans la section 4.2.1. Elle démontre en particulier que :

- Un agriculteur a modifié ses pratiques de production pour s'engager en agriculture biologique. La totalité des agriculteurs vendaient auparavant une partie de leur production en circuits courts. Cette proportion n'a pas évolué ces dernières années. Cet unique changement, qui peut être considéré assez minime, génère toutefois des impacts environnementaux positifs. Ces impacts restent, malgré tout, marginaux par rapport aux impacts globaux du système alimentaire de la commune.
- Les magasins ont été incités à adopter des pratiques plus vertueuses en matière de gestion environnementale. Ces incitations sont issues des dynamiques territoriales et de la pression exercée par les consommateurs. Les magasins biologiques mettent en place des efforts plus conséquents. Ces efforts incluent une diminution de consommation énergétique et un recours accru aux énergies renouvelables. Les impacts environnementaux de ces actions sont également négligeables par rapport aux impacts globaux du SAT.
- Les transports des agriculteurs locaux et les impacts associés n'ont pas été modifiés depuis la mise en place du PAT. De plus, les circuits courts présents sur le territoire sont peu efficaces d'un point de vue environnemental. Il n'a pas été possible d'évaluer l'évolution des kilomètres alimentaires en lien avec l'approvisionnement de la ville. Néanmoins, les kilomètres parcourus par les consommateurs ont diminué, et cela notamment grâce à un usage plus important du vélo pour faire leurs courses, réduisant ainsi l'impact du SAT. L'hypothèse en lien avec le transport, consistant à penser que la reterritorialisation permet de diminuer les kilomètres alimentaires et ainsi diminuer l'impact environnemental, ne peut être que partiellement confirmée dans ce cas d'étude.

- Les habitants déclarent avoir significativement changé leurs régimes alimentaires en faveur d'aliments moins transformés, moins carnés, d'avantage d'origine biologique et plus locaux. Une majorité des répondants affirment être influencés dans cette démarche par les politiques et les dynamiques locales. Cette modification est par ailleurs la source majeure de la réduction de l'impact du SAT à la suite de la mise en place du PAT.

En complément des impacts environnementaux positifs, l'étude Syalinnov, menée en parallèle par des chercheurs de Sup-Agro Montpellier, a pu démontrer que 80 % des habitants interrogés considèrent avoir la capacité d'influencer les politiques locales. Un quart des répondants pensent déjà le faire concrètement en participant aux actions du PAT. De plus, les actions du PAT ont contribué à créer du lien social pour un quart des personnes participant aux activités de la MEAD.

L'analyse du cycle de vie territoriale utilisée a permis de quantifier les conséquences environnementales positives partiellement ou entièrement induites par les dispositifs d'action publique alimentaires et locales telles que les PAT. L'ensemble des changements observés sur cinq ans a généré des économies en termes de consommation d'eau, de pétrole, de terres et d'émission de GES. Prenons plus concrètement l'exemple de l'usage des terres, les modélisations estiment que les changements menés ont pu libérer une surface équivalente à un quart de la commune. Concernant les GES, la réduction impulsée notamment par les consommateurs a économisé presque autant d'émissions qu'en émet le secteur tertiaire de la commune (Scope 2 des données Cigale d'AtmoSud pour 2021).

Cette analyse démontre que dans le cas d'un territoire peu agricole et très urbanisé, les actions de sensibilisation à l'alimentation durable et les changements de comportements alimentaires associés génèrent une proportion considérable de réduction des impacts. Ces conclusions soulignent la nécessité élevée de modifier les pratiques des ménages dans les territoires urbains pour s'engager dans la transition écologique. Ces changements contribuent aux objectifs environnementaux fixés par le PCAET de l'agglomération ainsi qu'aux objectifs nationaux. À titre d'exemple, afin d'atteindre l'objectif de l'empreinte carbone de 2 tCO₂eq/personne/an, fixé par l'Accord de Paris, le rapport « Faire sa part » du cabinet Carbone 4 (Dugast et al., 2019) estime que les consommateurs devraient diminuer leur empreinte alimentaire de 0,6 tCO₂eq et l'action collective devrait de surcroît la faire baisser de 0,8 tCO₂eq supplémentaires. La diminution observée dans la commune de Mouans-Sartoux, se situant entre 0,3 et 0,4 tCO₂eq, contribue par conséquent à cet objectif. Nous soulignons toutefois que des efforts supplémentaires restent encore à fournir.

Cette étude apporte de nouveaux arguments au débat scientifique sur les avantages environnementaux des systèmes alimentaires locaux et des chaînes d'approvisionnement plus courtes (Chiffolleau, 2015; Chiffolleau & Dourian, 2020; Malak-Rawlikowska et al., 2019). Elle dévoile

également que les circuits courts présents sur le territoire ne représentent pas d'avantages environnementaux significatifs en prenant en compte uniquement l'étape du transport. Ces résultats sont en cohérence avec les études précédentes (Farmery et al., 2015; Loiseau et al., 2020; Majewski et al., 2020) démontrant une efficacité environnementale relativement satisfaisante des circuits longs en ce qui concerne la phase du transport. Néanmoins, la contribution de l'impact des transports liée aux livraisons des agriculteurs locaux représente moins de 0,1 % de l'impact global du SAT de Mouans-Sartoux. Il convient donc de questionner la pertinence d'agir sur la performance des circuits locaux de distribution par rapport à d'autres actions potentiellement plus rentables en termes de gains environnementaux.

L'adaptation du cadre de l'analyse du cycle de vie territoriale aux SAT s'est révélée pertinente pour évaluer des politiques alimentaires locales de façon systémique. Cette méthodologie a ainsi la capacité à être employée dans d'autres évaluations de politiques environnementales intégrales à méso-échelle. L'utilisation de cette méthode souligne également l'importance d'approfondir les réflexions basées sur le cycle de vie dans l'évaluation des politiques publiques afin d'intégrer les externalités qui se manifestent au-delà du cadre local. Ceci est particulièrement crucial pour les zones urbaines ou les pays industrialisés avec une part de production délocalisée élevée.

Cependant, des améliorations sont envisageables. La première concerne la méthode ACV en elle-même. Il s'agit, en particulier, d'évaluer les impacts environnementaux associés à l'agriculture biologique et d'intégrer des indicateurs de biodiversité. Ce mode de culture utilise moins d'intrants que l'agriculture conventionnelle, mais les rendements y sont en général plus faibles. Ces spécificités doivent être mieux étalonnées dans les bases de données utilisées en ACV. Par ailleurs, malgré un large éventail d'impacts évalués par la méthode ACV, aucun indicateur n'évalue précisément la biodiversité. Celle-ci fait pourtant partie des indicateurs environnementaux majeurs, dont la limite planétaire est dépassée. La deuxième source d'amélioration éventuelle concerne le protocole scientifique que nous avons mis en œuvre et notamment le recours à des enquêtes. Les réponses à des questionnaires déclaratifs présentent des biais car les répondants ont tendance à surévaluer leurs performances. Par ailleurs, l'échantillon relativement petit appelle à un usage prudent de son extrapolation à la population globale. Malgré le soin apporté à la représentativité de l'échantillon, cette approche demeure perfectible.

En dépit de ces limites méthodologiques, la présente étude contribue à une meilleure compréhension de l'impact environnemental des politiques de reterritorialisation actuelles. Dans le PAT étudié, et cela, malgré une faible augmentation du potentiel nourricier à la suite de la mise en place du PAT, les actions mises en œuvre montrent d'ores et déjà sur un temps relativement court

des impacts environnementaux positifs. Ces conclusions laissent présager que le potentiel des PAT est non-négligeable en termes de conséquences environnementales.

4.3 ÉLABORATION DE SCENARIOS PROSPECTIFS DE TRANSITION AGROALIMENTAIRE A FAIBLES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

La plupart des PAT émergents ont encore mis en place peu d'actions opérationnelles (Terres en ville, 2020). En complément d'un diagnostic rétrospectif traité dans la section 4.1, une prospective territoriale peut être menée afin d'estimer l'impact potentiel des changements souhaités, des initiatives ou des politiques prévues dans les plans d'actions locaux.

Les PAT ou les dispositifs de reterritorialisation définissent rarement des objectifs environnementaux précis ainsi qu'une prospective environnementale de leurs systèmes territoriaux. Jusqu'à présent, ce sont surtout les instances gouvernementales internationales et nationales qui fixent des objectifs de durabilité tels que celui de la neutralité carbone pour l'ensemble des domaines à l'horizon 2050. Ces objectifs sont par la suite déclinés dans différents documents territoriaux. En France, les objectifs environnementaux figurent surtout dans le SRADDET à l'échelle régionale et les PCAET à l'échelle des EPCI de plus de 20 000 habitants. Pourtant, au niveau local, et en dehors des obligations réglementaires, les autorités appliquent rarement une évaluation environnementale volontaire et systémique pour améliorer leur plan d'action et définir des objectifs environnementaux.

Pour définir une vision de durabilité plus précise, on voit apparaître ces dernières années des scénarios prospectifs à l'échelle nationale ou supranationale. À ce jour, ces scénarios demeurent peu territorialisés ou sont rarement mis en œuvre par les régions ou les collectivités territoriales. Dans cette section, nous expérimentons l'approche du cycle de vie territoriale développée pour une planification environnementale territoriale et prospective. La méthodologie est appliquée uniquement au cas du département du Finistère. Ce choix découle de la diversité des activités agroalimentaires de ce territoire, offrant ainsi une gamme plus large de scénarios envisageables par rapport à celui de Mouans-Sartoux.

Le contenu de cette section est organisé en quatre parties. Tout d'abord, elle expose les principaux scénarios prospectifs retrouvés dans la littérature concernant la transition des systèmes alimentaires vers davantage de durabilité et de résilience, à une échelle européenne ou nationale. Ensuite, elle aborde le choix des stratégies spécifiques et un scénario prospectif qui seront testés sur le département du Finistère via l'ACV-T. Elle présente par la suite une analyse des impacts environnementaux associés au scénario sélectionné. En dernier lieu, ces résultats sont discutés à la

lumière des politiques alimentaires locales, évoquant à la fois la contribution et les limites de la méthodologie employée.

4.3.1 Prospective environnementale et scénarisation existante

De nombreuses organisations académiques et institutionnelles analysent de plus en plus les mesures les plus efficaces pour réduire l'impact de notre système agroalimentaire. Depuis une dizaine d'années, la planification prospective et les scénarios associés sont utilisés pour imaginer des futurs désirables et fixer des objectifs précis (Couturier et al., 2021; Hauck et al., 2019; Qu et al., 2020). Récemment, l'organisation Solagro, spécialisée en ingénierie et en conseil en agroécologie, a comparé seize scénarios prospectifs sur l'utilisation de terres agricoles et l'alimentation. L'objectif principal de ces scénarios est de définir une trajectoire visant à tendre vers un modèle socio-économique durable et neutre en carbone. Ces scénarios ont ainsi pour but d'examiner diverses options de transformation et d'aménagement vers la durabilité (Couturier et al., 2021). Certains de scénarios analysés sont orientés majoritairement vers des développements technologiques tels que le scénario de neutralité carbone du conseil d'agriculture et d'alimentation danois. D'autres sont plus systémiques et multifonctionnels comme le scénario TYFA (dix ans pour l'agroécologie) de l'IDDRI. L'analyse de Solagro conclut que la plupart des scénarios reposent sur la réduction du cheptel dans la production agricole ainsi que la diminution de la consommation des protéines animales dans les habitudes alimentaires. La majorité appelle également à une transformation radicale des pratiques agricoles vers l'agroécologie. Cette analyse comparative révèle que les modalités de mise en œuvre des changements proposés sont variées et, en général, peu détaillées. L'analyse montre également une hétérogénéité des hypothèses utilisées dans chaque scénario et un manque de trajectoires socio-technologiques explicites dans la plupart d'entre eux. Concrètement, les scénarios axés sur la technologie parient sur une augmentation du rendement et de la productivité, l'agriculture intelligente, la bioéconomie et le stockage du carbone pour compenser les émissions qui n'ont pas été évitées. Les scénarios plus systémiques et sociétaux visent plutôt à changer les comportements, en particulier les régimes alimentaires, à réduire les émissions agricoles et à décarboner la chaîne d'approvisionnement. Aucun scénario ne se concentre sur une solution unique, tous appellent à agir sur plusieurs fronts (*Ibid.*).

Parmi les scénarios les plus systémiques, le scénario TYFA (Poux & Aubert, 2018) semble à la fois questionner la production et la consommation, leurs influences sur la santé et la biodiversité et leurs impacts économiques. Son modèle quantitatif, construit à l'échelle européenne pour 2050, propose une transformation profonde de nos systèmes agricoles et alimentaires. Cela inclut l'abandon des pesticides et des engrais de synthèse ainsi que la réduction des importations de protéines végétales.

La production globale baisse tout en maintenant une force exportatrice de céréales et de vin. La production agricole évoluerait vers un modèle plus extensif et circulaire. Une modification profonde des régimes alimentaires est également attendue. Selon les estimations, cet ensemble d'actions permettrait de réduire d'environ 40 % les GES et de mieux préserver les ressources.

Dans le contexte français, Solagro a conduit un exercice similaire en élaborant le scénario Afterres 2050 (Couturier et al., 2016). De la même manière, le scénario est basé sur la modification des régimes alimentaires, la diminution du cheptel bovin, la généralisation de l'agroécologie, la maîtrise de l'artificialisation des terres et le maintien des prairies permanentes. Selon leur modèle MoSUT, ce scénario permettrait de nourrir la totalité de la population française tout en diminuant les émissions de gaz à effet de serre de 50 %, l'utilisation de produits phytosanitaires de 75 % et l'irrigation estivale de 50 %.

Les deux scénarios TYFA et Afterres 2050 sont basés sur un couplage fort entre la production et la consommation. Ils sont théoriquement atteignables, et ceci, sans reposer sur des paris technologiques.

Plus récemment, et en se basant partiellement sur ces scénarios, l'ADEME a élaboré quatre scénarios macroéconomiques conduisant tous à la neutralité carbone de la France en 2050. Ces scénarios traitent tous les secteurs d'activités parmi lesquels le secteur agricole et alimentaire (Barbier et al., 2022). Les quatre scénarios sont les suivants : génération frugale, coopération territoriale, technologies vertes et pari réparateur. Les hypothèses de modification de notre système alimentaire varient fortement selon le scénario proposé. Les deux premiers scénarios ressemblent aux scénarios Afterres ou TYFA, en reposant principalement sur des changements disruptifs liés à nos habitudes alimentaires et de sobriété énergétique. Les deux autres scénarios misent fortement sur l'amélioration technologique et principalement sur le stockage du carbone. Les deux premiers scénarios proposent ainsi de diviser la consommation de protéines animales par 2 ou 3 et d'accroître la conversion à l'agriculture biologique pour atteindre entre 50 et 70 % de la SAU certifiée. Les deux autres proposent également ces types de changements, mais dans des proportions nettement moindres (par exemple la SAU en agriculture biologique < 30 %). Ils limitent ainsi les changements structurels nécessaires tant pour les producteurs alimentaires que pour les consommateurs. Ce faisant, ces deux derniers scénarios présentent un risque accru de dépassement des limites climatiques et des autres limites planétaires.

De nombreuses mesures de ces différents scénarios sont également présentes dans les programmes nationaux de neutralité carbone. Pour la stratégie nationale bas carbone (SNBC) de la France, l'objectif est de réduire les émissions du secteur de l'agriculture et de l'alimentation de 46 % d'ici à 2050 (ministère de la Transition écologique, 2020). Cette stratégie vise principalement à intensifier la

transformation agroécologique grâce au développement de l'agriculture biologique, à l'optimisation de l'usage de l'azote, à l'amélioration de l'autonomie protéique et à l'augmentation de la matière organique des sols. En parallèle, elle prévoit une réduction des pertes et des déchets alimentaires, une amélioration technologique, un développement des énergies renouvelables, une sensibilisation du grand public pour limiter la surconsommation de produits à base de viande, et enfin, une relocalisation de l'agriculture grâce au développement de projets territoriaux.

À l'échelle infranationale, ces mesures se traduisent dans l'ensemble des documents de planification territoriale. Malgré cela, les scénarios n'intègrent peu ou pas la prise en compte des spécificités de chaque territoire. Les variations territoriales des activités agricoles, des infrastructures de transformations et de ventes et les spécificités de la demande alimentaire locale ne sont en général pas considérées. De la même façon, la définition d'objectifs locaux spécifiques (mis à part quelques objectifs régionaux) est, la plupart du temps, absente. Les travaux de recherche démontrent cependant qu'une prospective territoriale est essentielle pour la construction de systèmes alimentaires durables (Delgado, 2023). Inversement, les stratégies de planification locale tiennent compte des spécificités territoriales, mais définissent rarement d'objectifs en cohérence avec les stratégies nationales. Elles n'adoptent pas non plus une approche holistique (David-Benz et al., 2022). Plus concrètement, elles se focalisent majoritairement sur la réduction des impacts directement associés aux principales activités locales et ne considèrent pas d'autres processus en amont et en aval (comme démontré dans les sections précédentes). Néanmoins, une part prépondérante des actions des stratégies internationales et nationales dépend de l'engagement des acteurs locaux pour leur mise en œuvre. À la suite de la construction des scénarios nationaux, l'ADEME appelle ainsi à territorialiser ces scénarios et définir des objectifs locaux.

À ce jour, la territorialisation des scénarios se développe lentement mais quelques exemples peuvent être évoqués. Solagro a par exemple développé une régionalisation de son scénario Aferres2050 sur la région du Centre Val de Loire ou sur une échelle plus petite à travers la territorialisation du scénario sur la métropole de Strasbourg dans le cadre d'un projet collaboratif (Doublet & Couturier, 2016). A l'échelle régionale, le cabinet Utopies a également mené un diagnostic et une prospective du système alimentaire de la région PACA incluant les impacts environnementaux (Utopies, 2022).

Bien que ces scénarios complets fournissent une vision claire des systèmes alimentaires territoriaux, la vision du cycle de vie est souvent absente. De plus, leur mise en œuvre est aujourd'hui relativement chronophage et complexe. L'objectif de cette dernière partie est ainsi de valider si l'approche d'ACV-T développée permet de contribuer à une telle scénarisation territoriale en évaluant les impacts environnementaux des stratégies à mener.

4.3.2 Méthodologie de prospective environnementale du Finistère via l'ACV-T

À notre connaissance, la définition de scénarios prospectifs du système alimentaire territorial du Finistère n'a jamais été menée. Pourtant, certains objectifs environnementaux sont définis à l'échelle régionale. À ce titre, le SRADDET (Région Bretagne, 2021) vise à diminuer les émissions de GES agricoles de 34 % d'ici 2040 et la consommation d'énergie du secteur agricole de 7 % d'ici 2050. Ces réductions ne prennent en compte que les impacts directs. Plus précisément il s'agit des scopes 1 et 2 des inventaires de GES et des consommations directes d'énergie. Elles ne couvrent donc pas les autres conséquences cachées liées à l'importation de l'alimentation animale ou des intrants agricoles, qui peuvent être conséquentes (section 4.1.5). Concernant les intrants utilisés en agriculture et leur pollution diffuse, le plan régional vise l'arrêt de l'usage de pesticides de synthèse d'ici 2040. Les actions à développer sont le développement de l'agriculture biologique ainsi que d'autres mesures agroécologiques que nous ne détaillerons pas ici.

Concernant le PAT du département, il n'y a pas d'objectifs environnementaux évoqués (Conseil départemental du Finistère, 2017a). En plus du PAT départemental, huit autres communes du département ont initié leur propre PAT (RnPAT, 2023). Leurs objectifs incluent l'éducation à l'alimentation durable, le développement de l'agriculture urbaine, la réduction du gaspillage alimentaire et le soutien aux acteurs agroalimentaires locaux. Tous mentionnent un objectif visant à améliorer la durabilité locale et à réduire l'impact environnemental. Pourtant, aucun indicateur d'impact environnemental, ni aucun objectif prospectif, ne sont inclus dans les feuilles de route disponibles publiquement. On peut craindre que ce manque d'évaluation à ce niveau départemental empêche d'anticiper, de quantifier et d'ajuster les conséquences environnementales de différentes stratégies locales et leur contribution aux objectifs régionaux et nationaux.

À partir de la littérature existante sur les scénarios prospectifs, nous proposons un scénario exploratoire pour analyser la contribution de notre méthodologie d'ACV-T à la planification territoriale prospective. Nous nous sommes appuyés pour cela sur les scénarios de l'ADEME Transition(s) 2050 (Barbier et al., 2022), le scénario agricole français Afterres 2050 (Solagro, 2016) et le scénario agroécologique européen TYFA (Poux & Aubert, 2018).

Un seul scénario a été élaboré et testé pour cette première évaluation en développant cinq principales stratégies sectorielles ou changements à engager. Chacune de ces cinq stratégies s'appuie sur les mesures incluses dans tous les scénarios modèles internationaux et nationaux, et est déployée individuellement pour estimer son effet de manière isolée. Les stratégies testées comprennent la modification de cinq composantes majeures des systèmes alimentaires territoriaux : i) la transformation de l'agriculture locale, ii) l'utilisation de l'énergie dans l'industrie agroalimentaire,

iii) la réduction du gaspillage alimentaire tout au long de la chaîne agroalimentaire, iv) les changements dans les régimes alimentaires des consommateurs et v) la relocalisation d'une partie de la production destinée à l'export pour une commercialisation et une consommation locale.

Les cinq stratégies sont décrites comme suit:

1. La première stratégie S1 repose sur la promotion des pratiques agroécologiques pour l'agriculture locale. Une transformation agroécologique est un point essentiel de chaque scénario étudié et figure en tête des listes d'actions nationales et régionales. Étant un département agricole stratégique, la transformation du système agricole du Finistère vers une alternative plus durable est nécessaire. Bien que l'*agroécologie* regroupe de multiples définitions, nous analysons la conversion à l'agriculture biologique et à l'élevage extensif pour le bétail. L'agriculture biologique est la seule pratique agricole agroécologique certifiée répondant à des spécifications réglementaires précises. Ceci en permet une évaluation spécifique par l'ACV-T. Découlant d'objectifs de scénarios tels qu'Afterres 2050, cette stratégie examine l'impact de la conversion à 40 % de la production conventionnelle locale en agriculture biologique. Cependant, l'agriculture biologique ou l'élevage en plein air nécessitent davantage de terres en raison de pratiques plus extensives. Ceci implique une réduction du cheptel. L'hypothèse d'une réduction de 40 % du cheptel actuel est donc retenue. Cette réduction est similaire à celle des scénarios tels que TYFA ou Afterres2050.
2. La deuxième stratégie S2 repose sur la modification des régimes alimentaires de la population locale vers des modèles plus sains et plus durables. Une telle transformation est omniprésente dans chaque scénario étudié ainsi que dans les agendas politiques locaux. Elle y est toutefois proposée sans objectifs spécifiques. Une telle modification est également amplement évoquée dans la recherche sur la durabilité alimentaire, considérant les régimes alimentaires actuels comme non durables (Poore & Nemecek, 2018). Les changements de consommation proposés sont basés sur le scénario national de changement des régimes alimentaires d'Afterres 2050 (Solagro, 2016). Ce dernier, qui prend en compte des recommandations nutritionnelles, comprend une augmentation de la consommation des fruits et légumes, des céréales complètes et des légumineuses, et une diminution de produits d'origine animale, principalement la viande rouge, et les boissons transformées, y compris l'alcool. Une réduction des aliments ultra-transformés est également modélisée, bien qu'elle ne soit pas mentionnée dans le scénario Afterres2050. Les quantités d'augmentation ou de diminution sont données dans le Tableau 11.
3. La troisième stratégie S3 modélise la stratégie énergétique de l'industrie alimentaire, qui, grâce à des mesures d'optimisation et d'efficacité, réduirait la consommation d'énergie dans

le secteur de la transformation et la distribution alimentaire. La réduction de 20 % est retenue, comme dans le scénario « coopération territoriale » de l'ADEME Transition(s) 2050.

4. La stratégie S4 concerne la réduction des pertes et du gaspillage alimentaire, qui est également une solution présente dans tous les scénarios prospectifs alimentaires analysés. Le gaspillage alimentaire est par ailleurs fortement pris en compte par la réglementation nationale (loi AGEC) et constitue l'une des principales mesures traitées par les PAT. Au niveau national, les pertes et le gaspillage alimentaire représentent environ 18 % de la production alimentaire, avec un pourcentage plus élevé pour les fruits et légumes et une proportion plus faible pour les produits d'origine animale (ADEME, 2016). Conformément au scénario ADEME Transition(s) 2050, TYFA et Afterres 2050, le scénario teste la réduction de 50 % du gaspillage alimentaire pour les producteurs et les consommateurs.
5. La dernière stratégie S5 évalue l'impact de la relocalisation (ou plutôt de la réorientation) de productions majeures vers une commercialisation sur le territoire. Vu la quantité conséquente de la production du Finistère, la stratégie propose que la totalité des produits à base de porc, de viande rouge, de produits laitiers et de légumes consommés sur le territoire proviennent de la production locale. Une telle stratégie conduit à diminuer les flux de ces produits dans les produits importés ainsi que dans les flux exportés. En moyenne, cela correspond à environ 11 % de la production locale actuelle qui peut être réorientée vers la commercialisation locale afin de répondre entièrement aux besoins alimentaires des habitants pour les filières en question. Concernant le transport, l'analyse enlève le transport en bateau et en train et maintient uniquement le transport routier en faisant l'hypothèse de la même optimisation de ces nouveaux circuits de distribution que dans les circuits conventionnels. En effet, l'hétérogénéité des circuits et précisément des circuits courts ne permet pas de modéliser correctement la diversité des circuits de transport.

Pour le scénario global, les cinq stratégies sont fusionnées en prenant en compte leurs interactions. À titre d'exemple, la stratégie de relocalisation intègre les modifications apportées dans les autres scénarios tels que les changements des régimes alimentaires, la réduction du cheptel ou le gaspillage alimentaire, etc. Dès lors, à la suite des interactions entre les paramètres des différents scénarios, l'impact du scénario global ne correspondra pas à la somme des impacts des stratégies analysées. Les hypothèses du scénario et les objectifs quantitatifs de chaque stratégie sont résumés dans le Tableau 11.

Tableau 11. Stratégies sectorielles évaluées dans le scénario prospectif du système alimentaire du Finistère et les scénarios et leurs objectifs utilisés pour les construire

N° DE STRATEGIE	STRATEGIE	HYPOTHESES	OBJECTIFS	SCENARIO MODELE
S1	Agroécologie	Conversion en bio ou en systèmes extensifs	+40 %	Afterres 2050 TYFA
		Réduction du cheptel et de la pêche	-40 %	Afterres 2050 TYFA
S2	Changement des régimes alimentaires	Fruits et légumes & céréales complètes	+20 %	Afterres 2050
		Fruits et légumes secs	+300 %	
		Poisson & fruits de mer	-70 %	
		Viande & produits laitiers	-50 %	
		Produits ultra-transformés	-50 %	
S3	Efficacité énergétique de l'IAA	Réduction de consommation d'électricité et de gaz	-20 %	ADEME Transition(s) 2050
S4	Réduction du gaspillage alimentaire	Réduction du gaspillage tout au long de la chaîne	-50 %	ADEME Transition(s) 2050
S5	Relocalisation	Réorientation d'une partie de la production locale orientée export pour la consommation locale	+11 %	Maximum possible

Quatre indicateurs sont quantifiés afin de simplifier l'analyse. Pour inclure les objectifs environnementaux locaux en termes de diminution d'usage des pesticides de synthèse, un indicateur des effets toxicologiques pour la santé humaine est utilisé à côté des indicateurs du changement climatique, de l'usage des terres et de l'épuisement des énergies fossiles. Comme dans la section précédente, la méthode ReCiPe2016 est utilisée pour modéliser l'indicateur de changement climatique et de l'épuisement des énergies fossiles. En complément, la méthode Ecological Scarcity est utilisée pour la modélisation de l'usage des terres et UseTox 2.0 pour les effets toxicologiques sur la santé humaine. L'impact des stratégies proposées et leurs objectifs sont mis en perspective de l'impact global du SAT du Finistère évalué dans la section 4.1 du manuscrit.

4.3.3 Impact des stratégies prospectives à l'échelle territoriale

L'application du scénario prospectif et de ses cinq stratégies constitutives montre une réduction positive de l'impact pour tous les indicateurs analysés, comme le montre la Figure 46.

La stratégie agroécologique S1 affiche les avantages environnementaux les plus conséquents. Ceci est le cas à la fois pour son impact testé individuellement, mais aussi dans sa contribution à l'impact du scénario global représentant entre 61 % et 82 % de la réduction globale. Ce résultat peut être lié à

la contribution particulièrement élevée de l'agriculture locale à l'impact global du SAT. L'indicateur de toxicité humaine affiche la réduction la plus conséquente, suivie de près par les indicateurs d'épuisement des ressources fossiles et de changement climatique. Ils représentent respectivement une diminution de 44 %, 26 % et 24 %. La diminution de l'usage des terres et du changement climatique est principalement due à la réduction de cheptel, et l'indicateur de toxicité humaine diminue principalement en raison de la conversion à des pratiques biologiques, mais aussi grâce à la réduction du cheptel.

La stratégie de relocalisation S5, appliquée individuellement toutes choses égales par ailleurs, constitue la deuxième stratégie la plus importante en termes de diminution de l'impact. Ceci est quasiment entièrement dû à la diminution des flux des produits importés concernant les produits à présent consommés localement et dont l'impact est alloué aux producteurs. Il s'agit particulièrement de la viande rouge et du lait qui génèrent une réduction globale de 10 et 11 % pour les indicateurs de l'usage des terres et du changement climatique. La contribution de la diminution du transport dans cette stratégie constitue moins de 1 % de la réduction. Il est toutefois à souligner que cette réduction d'impact est plutôt artificielle. En effet, la réorientation des flux génère une diminution de l'exportation du Finistère et d'autres territoires pourront ainsi se retrouver à augmenter leur production et, par conséquent, leur impact. Néanmoins, malgré l'efficacité artificielle de cette stratégie testée toute chose égale par ailleurs, elle contribue peu à la diminution d'impact du scénario global. De fait, la modification des régimes alimentaires fait préalablement baisser la demande pour les produits concernés et contribue ainsi d'une manière plus significative à réduire ces mêmes impacts.

La stratégie de modification des régimes alimentaires S2 correspond au troisième impact le plus sensible sur tous les indicateurs, avec une réduction allant de 5,84 % à 8,33 % selon la catégorie d'impact. La réduction est davantage marquée pour les indicateurs de l'usage des terres et du changement climatique. L'impact de cette réduction demeure limité au sein de ce système alimentaire territorial, car l'agriculture locale absorbe la majorité de l'impact territorial et joue ainsi un rôle déterminant sur sa réduction.

Les stratégies d'efficacité énergétique de l'industrie agroalimentaire S3 et de réduction des pertes alimentaires S4 génèrent des baisses d'impact inférieures à 3,5 % pour toutes les catégories d'impact. L'efficacité énergétique réduit principalement la dépendance aux ressources énergétiques fossiles, et la réduction des pertes alimentaires agit principalement sur la toxicité humaine.

Dans l'ensemble, les réductions environnementales obtenues sont très disparates en fonction de la stratégie ciblée. La diminution d'impact pour chaque stratégie et notamment la stratégie d'agroécologie démontrent par ailleurs des différences en fonction de l'indicateur observé. Dans la globalité, la plus forte réduction (51 %) est obtenue pour l'indicateur de toxicité (substances

cancérigènes) en raison d'une diminution substantielle de l'utilisation des pesticides et d'autres substances toxiques lors de la phase de production dans la stratégie agroécologique. Les indicateurs d'épuisement des énergies fossiles et du changement climatique montrent une réduction comprise entre 36 et 37 %, et l'indicateur de l'usage des terres diminue de 23 %. Ces résultats sont fortement influencés par la stratégie S1 d'agroécologie. La réduction moins prononcée de l'usage des terres découle d'une augmentation de l'utilisation des terres pour ce scénario du fait de pratiques plus extensives. (Figure 46)

Réduction d'impact environnemental pour le scénario global et les stratégies prospectives du département du Finistère

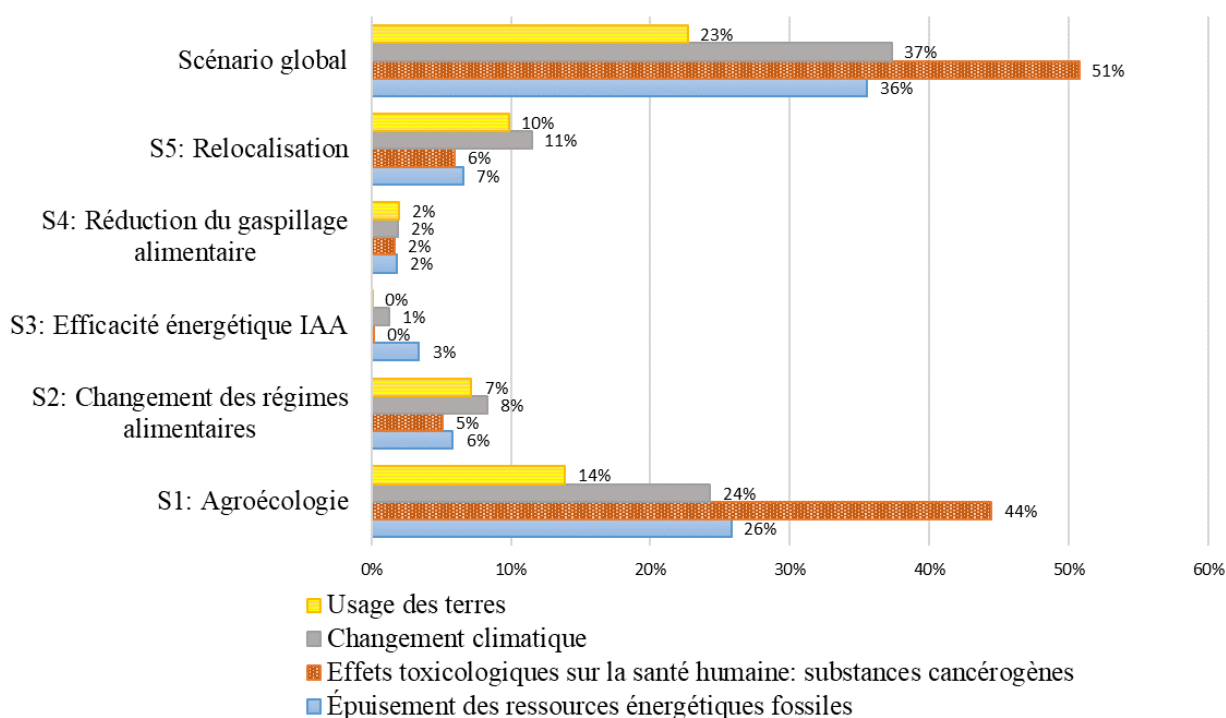


Figure 46. Réduction de l'impact environnemental estimé du scénario prospectif testé ainsi que de ses stratégies sectorielles testées individuellement

Bien qu'il soit délicat d'évaluer l'impact de ces stratégies sur les fonctions territoriales sans une modélisation plus systémique de l'économie et de l'organisation territoriale, nous estimons que les stratégies menées ont le potentiel d'agir positivement sur les fonctions territoriales. Il est estimé que certains services territoriaux demeureront stables ou augmenteront, tels que l'indicateur de biodiversité lié aux pratiques agricoles plus extensives et à la libération de l'usage des terres. Concernant l'indicateur d'autonomie potentielle, celui-ci reste inchangé. Le Tableau 12 montre de nouvelles quantités produites et consommées si ce scénario prospectif est mis en œuvre. Le tableau présente les quantités exportées et les résultats sur l'autonomie alimentaire du territoire. On y remarque que la réduction du cheptel n'influence pas l'autonomie alimentaire potentielle du

département, mais modifie son potentiel d'exportation. Malgré la relocalisation et la réduction de la production agroécologique, certaines productions restent extrêmement élevées, comme la production porcine dont les quantités produites dans le cadre du scénario sont 34 fois supérieures aux besoins en consommation locale.

Chapitre IV. Analyses environnementales des systèmes alimentaires territoriaux

Tableau 12. Quantités de production agricoles et la consommation alimentaire actuelles ainsi que les estimations utilisées pour le scénario prospectif

Productions majeures dans le Finistère	Situation actuelle					Scénario		
	Quantité produite	Quantité vendue localement	Quantité exportée (France ou l'étranger)	Quantité consommée par la population locale	% de la consommation locale produite localement	Nouvelle quantité produite	Nouvelle quantité consommée par la population locale	Nouvelle quantité exportée
Légumes	250 051 000	15 189 938	234 861 062	83 173 172	18,26 %	250 051 000	99 807 806	150 243 194
Fruits	2 508 000	1 114 320	1 393 680	44 671 021	2,49 %	2 508 000	53 605 225	quantité produite insuffisante
Lait	114 440 000	2 716 601	111 723 399	56 195 895	4,83 %	69 431 115	28 097 948	41 333 167
Volaille	23 690 000	751 696	22 938 304	11 552 800	6,51 %	14 071 860	5 776 400	8 295 460
Bœuf	30 700 000	1 055 691	29 644 309	15 575 756	6,78 %	18 235 800	7 787 878	10 447 922
Porc	427 700 000	14 712 880	412 987 120	14 838 030	99,16 %	254 053 800	7 419 015	246 634 785
Poisson	189 118 000	NA	NA	12 477 283	NA	112 336 290	3 743 185	108 593 105

4.3.4 Discussion & conclusion : l'impact potentiel, les implications et les limites restantes

L'application de l'ACV-T pour un scénario prospectif permet d'identifier les principales stratégies et changements à potentiel environnemental élevé. Le caractère réaliste de ces stratégies sélectionnées doit toutefois être discuté en lien avec les objectifs fixés. En effet, contrairement aux objectifs ambitieux fixés par les autorités nationales et locales et les scénarios existants, les changements en cours demeurent peu visibles. À ce titre, malgré l'augmentation conséquente de la production en agriculture biologique dans le Finistère, en 2022, la hausse des prix de l'inflation a diminué la demande de produits biologiques et a donc ralenti la conversion des exploitations sur l'ensemble du territoire français (ministère de l'Agriculture, 2023a). De même, malgré la campagne de sensibilisation nationale et régionale, la proportion d'aliments ultra-transformés dans les régimes alimentaires progresse (Anses, 2017). Enfin, relocaliser une partie de la production exportée afin de répondre à 100 % de la demande locale de certains produits est peu réaliste à l'heure actuelle.

L'objectif de cette application est toutefois de tester l'efficacité de telles mesures, et ainsi, de mieux adapter les plans d'actions locaux. L'analyse entreprise démontre que des mesures fortes envers la transformation des systèmes agricoles et des régimes alimentaires sont à mener pour atteindre des objectifs environnementaux ambitieux tout en maintenant une autonomie alimentaire potentielle forte. Le schéma régional d'aménagement, du développement durable et d'égalité des territoires SRADDET (Région Bretagne, 2021) vise à diminuer les émissions des GES agricoles de 34 % d'ici 2040 et la consommation d'énergie du secteur agricole de 7 % d'ici 2050. Les actions proposées dans le scénario testé aboutissent à une réduction des GES globaux de 37 %, se rapprochant de l'objectif à 2040. Cela implique que les actions proposées dans ces stratégies et les changements aboutis doivent être mis en œuvre d'ici 2040. À la vue des limites précédemment mentionnées, cela peut paraître peu réaliste. Les PAT et les initiatives territoriales similaires doivent par conséquent se saisir de ses enjeux majeurs et orienter les plans d'actions et les politiques d'aménagement vers des initiatives à haut potentiel environnemental avec un suivi des actions mises en place et une évaluation prospective des stratégies planifiées.

Malgré les résultats obtenus pertinents pour les autorités locales, l'application du cadre méthodologique développé à la prospective révèle des difficultés méthodologiques et techniques. On note par exemple que des modélisations de la décarbonation des chaînes d'approvisionnement ou de différents modèles agricoles alternatifs, par exemple l'agroforesterie ou l'agriculture de conservation des sols, n'ont pas été incluses, car elles nécessiteraient une élaboration des modélisations ACV supplémentaires. Ces alternatives sont essentielles pour imaginer le futur du système alimentaire et leur manque de prise en compte représente une limite non-négligeable de cette étude.

Similairement, la modélisation de la relocalisation soulève des problématiques conceptuelles. Cela concerne notamment le fait que, toute chose égale par ailleurs, la diminution de l'impact sur un territoire étudié impliquera son transfert vers d'autres territoires. À l'échelle globale, ce transfert potentiel mène à un jeu à somme nulle en termes d'impact environnemental mondial qui reste à améliorer dans les futures modélisations.

Ainsi, parmi les trois applications de la méthodologie d'ACV-T adaptée dans ce travail (diagnostic, évaluation, prospective), cette ultime application démontre le plus grand nombre des limites méthodologiques.

Ces premiers résultats soulignent toutefois que les approches basées sur l'analyse du cycle de vie, associées à une prospective territoriale, fournissent des perspectives prometteuses pour le développement futur de la planification agroalimentaire territoriale et systémique incluant des enjeux environnementaux. Ainsi, cette adaptation offre une première étape vers l'évaluation environnementale de dispositifs de reterritorialisation des systèmes alimentaires. Elle participe, dans la même mesure, à ajuster et à contextualiser les objectifs nationaux en matière de durabilité environnementale aux spécificités locales. Une telle contextualisation ne figure pour l'instant pas dans les politiques de reterritorialisation des SAT.

4.4 CONCLUSION DU CHAPITRE IV

L'application du cadre méthodologique revisité de l'ACV-T à ces trois utilisations et à deux cas d'étude révèle des conclusions singulières sur les impacts cachés des SAT, les implications environnementales des politiques de reterritorialisation telles que les PAT et la contribution des circuits courts aux impacts des SAT.

Ces résultats mettent en évidence que le diagnostic, l'évaluation des politiques publiques et les scénarios prospectifs des systèmes alimentaires durables peuvent s'appuyer sur des orientations nationales ou supranationales, mais doivent être élaborés à l'échelle locale. Ceci est indispensable pour fixer des objectifs spécifiques et atteignables, adapter les plans d'action locaux, et rendre la transition écologique des territoires plus efficiente.

Les trois applications de la méthodologie font également émerger leurs limites, ouvrant ainsi la voie à de nouvelles perspectives de recherche à approfondir. Dans le Chapitre V, nous développerons ainsi la discussion autour de ces résultats d'un point de vue méthodologique, mais aussi thématique.

5 CHAPITRE V. DISCUSSION GENERALE & PERSPECTIVES DE RECHERCHE

Afin d'améliorer la durabilité des systèmes alimentaires et d'en réduire les impacts, les collectivités locales mettent progressivement en place des politiques de reterritorialisation (Mansfield & Mendes, 2013; Perrin & Soulard, 2017). Bien que la reterritorialisation alimentaire soit progressivement évoquée comme levier majeur de la lutte contre les menaces environnementales, nous ne savons pas précisément évaluer ses potentiels bénéfiques environnementaux. Ces derniers demeurent peu quantifiés dans la recherche académique. De même, les impacts environnementaux sont aujourd'hui peu considérés dans la construction et l'évaluation de dispositifs alimentaires tels que les PAT (Marcadet, 2021). La plupart des méthodes d'évaluation existantes se limitent souvent au recueil d'indicateurs de suivi ou à la comparaison entre circuits courts et circuits longs. Une évaluation environnementale multicritère et systémique des politiques de reterritorialisation, de la fourche à la fourchette, était, à ce jour, absente de la littérature scientifique.

En géographie environnementale ou géographie politique, on constate également un manque d'évaluation environnementale des politiques locales de manière holistique. En effet, depuis les années 1970, et l'émergence de connaissances sur les problématiques environnementales, ces enjeux sont majoritairement traités par la géographie naturelle. Dans le manifeste pour une géographie politique de l'environnement (Chartier & Rodary, 2007, 2016), les auteurs évoquent un manque d'application de la géographie environnementale sous un angle politique. Or, la mondialisation impose aujourd'hui une révision épistémologique de la discipline en incluant l'environnement dans la manière de gérer l'espace et les politiques de développement territorial. Les auteurs appellent donc à élargir le champ de la géographie environnementale en y intégrant les liens entre les impacts environnementaux et leurs origines anthropiques. L'objectif serait ainsi de repolitiser l'étude de l'environnement en remettant en cause le dualisme entre nature et culture présent dans la division des géographies humaine et naturelle. La connexion entre ces deux disciplines conduirait non seulement à un couplage des changements environnementaux et des dynamiques sociétales, mais aussi à une inclusion des dynamiques planétaires à l'organisation des sociétés (Kull & Batterbury, 2016). C'est ce qui est en partie proposé dans ce travail de thèse pluridisciplinaire en liant à la fois l'étude de la gouvernance et de l'organisation territoriale des systèmes alimentaires (« local food planning ») avec leurs impacts environnementaux systémiques. L'objectif fondamental est de répondre à la question de recherche interrogeant les bénéfices et les désavantages environnementaux de politiques de reterritorialisation et de l'organisation territoriale de l'alimentation. Le chapitre présent répond ainsi à ces questions de recherche en lien à la fois avec la méthodologie d'évaluation utilisée ainsi qu'avec les résultats obtenus.

Concrètement, le chapitre revient sur les hypothèses formulées en début de ce manuscrit pour les valider ou les invalider. Pour rappel, ces hypothèses présupposent que : 1) les systèmes alimentaires territoriaux (SAT) génèrent des impacts directs et indirects d'une ampleur conséquente et variable selon les dynamiques territoriales présentes, 2) les PAT, et plus généralement les politiques de reterritorialisation, permettent de diminuer ces impacts environnementaux en comparaison avec le système agroalimentaire dominant mondialisé et 3) la reterritorialisation des systèmes alimentaires présente un fort potentiel dans la transition écologique vers la durabilité et la résilience des territoires et de la planète.

Pour répondre à ces hypothèses, cette thèse emploie une méthodologie basée sur l'Analyse du Cycle de Vie Territoriale (ACV-T). Cette approche globale et multicritère est de surcroît adaptable à différents types de territoires et de temporalités d'un projet territorial. La quatrième hypothèse élaborée dans ce travail vise ainsi à 4) déterminer si l'approche de l'ACV, et en particulier l'adaptation territoriale qui en est proposée ici, permet de combler certaines lacunes identifiées dans les méthodes d'évaluation des SAT existantes. Cela concerne particulièrement sa capacité de quantifier plus précisément l'impact de la reterritorialisation des systèmes alimentaires sur le territoire considéré, mais aussi en dehors de ses frontières.

Pour répondre à ces hypothèses et approfondir les résultats décrits dans le chapitre IV, ce chapitre est organisé en trois sections principales.

La première section consiste en une discussion sur la pertinence de l'ACV-T comme outil d'évaluation environnementale des SAT. Cette section est elle-même divisée en trois parties, chacune analysant la méthodologie d'ACV-T dans ses trois applications : 1) le diagnostic environnemental d'un SAT, 2) l'évaluation ex post d'un PAT et 3) la prospective. Pour commencer, il s'agit de discuter la pertinence de la méthodologie en tant qu'outil de diagnostic environnemental initial de l'ensemble du système alimentaire territorial et d'en hiérarchiser les impacts induits qu'ils soient directs ou indirects. Cela permet de répondre à l'hypothèse H1. Ensuite, la discussion sur son application à une évaluation ex post est abordée afin de quantifier l'efficacité environnementale d'un PAT. Ceci permet d'examiner les hypothèses H2 et H3 sur l'impact des politiques de reterritorialisation et leurs potentiels bénéfiques environnementaux. Enfin, l'emploi de cette méthodologie d'évaluation comme outil de prospective est abordé. Ceci contribue à approfondir l'hypothèse H3 questionnant le potentiel de la reterritorialisation et des SAT à contribuer à une transition écologique. L'ensemble des applications participent à répondre à l'hypothèse H4 axée sur les apports et les limites de l'ACV-T, ou plus généralement de l'ACV, pour l'évaluation des SAT.

Dans la deuxième partie du chapitre, la notion de transition écologique et son lien avec les politiques de reterritorialisation sont traités. Nous revenons sur les conclusions communes obtenues grâce aux

deux territoires d'étude, mais aussi sur les conclusions spécifiques à chacun d'entre eux. Il s'agit de voir dans quelle mesure les résultats obtenus sont généralisables ou spécifiques à chaque territoire. Par la suite, nous discutons la cohérence des stratégies alimentaires locales telles que les PAT par rapport aux résultats environnementaux de cette étude. L'idée est ici d'examiner si les politiques actuelles sont suffisantes pour répondre aux enjeux environnementaux et si elles contribuent aux objectifs de neutralité carbone à l'horizon 2050. Nous analysons également le rôle des autorités locales dans cette transition et évoquons les actions et les recommandations à suivre afin d'augmenter la prise en compte de l'environnement dans les dispositifs de reterritorialisation alimentaire et d'améliorer leur évaluation.

Pour finir, la dernière section de ce chapitre ouvre de nouvelles perspectives de recherche afin de combler une partie des limites non traitées dans ce travail. Cela concerne i) l'amélioration de la précision de la méthode via la création de processus ACV spécifiques au territoire, ii) des développements méthodologiques en lien avec la spatialisation plus complète des résultats, et iii) l'inclusion des concepts de résilience et d'adaptation dans une évaluation de la reterritorialisation des SAT.

5.1 APPORTS ET LIMITES DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE HOLISTIQUE DES SYSTEMES ALIMENTAIRES TERRITORIAUX

Comme souligné dans le chapitre précédent, la méthode d'évaluation développée et déployée dans cette thèse présente de nombreux avantages par rapport aux méthodes existantes. Son approche est à la fois territoriale et globale. Grâce à la prise en compte de l'ensemble du cycle de vie des activités du SAT, elle contribue à obtenir une vision globale d'un système alimentaire territorial et ainsi d'approfondir les connaissances des impacts environnementaux associés au processus de reterritorialisation.

Toutefois, l'ACV, comme toute méthode d'évaluation, présente des limites à prendre en compte lors de l'interprétation des résultats et dans la perspective de recherches futures. Dans les travaux de (Reap et al., 2008a, 2008b), les auteurs identifient une quinzaine de points faibles non résolus en lien avec toutes les étapes de l'ACV. Malgré les améliorations significatives de la méthode depuis la publication de Reap et al. en 2008, certaines de ces limites perdurent et ceci notamment dans son application à l'évaluation territoriale. Cela concerne surtout le fait que l'ACV nécessite le recours à un nombre significatif d'hypothèses et de données dont la précision est parfois faible. Ces limites sont ainsi discutées dans cette section en même temps que des propositions d'amélioration pour les futurs travaux.

5.1.1 Diagnostic environnemental et systémique de l'ensemble des activités des systèmes alimentaires territoriaux

La planification territoriale s'efforce aujourd'hui d'inclure la durabilité des aménagements et particulièrement la durabilité des systèmes alimentaires (Perrin et al., 2016). La réalisation d'un diagnostic agricole et alimentaire correspond à une première étape de cette planification (Bricas et al., 2017; Le Velly & Soulard, 2020). Du fait que des initiatives de reterritorialisation des systèmes alimentaires et des PAT soient relativement récentes, beaucoup se trouvent actuellement à l'étape du diagnostic (Terres en ville, 2020). Les PAT font partie des politiques intégrées incluant l'ensemble des étapes du système alimentaire nécessitant un diagnostic particulièrement large. Pourtant, jusqu'à récemment, la complexité et la diversité des enjeux d'un système alimentaire ont imposé un traitement sectoriel de la question alimentaire. Cette division est présente non seulement dans la recherche, mais aussi dans la mise en place des politiques alimentaires et notamment leurs diagnostics (Brand, Debru, et al., 2017). Progressivement, des approches systémiques incluant tous les maillons du système alimentaire et leur interdépendance se développent dans les études des systèmes alimentaires (Rastoin & Ghersi, 2010). Toutefois, ces approches systémiques récentes n'intègrent à ce jour pas ou peu la question environnementale dans sa complexité. Cette étape

demeure néanmoins cruciale afin de correctement définir des actions à haut potentiel environnemental.

La loi d'Avenir stipule que le diagnostic d'un PAT doit faire un état des lieux de la production agricole et alimentaire locale en identifiant les enjeux socio-économiques et environnementaux du territoire (ministère de l'Agriculture, 2022a). Les actions définies devraient répondre aux problématiques identifiées ou donner un cadre ou un soutien aux initiatives territoriales qui répondent à ces problématiques. L'approche systémique y est encouragée. Selon cette définition, l'environnement doit faire partie intégrante des projets. En pratique, les porteurs déclarent des difficultés à définir clairement les enjeux environnementaux et les actions environnementales à mener (Marcadet, 2021). Ainsi, les actions et les stratégies mises en œuvre peuvent être définies sans toujours prévoir d'évaluer les conséquences en matière de durabilité (Bricas et al., 2017).

Même les politiques nécessitant une évaluation environnementale stratégique telles que les PCAET n'incluent pas l'évaluation systémique des questions agroalimentaires. À ce titre, leurs analyses environnementales se concentrent sur les enjeux environnementaux du territoire et le calcul des GES des scope 1 et scope 2 uniquement (CEREMA, 2017). Cette approche exclut ainsi une partie significative des impacts indirects liés à la consommation et ceci notamment pour les territoires urbains dont les approvisionnements alimentaires sont pour la majorité délocalisés.

Notre état de l'art montre que les méthodes existantes pour mettre en œuvre un diagnostic systémique des enjeux environnementaux des SAT et des PAT sont rares et majoritairement sectorielles d'un point de vue des activités ou des indicateurs. Les études plus systémiques existent, mais la plupart s'appuient sur des indicateurs de suivi (Brand, Bricas, et al., 2017). Il s'agit par exemple de l'indicateur du nombre de repas végétariens dans le menu scolaire ou du pourcentage de la SAU en agriculture biologique (Allen et al., 2014; FAO, 2019). Ces indicateurs ne renseignent pas directement et quantitativement des impacts environnementaux générés ou réduits par telle ou telle action publique.

Cette thèse propose une approche novatrice d'un diagnostic environnemental et systémique d'un SAT. L'objectif est de comprendre plus concrètement les activités contribuant fortement à l'impact global et ensuite identifier les actions pour les réduire. L'approche développée présente par conséquent plusieurs avantages par rapport aux méthodes existantes tout en dévoilant certaines de ses limites.

5.1.1.1 Intérêt de l'approche systémique dans les évaluations territoriales

Le principal apport de l'approche systémique utilisée, par rapport aux méthodes d'évaluation des SAT existantes, est la prise en compte de la responsabilité globale du territoire. Cela inclut à la fois la prise en compte de l'ensemble des activités du territoire, y compris les activités liées à la consommation, mais aussi les impacts indirects qui ont lieu en dehors du territoire d'étude. Ces impacts directs et indirects sont par ailleurs évalués par une multitude d'indicateurs environnementaux rendant compte de la globalité des impacts et pas seulement des émissions de GES comme c'est fréquemment le cas. De tels avantages ont déjà été avancés dans la recherche, notamment dans le domaine agroalimentaire. Pourtant, cette démarche n'a jamais été appliquée à l'étude des impacts environnementaux associés à un SAT. Nous décrivons ainsi dans cette section dans quelle mesure ces avantages mènent à des conclusions inattendues pour un diagnostic de PAT ou plus généralement de SAT.

L'approche de la responsabilité globale, incluant les activités des consommateurs et les approvisionnements alimentaires, présente un avantage incontestable sur le territoire de Mouans-Sartoux. Sans la prise en compte des activités en lien avec la consommation, l'ampleur des impacts environnementaux du SAT de Mouans-Sartoux diminuerait en moyenne de 95 %. Une telle approche justifie la nécessité de poursuivre et d'évaluer les initiatives portant à la fois sur la production et la consommation. Cette prise en compte essentielle des activités des consommateurs a déjà été confirmée dans plusieurs études agroalimentaires précédentes (De Laurentiis et al., 2019; Larsen & Hertwich, 2009). Elle n'a toutefois été que très peu mise en relation avec les impacts des activités agricoles ou d'autres activités des systèmes alimentaires sauf dans des cas singuliers (Benis & Ferrão, 2016; Poore & Nemecek, 2018). Cela prouve en outre que les territoires non-agricoles tels que les territoires urbains peuvent jouer un rôle significatif dans la diminution des impacts environnementaux des systèmes agroalimentaires d'autres territoires. Cette diminution peut se faire non seulement à travers la relocalisation, mais également via le changement des régimes alimentaires locaux qui façonnent, par conséquent, les approvisionnements alimentaires de la ville. Dans le cas du Finistère également, et malgré une forte autonomie alimentaire potentielle, l'approche montre que les impacts des produits importés pour la consommation locale est significative. Les impacts des produits commercialisés en circuits courts sur le territoire restent minoritaires. On estime que le territoire importe une large proportion des produits consommés localement et exporte l'essentiel de sa production, augmentant ainsi les impacts directs et indirects liés à son territoire. Ces conclusions confirment l'hypothèse, depuis longtemps émise par certains chercheurs, d'effets environnementaux néfastes des systèmes territoriaux mondialisés et déconnectés de la consommation alimentaire (Gaigné, 2011; Morgan & Santo, 2018).

Deuxièmement, l'importance de considérer l'ensemble des flux environnementaux indirects grâce à l'ACV-T a déjà été démontrée par des applications précédentes (Loiseau et al., 2014). Les chercheurs y dévoilent que la majorité des impacts du territoire est localisée off-situ, quelle que soit l'activité. Dans nos deux cas d'étude, le diagnostic de l'ACV-T, prenant en compte les flux intra-territoriaux, facilite la compréhension des sources d'impact des activités territoriales ainsi que des produits importés. L'approche permet également de remonter partiellement à l'origine des impacts.

Pour Mouans-Sartoux, cette identification facilite la définition des sources d'impacts à éviter ou à diminuer lors du processus de relocalisation de la production. Ceci permet de minimiser le transfert d'impact sur le territoire. Il concourt également à accepter que certains impacts ne puissent pas être entièrement évités tels que les émissions de méthane biogénique provenant de l'élevage ou de l'usage agricole du sol. Cette analyse des sources indirectes donne également des éléments concrets pour les décideurs locaux. Ceci permet, par exemple, d'orienter la sensibilisation des populations et la définition des menus dans les cantines municipales. À titre d'illustration, des produits ultra-transformés basés sur le chocolat, et plus particulièrement ceux incluant du cacao provenant des pays soumis au risque de déforestation, devraient faire partie des produits dont la consommation est à réduire et à remplacer.

Dans les deux cas d'étude, et particulièrement pour le Finistère, bien que sa production et ses capacités exportatrices soient substantielles, l'inclusion des impacts indirects dévoile que les SAT sont à l'origine de multiples menaces au-delà des territoires concernés. L'usage des énergies fossiles importées pour l'industrie agricole détruit les écosystèmes et la biodiversité des pays exportateurs (Butt et al., 2013), l'importation de l'alimentation animale contribue à dégrader les sols et la biodiversité des forêts d'Amérique Latine (Martínez-Valderrama et al., 2021). De même, l'usage des pesticides pour la culture des produits et céréales importés, ainsi que leur fabrication, génèrent des problématiques environnementales pour les pays producteurs (Van Maele-Fabry et al., 2006). L'ensemble de ces éléments indirects sont, à ce jour, peu considérés dans la construction des politiques alimentaires locales. Ces politiques de reterritorialisation s'intéressent surtout à la relocalisation de « premier plan », incluant la production ou la transformation alimentaire et négligeant les impacts associés aux matières premières utilisées (Callois, 2020). Ces analyses confirment l'intérêt d'inclure davantage le concept d'écologie territoriale dans les analyses, et plus particulièrement dans les études sur les métabolismes urbains, participant à la fois à diminuer les impacts sur les territoires éloignés ainsi qu'à mieux valoriser les ressources locales (Barles, 2014).

En dernier ressort, depuis de nombreuses années, les scientifiques soulignent l'importance d'évaluer d'autres impacts environnementaux que le changement climatique. Ceci est crucial, non seulement pour maintenir la rigueur scientifique, mais aussi et surtout pour ensuite mettre en place des actions

adaptées et efficaces (Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2015). Les méthodes d'ACV offrent cette possibilité en quantifiant une dizaine de catégories d'impacts ainsi que leurs sources d'impact associées.

Dans le diagnostic de Mouans-Sartoux, la prise en compte de plusieurs indicateurs environnementaux met en évidence les impacts considérables du transport des consommateurs sur l'épuisement des ressources fossiles et minérales, ce qui limite la disponibilité de ces ressources non-renouvelables pour les générations futures. En outre, les résultats démontrent l'impact de la consommation d'électricité de la distribution alimentaire sur l'indicateur de radiation ionisante correspondant aux effets des déchets radioactifs et de la radioactivité sur la santé humaine.

Dans le cas du Finistère, alors que l'agriculture locale absorbe la majorité des impacts pour tous les indicateurs, l'impact de l'industrie et des produits importés est plus important pour les indicateurs de toxicité et d'épuisement des ressources. Ceux-ci contribuent à une contamination potentielle des écosystèmes et à l'appauvrissement des ressources naturelles. Nous soulignons donc la nécessité d'adapter les actions en prenant en compte cette complexité.

Cette évaluation élargie ouvre de nouvelles perspectives pour la recherche. De fait, les études pointant du doigt les désavantages environnementaux des circuits courts s'appuient largement sur leur empreinte carbone ou la consommation énergétique (Farmery et al., 2015; Majewski et al., 2020; Pérez-Neira & Grollmus-Venegas, 2018; Rizet & Keita, 2005). Elles omettent ainsi les impacts en lien avec l'épuisement des ressources qui ne sont pas à négliger pour le transport comme l'a montré ce travail. Ce même constat est observé pour une partie des diagnostics et des évaluations actuelles des SAT tels que le « Barcelona challenge toolkit » entièrement basé sur l'évaluation des actions menées par les collectivités en termes d'émissions de GES.

En examinant l'ensemble des indicateurs d'évaluation environnementale des SAT présentés dans le Chapitre II (section 2.4.1), il est possible de constater que la méthode d'ACV est capable de prendre en compte la quasi-totalité de ces indicateurs modélisables (méthode EF) (Figure 47). L'ACV englobe des impacts liés non seulement aux émissions de gaz à effet de serre, mais aussi aux pollutions de l'eau et du sol, ainsi qu'à la consommation des ressources. Alors que l'ACV modélise uniquement des indicateurs d'impact, les impacts évalués répondent à la vaste majorité des indicateurs présents dans ces méthodes tous types confondus (indicateurs de forces motrices, de pression, d'état, d'impact ou de réponse). Elle est ainsi capable de regrouper une multitude d'indicateurs et de les traduire en impacts quantifiables. Cela permet de comprendre les répercussions liées aux forces motrices, aux pressions exercées sur les SAT et aux réponses apportées par les collectivités par le biais de la quantification de leur impact. À ce titre, il est par exemple envisageable d'évaluer l'impact de l'introduction de menus végétariens ou de la diminution du gaspillage alimentaire. La méthode EF3.0, utilisée dans notre partie diagnostic, comprend également les indicateurs d'impact tels que la

pollution de l'air, la radioactivité et la toxicité qui sont rarement présents voire absents de la plupart des méthodes existantes. Ces indicateurs sont toutefois importants, car ils mettent en lumière les conséquences de la pression exercée sur le milieu environnemental par les pesticides, les transports, les intrants ou les énergies utilisés. Néanmoins, une partie des indicateurs de biodiversité n'est aujourd'hui pas traitée dans l'ACV de par la complexité de leur modélisation. Par exemple, quantifier l'impact de la valorisation du patrimoine génétique ou d'autres répercussions sur la biodiversité tout au long du cycle de vie représente un défi méthodologique considérable.

Chapitre V. Discussion générale & perspectives de recherche

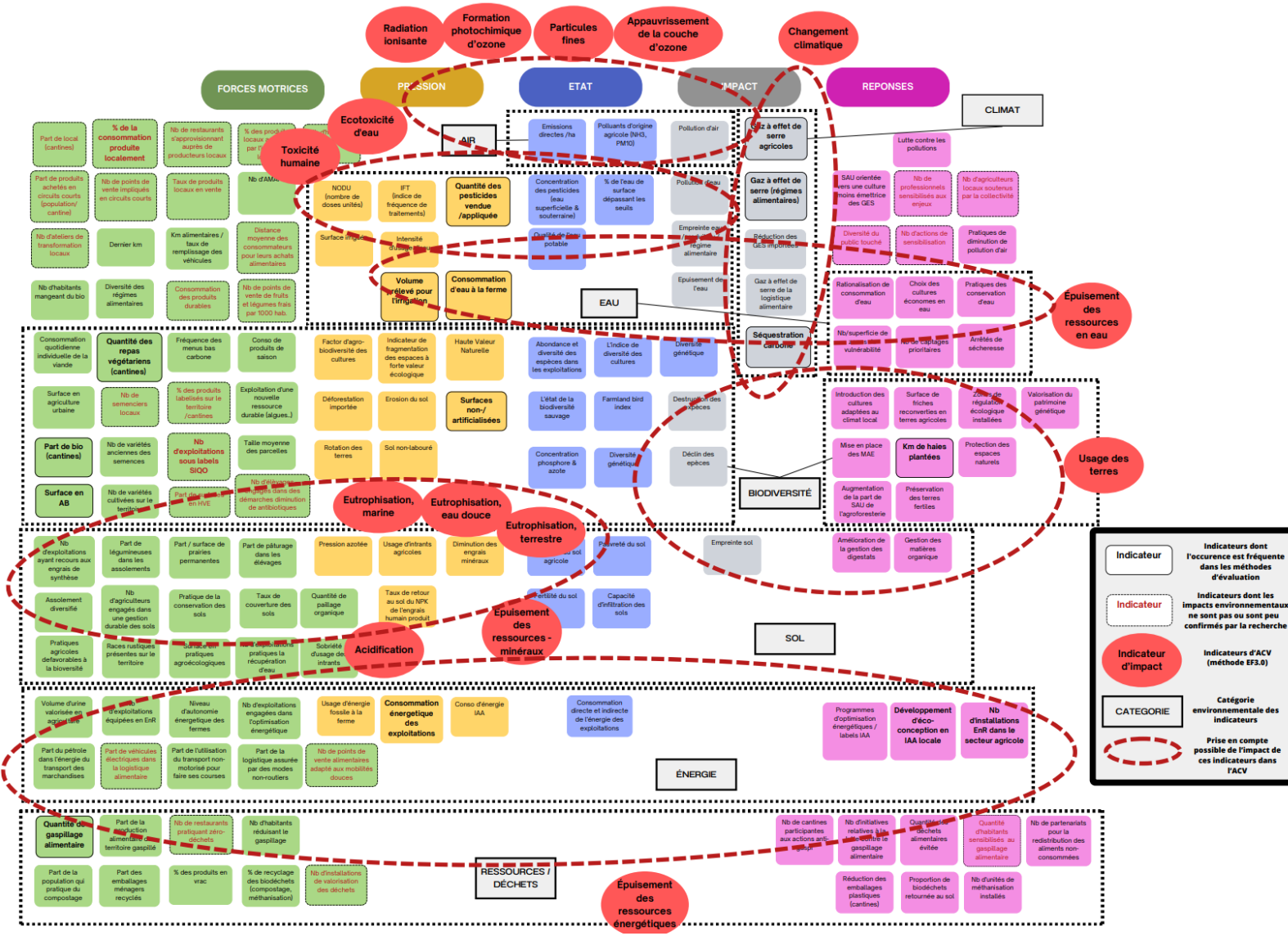


Figure 47. Couverture des indicateurs existants par les indicateurs d'impact de l'ACV (méthode EF3.0)

La méthodologie employée permet de dépasser la vision exclusivement axée sur les impacts locaux. Les résultats mettent en évidence l'ampleur conséquente des impacts ayant lieu en dehors du territoire à la fois pour les activités de consommation et de production. En conséquence, s'intéresser uniquement aux indicateurs du territoire reviendrait à omettre la majorité des impacts environnementaux provoqués par les actions territoriales. D'un point de vue purement environnemental, considérant exclusivement des indicateurs et des enjeux territoriaux, un territoire serait ainsi incité à délocaliser ses activités pour réduire ses impacts territoriaux. Inversement, un territoire qui souhaiterait relocaliser une partie des activités agroalimentaires augmenterait les pressions environnementales locales bien que l'impact global ait diminué. La définition et la caractérisation des fonctions territoriales, combinées à l'évaluation des impacts environnementaux dans cette étude, permettent de mettre en perspective les services du territoire avec les impacts à la fois locaux et globaux qu'ils engendrent. Cette démarche permet ainsi de s'affranchir des erreurs de diagnostic qui viennent d'être évoquées. La responsabilité globale du territoire, de plus en plus prise en compte dans l'empreinte carbone, devra ainsi être élargie pour les évaluations des politiques territoriales en incluant un plus large éventail d'indicateurs environnementaux accessibles par l'ACV. On soutient qu'une telle vision est aujourd'hui indispensable dans un monde interconnecté avec des pollutions allant bien au-delà du territoire étudié (Robinson & Carson, 2015). Conceptuellement, cette vision rejoint de nouvelles perceptions et définitions géographiques du territoire, prenant en compte non seulement ses caractéristiques intrinsèques, mais aussi sa connexion et ses relations avec des territoires extérieurs (Brédif, 2022).

5.1.1.2 Exhaustivité de l'évaluation, ses limites et axes d'amélioration

L'un des objectifs recherchés dans cette thèse, à savoir le recensement de l'ensemble des flux et des activités alimentaires d'un système alimentaire et l'évaluation de ses coûts environnementaux, est tributaire de la disponibilité des données (Bricas et al., 2017). Ces dernières sont gérées par une multitude d'acteurs et peuvent même parfois être absentes. Ainsi, l'approche systémique employée est à la fois un avantage, mais aussi une limite de l'approche ACV employée.

Plus généralement, de par son caractère holistique et son exhaustivité, la méthode prône l'utilisation de centaines de données d'inventaire ce qui réduit la complexité du système et agrège les données aussi bien de manière spatiale que temporelle. Bien que considérée comme une approche systémique, cette affirmation n'est que partielle. Les lacunes des données territoriales et l'absence d'inclusion des relations entre les composantes du système limitent la capacité de cette approche à appréhender le système dans sa globalité et à inclure toutes les informations relatives au système étudié. De par la difficulté à intégrer toutes les réalités du périmètre étudié, la fiabilité de cette méthode est couramment remise en question (Fuchs et al., 2011). Ceci est particulièrement justifié dans le domaine agroalimentaire où certains territoires ont des contextes pédoclimatiques et topographiques plus contraints (en termes de présences de zones montagneuses, de sols argileux, etc.). Dans ce cas, ces conditions territoriales peuvent diminuer le rendement par hectare et augmenter ainsi l'empreinte environnementale calculée via l'ACV (van der Werf et al., 2020).

Le deuxième enjeu lié à l'exhaustivité de la méthode provient de l'absence de données précises sur les activités territoriales et les inventaires du cycle de vie associés. Par rapport à l'ACV-T générale (appliquée à tous les domaines d'activité du territoire), l'ACV-T appliquée ici au seul périmètre des activités agroalimentaires offre l'opportunité d'obtenir des données plus précises. Toutefois, la disponibilité des données publiques agroalimentaires est aujourd'hui limitée, en particulier quand on s'intéresse à une échelle administrative petite (ex. commune). Les données indispensables pour évaluer les SAT, telles que les volumes produits sur un territoire, sont généralement inaccessibles à l'échelle communale. Des estimations peuvent être faites en multipliant le rendement moyen régional par la surface disponible, mais les données des parcelles et des productions sur le territoire varient selon la source utilisée (Recensement Agricole, RPG, fiches foncières, etc.). Pour Mouans-Sartoux, nous avons ainsi collecté ces données par le biais d'entretiens avec les agriculteurs locaux.

Une contrainte similaire peut être évoquée pour les régimes alimentaires locaux. La base de données INCA 3 utilisée fournit des informations pour les grandes régions françaises. Une extrapolation est donc nécessaire pour analyser une échelle spatiale inférieure, ce qui diminue la précision des données. De plus, cette base de données ne caractérise pas pleinement les aliments consommés

omettant des informations sur la consommation des produits biologiques, le lieu d'achat ou de consommation. En se basant uniquement sur cette base de données, il devient difficile de quantifier précisément certains impacts, notamment ceux liés à la consommation de produits transformés et composés. Par exemple, il est déterminant pour mener à bien une évaluation environnementale de connaître le degré de transformation des plats consommés ou des ingrédients spécifiques utilisés. Toutefois, le plus grand défaut en termes de manque de données disponibles concerne l'absence de données précises sur les flux alimentaires intrarégionaux et les intrants agricoles. Cette lacune diminue par conséquent la précision et l'ampleur des analyses, que ce soit pour estimer la consommation locale ou pour retracer les origines des produits importés et leurs sources de pollution.

Dans ce travail, des efforts significatifs ont été fournis pour diminuer l'incertitude et l'imprécision des résultats en utilisant deux approches. Tout d'abord, la collecte de données à partir d'acteurs territoriaux et d'enquêtes de terrain a été réalisée pour le cas de Mouans-Sartoux. Ensuite, une approche simplifiée d'identification des incertitudes et de sensibilité a été mise en place dans le but d'obtenir un niveau acceptable de précision.

Pour aller plus loin et répondre plus amplement à la problématique des imprécisions liées aux ACV menées à l'échelle territoriale, certains auteurs couplent l'utilisation de l'ACV avec des outils de système d'information géographique (SIG). Cette approche permet d'évaluer les flux du territoire de manière plus précise (Torre & Vollet, 2016). En incluant les caractéristiques territoriales telles que le climat ou le sol dans l'ACV-T, Laure Nitschelm a développé, dans son travail de thèse, une version spatialisée de l'ACV territoriale (STLCA). La méthode quantifie l'impact des activités agricoles du territoire de manière plus fiable (Nitschelm, 2016). Concrètement, les données de l'inventaire du cycle de vie y sont remplacées par les données régionales en les adaptant aux conditions locales (propriétés et caractéristiques du territoire telles que le type de sol, pH, pente, météorologie). Si les résultats de STLCA fournissent des résultats plus rigoureux sur le territoire étudié, l'inclusion des modèles territoriaux nécessite du temps et des moyens conséquents. De plus, les résultats ont montré que dans les cas étudiés, les différences obtenues entre ACV spatialisée et ACV conventionnelle ne sont pas significatives (*ibid*). Cette approche, certes importante pour de futures adaptations de l'ACV des systèmes territoriaux, n'apparaît ainsi pas indispensable pour une première identification des activités à fort impact sur le territoire, ni pour une évaluation de l'impact des PAT urbains tels que le PAT de Mouans-Sartoux. En parallèle, des analyses d'incertitude et de sensibilité plus approfondies et quantitatives pourraient également améliorer la fiabilité des résultats en complément de l'approche proposée dans cette thèse.

5.1.2 Évaluation environnementale des projets alimentaires territoriaux PAT et des politiques territoriales menées

On retrouve dans la littérature en géographie humaine, et en sciences sociales plus généralement, des difficultés à évaluer quantitativement la durabilité, notamment l'aspect environnemental, des systèmes agricoles et alimentaires dits durables (Robinson, 2009) et territorialisés (Brand, Bricas, et al., 2017). Au sujet de la durabilité environnementale, les chercheurs insistent depuis plus d'une décennie sur la nécessité d'établir un lien plus clair entre la relocalisation, l'alimentation et l'environnement (Gagné, 2011). Ils soulignent l'importance d'analyser les interactions entre l'organisation spatiale des systèmes alimentaires (qu'ils soient territoriaux, mondiaux ou mixtes) et leurs avantages ou inconvénients potentiels sur l'environnement.

Les villes d'Europe et du monde mettent progressivement en place des actions en faveur d'agricultures et d'alimentations durables et territorialisées. Cependant, les mesures mises en œuvre, leur évaluation, et la majorité des recherches menées à ce sujet, ne caractérisent pas suffisamment l'impact potentiel de ces actions, notamment en ce qui concerne leur impact environnemental. Un suivi, une évaluation et une priorisation des changements impulsés ou à impulser sur le territoire sont pourtant essentiels pour entretenir et renforcer les transitions vers des systèmes plus durables (Cohen & Ilieva, 2015).

Jusqu'à récemment, les PAT ont souffert d'un manque flagrant de dispositifs de suivi et d'évaluation (Darrot, Maréchal, et al., 2019). Bien que ces évaluations se développent progressivement, cette tâche reste compliquée par la diversité et l'ampleur des actions des PAT (RnPAT, 2023; Terres en ville, 2020). Pour certains décideurs locaux, le PAT représente essentiellement un outil de communication, pour d'autres, il sert à soutenir et à faire émerger des initiatives durables locales (Le Velly & Soulard, 2020). Les mesures et les axes des PAT varient également selon les enjeux territoriaux, les moyens, la gouvernance locale ou le type de territoire (Acadie & Talandier, 2023). De par cette hétérogénéité, l'évaluation sectorielle d'une partie des actions des PAT est souvent privilégiée. En effet, les méthodes disponibles dans la recherche (Chapitre II) empruntent rarement une vision macroscopique d'un système, privilégiant plutôt une perspective sectorielle qui se concentre sur une partie des actions agroalimentaires ou sur une filière spécifique. De nombreux indicateurs utilisés présentent soit un faible pouvoir représentatif des impacts environnementaux majeurs, soit leurs impacts sont difficilement quantifiables. À titre d'exemple, certains indicateurs environnementaux couramment utilisés, tels que le pourcentage de valorisation des produits de qualité ou le nombre de points de vente commercialisant des produits en circuits courts, offrent peu d'informations pertinentes sur la performance environnementale. Cette approche empêche à la fois de quantifier et de saisir la totalité des avantages des politiques de reterritorialisation, mais entrave

également la définition des initiatives les plus susceptibles de réduire les impacts. Or, l'urgence environnementale et climatique impose aujourd'hui une quantification et une priorisation des actions, en fonction de leur potentiel d'atténuation des conséquences de catastrophes environnementales à venir. Pour ce faire, une analyse environnementale détaillée de l'impact des changements des activités territoriales en lien avec les politiques locales est nécessaire. Elle requiert une mobilisation substantielle des moyens. Une identification des éléments environnementaux clés dans l'évaluation d'un SAT développée dans cette thèse vise ainsi, d'une manière efficiente, à partiellement remédier aux limites évoquées.

5.1.2.1 L'ACV pour l'évaluation des politiques territoriales systémiques en lien avec l'alimentation

L'approche d'ACV-T utilisée dans l'évaluation du PAT de Mouans-Sartoux permet à la fois de saisir l'impact élargi des politiques territoriales menées ainsi que de comprendre l'ampleur de chaque changement initié dans l'impact global du système. Elle répond par conséquent à deux freins principaux liés aux évaluations sectorielles précédemment évoquées qui peuvent : 1) mener vers une sous-estimation potentielle de l'impact et 2) empêcher une priorisation des actions.

Avant la mise en place de l'ACV-T, la ville de Mouans-Sartoux avait utilisé l'outil QuantiGES pour estimer l'impact GES des initiatives liées à la régie agricole et aux cantines scolaires. Cette étude avait estimé une réduction annuelle d'environ 100 tCO₂eq. En comparaison, l'évaluation réalisée dans le cadre de cette thèse a estimé une diminution bien plus conséquente, atteignant 3 660 tCO₂eq. Une différence aussi substantielle est due à la différence de périmètre considéré entre les deux études. Pour l'ACV-T, nous avons pris en compte les impacts entraînés par l'ensemble des acteurs territoriaux tandis que l'analyse précédente se focalise uniquement sur les cantines scolaires. Ce résultat confirme les hypothèses des travaux précédents selon lesquels la reterritorialisation, l'emprise territoriale et la proximité entre producteurs et consommateurs génèrent des bénéfices bien plus étendus que ceux observés uniquement dans le cadre des circuits courts (Chiffolleau & Dourian, 2020). Ces conclusions soulignent ainsi la nécessité d'élargir le périmètre des évaluations existantes pour éviter de sous-estimer les résultats obtenus.

Cette approche se révèle non seulement plus exhaustive, mais elle offre également la possibilité de définir des priorités au sein de la planification territoriale. Compte tenu de la diversité des contributions de différentes actions territoriales, l'identification des priorités s'avère cruciale dans les politiques alimentaires (Bricas et al., 2017). Si les actions encourageant les pratiques agroécologiques par les agriculteurs de Mouans-Sartoux ou le compostage des déchets alimentaires ont des bénéfices environnementaux, le potentiel de la modification des régimes alimentaires dépasse

considérablement la plupart des actions engagées. En prenant en considération l'ensemble du territoire et les changements qui s'y opèrent, cette approche permet d'identifier les initiatives fondamentales à privilégier, comme la sensibilisation des populations ou la facilitation de l'accès à des produits durables pour tous les ménages. De même, cela permet de mettre en perspective la contribution des éléments territoriaux variés. À titre d'exemple, nos résultats montrent que les circuits courts des agriculteurs locaux ne sont environnementalement pas plus efficaces que les circuits conventionnels. Cependant, ces résultats nous montrent également que le transport des agriculteurs locaux contribue à seulement à 0,1 % de l'impact global du système alimentaire de Mouans-Sartoux (et 1 % pour le Finistère). Bien que l'optimisation et la réduction de l'impact du dernier kilomètre des agriculteurs soient importantes, agir prioritairement sur cette action serait, du point de vue environnemental, peu bénéfique. Par ailleurs, bien que les livraisons fréquentes des maraîchers locaux puissent augmenter leur impact environnemental, la livraison de légumes frais aux écoliers et aux populations locales agit favorablement sur leur santé. Pour aborder les impacts associés aux transports, il serait essentiel de prioriser les actions ciblant le transport des produits importés et le déplacement des consommateurs. La quantification de ces activités, effectuée dans ce travail, offre ainsi l'opportunité de mettre en perspective des actions territoriales avec leur potentiel environnemental. Elle permet également d'équilibrer des impacts environnementaux plus ou moins significatifs avec d'autres avantages et services qu'offrent ces activités au territoire.

À ce jour, le déploiement de politiques alimentaires reste peu guidé par des évaluations objectives de durabilité (Brand, Bricas, et al., 2017; Marcadet, 2021; Terres en villes & Resolis, 2022). Ce travail contribue à souligner la nécessité de développer et d'utiliser des méthodes d'évaluation environnementale systémiques et quantitatives pour la planification territoriale (Borghino et al., 2021; Loiseau et al., 2014; Rogy et al., 2022; Roibás et al., 2017).

Alors que l'approche d'ACV- T apporte de nombreux bénéfices en comparaison avec les évaluations actuelles, la méthodologie demande du temps et des compétences. Nous estimons que pour une première application de la méthodologie avec des données ouvertes, sans la collecte de données précises ou sans la mise en œuvre d'analyses complémentaires détaillées, il serait indispensable de prévoir un travail d'environ deux mois. Si une collecte de données territoriales s'avère nécessaire, le temps de travail pourrait se prolonger à environ six mois de travail. Ce laps de temps apparaît relativement court par rapport aux méthodologies complexes et chronophages souvent mises en place lors du PCAET ou d'autres types de politiques.

Cependant, si une telle étude n'est pas envisageable, les porteurs du projet des PAT pourraient tout de même utiliser ces résultats dans le développement et le suivi de leurs projets territoriaux. Par exemple, il serait possible d'inclure l'impact des régimes alimentaires d'une manière simplifiée telle

que dans le cas de l'approche Syalinnov. Cette méthode calcule ainsi l'empreinte carbone des habitants d'un territoire en utilisant les résultats de l'étude de Scarborough et al. (Scarborough et al., 2014), qui estime l'empreinte carbone par régime alimentaire des Britanniques selon la quantité de viande qu'ils consomment (Tableau 13). D'autres coefficients d'impact carbone des régimes alimentaires sont disponibles dans la littérature française, tels que dans l'étude de l'ADEME et de Solagro, qui propose des coefficients pour l'agriculture conventionnelle et biologique (Barbier et al., 2020a). Il convient de noter que ces résultats peuvent varier en fonction du territoire étudié ou de l'approche utilisée (périmètre, type de modélisation, etc.). À titre d'exemple, notre évaluation montre une empreinte carbone annuelle d'un habitant se situant autour de 2100 kgCO₂eq, chiffre similaire à celui retenu par le CGDD dans son étude 2017. Cependant, cette valeur diffère considérablement des estimations réalisées pour les habitants de Montpellier, de 1190 kgCO₂eq/an dans l'étude Loiseau et al. (2023), ou de la moyenne nationale de 1520 kgCO₂eq calculée par Vieux et al. (2012) (Tableau 13). De même, en comparant notre évaluation avec l'approche simplifiée de Syalinnov, on remarque que le résultat obtenu (une diminution équivalente à 2030 tCO₂eq ou 214 gCO₂eq/personne due aux changements alimentaires) sous-estime, mais se rapproche de la diminution quantifiée de 2876 tCO₂eq (soit 302 gCO₂eq/pers) calculé avec l'ACV-T. L'écart pourrait s'expliquer par le fait que l'approche utilisée dans Syalinnov prend en considération la réduction de la consommation de viande, mais néglige d'autres réductions potentielles en lien avec les produits ultra-transformés et les boissons. La différence pourrait également provenir des coefficients utilisés, relatifs aux régimes britanniques. Ces divergences soulignent l'importance des évaluations contextualisées au territoire et utilisant une approche systémique.

Tableau 13. Empreinte carbone par régime alimentaire selon les études considérées dans ce travail

Empreinte carbone annuelle (kgCO₂eq)							
Régime alimentaire	Etude de (Scarborough et al., 2014) utilisée dans Syalinnov	Etude de (Barbier et al., 2020a) incluant uniquement la phase agricole (agriculture conventionnelle)	Etude de (Barbier et al., 2020a) incluant uniquement la phase agricole (agriculture biologique)	Etude de (Loiseau et al., 2023) pour les habitants de Montpellier (via INCA3)	Etude de (Vieux et al., 2012) par français	Estimation pour un habitant à Mouans-Sartoux avant le PAT	Estimation pour un habitant à Mouans-Sartoux après le PAT
Moyen				1 190	1 520	2 100	1 700
Consommateur de viande important (plus de 100 g/jour)	2 624	1 908	1 953				
Consommateur de viande modéré (entre 50 et 100 g/jour)	2 055	1 036	1 020				
Consommateur de viande faible (moins de 50 g/jour)	1 704	666	619				
Pescétarien	1 427	511	428				
Végétarien	1 391	457	377				
Végétalien	1 055	315	234				

En l'absence de diagnostics environnementaux spécifiques à l'agriculture du territoire, les porteurs de projets pourraient se tourner vers des outils tels que Clim'Agri, qui inclut une large variété d'indicateurs ainsi que des informations sur les impacts directs et indirects.

En complément des conseils sur les indicateurs d'impact, d'autres recommandations pour une évaluation environnementale sont à évoquer à la suite de notre analyse. Cela inclut notamment le choix d'indicateurs de suivi pour l'axe environnemental des SAT, comme ceux suggéré dans l'étude de (Allen et al., 2014). Basés sur les conclusions obtenues dans l'évaluation de deux systèmes alimentaires, voici quelques indicateurs environnementaux qu'il pourrait être judicieux d'inclure :

- a) La consommation de viande industrielle ;
- b) La consommation de produits ultra-transformés (y compris les boissons) ;
- c) Les modes de transport et la distance parcourue pour les courses alimentaires ;
- d) L'intensité des pratiques agricoles ;
- e) La dépendance aux énergies fossiles ;
- f) Les importations et cultures de l'alimentation animale pour l'élevage (autonomie protéique, type de culture, etc.)

En outre, il convient de montrer une certaine prudence quant à l'utilisation systématique d'indicateurs liés à la production locale, tels que le pourcentage de magasins vendant des produits locaux, en tant qu'« indicateurs "environnementaux" ». Ceci afin d'éviter de nourrir de fausses suppositions.

En conclusion, la méthode employée fournit des éléments innovants à prendre en compte dans les futurs travaux concernant les méthodes d'évaluation des SAT. Elle donne ainsi une vision plus précise et quantifiée, facilitant l'amélioration des indicateurs de suivi pour renforcer l'axe environnemental des politiques de reterritorialisation. Ces recommandations sont à exploiter, que ce soit dans le cadre des travaux de recherche ou dans un contexte plus pratique de mise en œuvre et de suivi de la planification et des politiques territoriales.

5.1.2.2 Limites liées au manque d'appréciation des bénéfices environnementaux de l'agriculture biologique et des systèmes extensifs

L'application de l'ACV dans le domaine agroalimentaire comporte des enjeux méthodologiques à considérer. Parmi eux, l'évaluation des pratiques agricoles biologiques ou plus largement de l'agroécologie reste imparfaite et conduit à une sous-estimation de leurs bénéfices. Cela découle de trois freins majeurs de l'ACV : 1) une vision réduite des fonctions de l'agriculture par l'approche « produit » généralement représentées par unité fonctionnelle de 1 kg 2) une absence de prise en

compte des services écosystémiques et 3) un manque de modélisations précises de certains indicateurs clés tels que l'écotoxicité ou la biodiversité.

Dans les résultats de notre évaluation, la consommation des produits biologiques par les habitants entraîne une légère augmentation des indicateurs d'impact de consommation d'eau et de sol. Cette hausse est attribuable en grande partie aux fruits cultivés en agriculture biologique, tels que les pommes et les poires repris de la base de données Agribalyse. Ces résultats sont conformes aux études d'impact précédentes sur le sujet (Goossens et al., 2017). Cependant, cette augmentation n'est pas due aux besoins accrus de ces cultures en termes de sol et d'eau, mais à l'hypothèse considérant des rendements moindres pour les exploitations biologiques par rapport à l'agriculture conventionnelle pour ces produits. Les rendements plus faibles entraînent une augmentation de leur empreinte tout au long du cycle de vie.

Plus spécifiquement, les ACV agroalimentaires utilisent majoritairement l'approche « par produit » employant l'unité fonctionnelle de 1 kg. Cette logique d'efficacité conduit les systèmes extensifs à générer plus d'impacts que les systèmes de production intensive, comme cela a déjà été mis en avant, notamment pour l'élevage (Lairez et al., 2016; van der Werf et al., 2020). Lorsque l'unité fonctionnelle de l'hectare est utilisée, les résultats deviennent plus avantageux pour les modèles biologiques (Alaphilippe et al., 2013; Meier et al., 2015; Tuomisto et al., 2012). Cette limite de l'ACV a été précédemment soulignée par d'autres auteurs (Lairez et al., 2016), qui ont noté des différences significatives selon le choix de l'unité fonctionnelle pour l'agriculture biologique. Par exemple, en évaluant l'impact local de l'eutrophisation (en kg PO₄eq), un kilogramme de porc en agriculture biologique générera plus d'eutrophisation qu'en agriculture intensive (104 kg PO₄eq vs 100 kg PO₄eq). Avec l'unité fonctionnelle de l'hectare de SAU, un hectare de production de porc en agriculture biologique générera quasiment la moitié de l'eutrophisation du porc élevé en agriculture intensive (57 kg PO₄eq vs 100 kg PO₄eq). De même, les effets de seuils locaux ainsi que le dépassement de la capacité d'un écosystème à absorber des pollutions (« carrying capacity ») ne sont pas non plus pris en compte dans l'ACV. Or, une concentration d'élevages intensifs sur un territoire réduit peut entraîner des effets néfastes sur les écosystèmes aquatiques et terrestres du territoire.

À ce jour, l'usage de l'unité fonctionnelle du kilogramme reste cependant celle qui décrit le mieux la fonction des aliments en termes de quantité produite et consommée pour les filières agroalimentaires. Dans ce travail, nous avons ainsi employé cette unité fonctionnelle du kilogramme pour les activités concernées. En parallèle, des fonctions supplémentaires du territoire ont été calculées. Le calcul de l'éco-efficacité pour chacun de ces indicateurs de performance n'a cependant pas été testé. Des recherches futures sont nécessaires pour faire évoluer les unités fonctionnelles et

le calcul d'impact par fonction territoriale, et cela, notamment dans les applications de la méthodologie pour la prospective territoriale.

La deuxième difficulté de l'application de l'ACV pour les systèmes agricoles alternatifs concerne l'absence d'évaluation des services écosystémiques fournis par l'agriculture. En effet, l'ACV ne prend pas ou peu en compte les effets environnementaux positifs. Or, il a été démontré que les systèmes de production extensifs, basés sur des rendements moindres tels que l'agriculture biologique, le pâturage dans les zones de montagne ou l'agroécologie plus généralement, fournissent de multiples services écosystémiques. Plus particulièrement, l'agriculture biologique produit des effets favorables sur la fertilité des sols et le développement d'espèces microbiennes (Lori et al., 2017). Un sol plus fertile favorise l'infiltration de l'eau, participe à la prévention de l'érosion et amplifie la séquestration du carbone. Les méta-analyses démontrent aussi unanimement la présence d'espèces plus variées et plus abondantes dans les systèmes biologiques (Tuck et al., 2014). De plus, l'agriculture biologique améliore la biodiversité génétique via les variétés de semences utilisées. Elle contribue ainsi à renforcer la résilience des exploitations (Sautereau & Benoit, 2016). L'élevage traditionnel ou pastoral, de son côté, valorise les paysages d'un point de vue naturel mais aussi culturel (Delfosse, 2017) et valorise les ressources territoriales (Grison et al., 2015). Aucun de ces services n'est comptabilisé dans l'ACV (Institut technique de l'agriculture biologique (ITAB), 2020). D'autres avantages liés aux systèmes alternatifs tels que l'accroissement des pratiques de l'économie circulaire, la contribution vers l'adaptation au changement climatique ou une meilleure gestion des risques naturels peuvent, dans la même mesure, être évoqués comme insuffisamment pris en compte dans l'ACV à ce jour.

Enfin, certains impacts agricoles majeurs ne sont, à ce jour, pas pleinement modélisés par l'ACV. Cela inclut des aspects tels que la dégradation des sols, la biodiversité, la toxicité des pesticides et des antibiotiques, ainsi que le bien-être animal (Nitschelm et al., 2020; van der Werf et al., 2020). Malgré une amélioration progressive des modélisations, notamment en ce qui concerne la biodiversité et la toxicité des pesticides (Fantke et al., 2017; Nemecek et al., 2022), il est crucial d'entreprendre des travaux futurs pour renforcer ces aspects.

En conclusion, les méthodologies d'ACV pour l'évaluation environnementale des systèmes « alternatifs » demeurent perfectibles. Pour pallier leurs limites, cette thèse a cherché à intégrer davantage d'indicateurs d'ACV liés à la biodiversité ou à la toxicité des pesticides, tels que la toxicité humaine ou l'usage des terres. Nous avons également intégré à l'évaluation des fonctions du territoire des indicateurs de performance en lien avec la biodiversité agricole du territoire ou le

dépassement des taux d'intrants, tels que les résidus de pesticides dans les cours d'eau. Ceci a servi à remédier aux limites décrites plus haut en lien avec l'aspect du « carrying capacity ».

À l'avenir, des développements méthodologiques de l'ACV pour une meilleure évaluation des systèmes de production agricole alternatifs semblent nécessaires. Ceci est d'autant plus à souligner que les politiques de reterritorialisation des SAT visent généralement à développer ces modèles agroécologiques alternatifs. À titre d'exemple, des travaux sont d'ores et déjà en cours sur le développement de nouveaux indicateurs d'ACV notamment pour prendre en compte l'impact sur la biodiversité (Jeanneret et al., 2014; Lindner et al., 2019).

Malgré ces imperfections, l'utilisation de l'ACV à l'échelle d'un SAT paraît être la méthodologie la plus adaptée pour une évaluation holistique des impacts environnementaux. De plus, nos résultats indiquent une relativement faible augmentation de l'impact sur l'eau et le sol à la suite de la consommation de produits issus de l'agriculture biologique (inférieur de 3 %) (section 4.2.4). Cette hausse est par ailleurs compensée par d'autres actions (changement des régimes alimentaires, diminution du gaspillage, etc.). En outre, la consommation de ces produits entraîne une réduction de l'impact pour les indicateurs de changement climatique et d'épuisement des ressources fossiles. Dans l'immédiat, l'interprétation des résultats relatifs aux impacts des systèmes de production « alternatifs » doit toutefois être réalisée avec prudence.

5.1.3 Scénarios environnementaux prospectifs d'un système territorial

La prospective territoriale, comme démarche exploratoire de projets d'action publique, s'est considérablement développée depuis les années 1990. Un de ses objectifs est d'éclairer la prise de décision et l'action publique dans une démarche participative (Lardon & Noucher, 2016). Cependant, son application aux systèmes agroalimentaires dans une approche systémique, incluant une évaluation environnementale des actions envisagées, demeure largement sous-développée. La scénarisation agroalimentaire est majoritairement menée à l'échelle nationale ou internationale, contribuant à définir une trajectoire d'État (Couturier et al., 2021). Néanmoins, les objectifs climatiques ou environnementaux fixés au niveau national semblent déconnectés des enjeux locaux et des préoccupations des acteurs territoriaux. Malgré un récent effort de régionalisation des scénarios, comme le cas du scénario Afterres2050 mis en œuvre sur quelques territoires ou le scénario de résilience pour la région PACA d'Utopies (Utopies, 2022), la territorialisation de la prospective agroalimentaire doit davantage progresser.

Dans l'application aux PAT, ce type d'approche, créant une vision commune d'un système alimentaire territorial, n'a pas encore été réalisée à notre connaissance. Mettre en place une prospective environnementale et territoriale des systèmes alimentaires faciliterait pourtant non

seulement la définition des objectifs précis à atteindre à l'échelle territoriale, mais aussi la priorisation des actions à encourager pour maximiser leurs bénéfices environnementaux. Comme nous l'avons abordé dans le chapitre précédent, l'ACV-T permet de répondre en partie à cet objectif.

5.1.3.1 Prospective environnementale pour une reterritorialisation maximisant la réduction de l'impact environnemental

Les résultats de scénarisation territoriale via l'ACV-T proposent une vision macroscopique et multicritère des impacts potentiels de l'évolution d'un SAT et des changements nécessaires pour mettre en place un système plus durable. En plus des atouts déjà évoqués, les enseignements tirés des résultats obtenus peuvent légitimer certaines initiatives à mener pour agir de manière plus significative sur les enjeux environnementaux. Parallèlement, une telle territorialisation des scénarios nationaux permet d'établir la contribution d'actions locales par rapport aux objectifs environnementaux nationaux et régionaux.

Dans le même sens, comme évoqué lors de l'évaluation du PAT de Mouans-Sartoux, la vision systémique du SAT dans la scénarisation permet d'analyser la contribution de chaque action à l'impact global, ce qui permet de prioriser les actions en fonction de leur potentiel. Dans les évaluations actuelles, une importance et un poids similaires sont généralement accordés à chaque action, que ce soit pour les modifications des pratiques agricoles, le pourcentage de développement des produits locaux ou les changements de régime alimentaire (CEREMA & CGDD, 2021; Terres en villes & Resolis, 2022). Or, dans notre exemple du SAT du Finistère, nos résultats montrent clairement que toutes les stratégies ne se valent pas en termes de leurs répercussions environnementales. La transition du système agricole local vers des pratiques agroécologiques moins intensives apparaît comme l'action à privilégier dans ce cas d'étude. Ces conclusions corroborent les recommandations des scénarios nationaux existants (Couturier et al., 2016, 2021) concernant l'agriculture et les régimes alimentaires, tout en présentant certaines spécificités territoriales, notamment concernant les filières d'élevage du Finistère. Les résultats mettent également en évidence que le changement de régime alimentaire facilite le maintien du potentiel nourricier en diminuant les impacts environnementaux globaux imputés au territoire (Dullier, 2021). Ces conclusions permettent ainsi de prioriser et de légitimer ces actions au sein des stratégies locales telles que le PAT.

En ce qui concerne la territorialisation des objectifs nationaux, nos résultats révèlent la contribution potentielle du scénario prospectif étudié et de ses stratégies face aux pressions environnementales générées par le SAT. Par exemple, la stratégie d'agroécologie du scénario étudié présente une diminution potentielle de 25 % des émissions GES du secteur agricole. Ce chiffre se rapproche de

l'objectif de la stratégie nationale bas carbone et du scénario TYFA, qui vise à réduire de 50 % les émissions de GES des activités agricoles (Poux & Aubert, 2018). Cependant, cela suggère que des changements encore plus substantiels doivent être mis en œuvre dans les territoires pour atteindre cet objectif national et européen.

Pourtant, cette diminution peut se révéler conséquente pour le territoire étudié. Dans le département du Finistère, l'agriculture représente environ 39 % des émissions de GES du territoire (Air Breizh, 2020). Une réduction d'un quart des émissions du secteur, résultant des changements envisagés, conduirait à une baisse d'environ 10 % des émissions de GES globales du département. Cela équivaut à autant d'émissions, voire davantage, que celles émises par des secteurs entiers tels que le secteur résidentiel (12 % des émissions de GES globaux), l'industrie (7,5 %), le tertiaire (8 %) ou les déchets (1 %) du département. Plus précisément, les émissions totales de gaz à effet de serre du département, scopes 1 et 2 confondus, s'élèvent à environ 6,1 millions de tonnes CO₂eq/an en 2020 (*Ibid*). Le scénario prospectif, en prenant en compte toutes les stratégies, y compris le scope 3 via la consommation des habitants, permettrait une diminution annuelle de près de 2 millions de tonnes CO₂eq/an. En considérant uniquement les scopes 1 et 2, il s'agirait alors d'une diminution de 1,44 millions tonnes CO₂eq/an, ce qui représente 24 % des émissions du territoire. Cette mise en perspective souligne l'importance de viser certaines filières et actions stratégiques afin de favoriser une transition écologique efficiente du territoire. Dans le cas du Finistère, l'agriculture apparaît comme une filière incontournable à cibler pour atteindre les ambitions climatiques et environnementales fixées.

5.1.3.2 Nécessité de développements méthodologiques pour des modélisations plus complètes

Pour tirer pleinement parti de l'ACV-T dans une perspective systémique et territoriale, trois améliorations doivent être prioritaires. Tout d'abord, il convient de développer des modèles prenant en considération le territoire dans sa globalité, afin d'intégrer les évolutions des fonctions territoriales. Ces fonctions permettraient ainsi d'évaluer la durabilité du territoire en lien avec le ou les scénarios envisagés. Ensuite, comme mentionné précédemment, il est nécessaire de développer des inventaires ACV supplémentaires pour mieux décrire le fonctionnement des activités alternatives. De plus, la spatialisation des scénarios et de leurs impacts est également cruciale dans une démarche prospective (Emsellem et al., 2012; Lardon & Noucher, 2016). Cette dernière proposition, constituant un développement majeur avec de multiples pistes d'amélioration, sera discutée plus en détail dans la section des perspectives de recherche (section 5.3.2).

Faire évoluer une activité territoriale sans considérer ses interactions avec d'autres secteurs et ses fonctions territoriales reste une limite réductrice. En effet, notre évaluation ne modélise pas

l'évolution des fonctions du territoire en raison du manque de ressources nécessaires pour le faire. Dans de futurs travaux, ces fonctions pourraient être évaluées dans les scénarios visant à mieux modéliser la réduction d'impact en lien avec les services du territoire, permettant ainsi d'estimer l'éco-efficacité de chaque stratégie. L'usage de l'éco-efficacité du territoire via l'ACV pour une prospective territoriale a déjà été amorcé dans certaines études (Borghino et al., 2021; Loiseau, 2014). Dans le cas des SAT, il s'agirait d'imaginer des scénarios tels que la relocalisation de certains produits ou filières, et de modéliser à la fois les impacts d'ACV et l'évolution des services offerts au territoire, tels que le développement de l'emploi agricole ou la biodiversité agricole. Une analyse plus complète pourrait également intégrer l'évolution du territoire dans sa globalité, y compris son économie, ses ressources et sa démographie comme cela a été fait dans le cadre des scénarios Transition(s) de l'ADEME.

En deuxième lieu, les modélisations d'ACV devront être révisées dans les futures recherches sur les SAT, particulièrement en ce qui concerne l'évaluation de certaines pratiques territoriales ou alternatives. Cette limite a entravé la capacité à comparer l'impact de différents modèles agricoles dans notre analyse. En effet, les modélisations de certaines pratiques agroécologiques telles que l'agroforesterie et l'agriculture de conservation des sols sont absentes des inventaires existants. Ceci limite la possibilité de comparaisons sans une modification profonde des inventaires du cycle de vie. De même, Agribalyse ne modélise pas les modes de commercialisation en circuits courts présents en France. La grande variabilité des systèmes de production, ainsi que des modes de distribution en circuits courts ou longs, rend impossible une homogénéisation de ces différentes réalités en termes d'organisation spatiale, fonctionnelle, relationnelle et économique (Praly et al., 2014). Les procédés utilisés dans les inventaires existants doivent donc être adaptés à cette diversité des réalités territoriales. Cette approche n'a pas été adoptée dans ce travail par manque de temps et de ressources. Les procédés existants, basés sur les activités et pratiques moyennes en France, ont été jugés suffisants pour cette première évaluation des SAT.

5.1.4 Conclusion et réponses aux hypothèses

Les évaluations environnementales systémiques de politiques territoriales sont à ce jour peu ou pas présentes dans les études géographiques. À notre connaissance, l'ACV n'est pas utilisée par la communauté des géographes. Pourtant, la géographie de l'environnement étudie les dynamiques d'indicateurs environnementaux dans le temps et dans l'espace. L'ACV territoriale offre des clés de compréhension concernant les causes de ces dynamiques non seulement à l'intérieur, mais aussi à l'extérieur du territoire d'étude.

L'approche systémique de l'ACV-T utilisée dans cette thèse s'avère adaptée à l'évaluation des processus de reterritorialisation des systèmes alimentaires. La méthodologie mise en œuvre répond aux exigences d'évaluation des SAT, offrant une approche systématique qui évalue de manière quantitative les impacts directs et indirects des actions hétérogènes (cf. sections 2.4.1). De plus, l'application de cette méthodologie à la fois à un territoire urbain restreint et à un territoire rural de plus grande envergure démontre le caractère transposable de la méthode. Ainsi, cette application élargit les recherches déjà menées sur les circuits courts et les systèmes alimentaires territorialisés, souvent axées sur l'agriculture urbaine et péri-urbaine des grandes villes (Aubry & Chiffolleau, 2009; Delfosse et al., 2017; Jabirot & Delfosse, 2021; Lardon et al., 2010; Perrin et al., 2016; Poulot, 2014; Prouvé et al., 2015; Scheromm et al., 2014). Ces dernières années, on constate un regain d'intérêt pour la question alimentaire non seulement dans les villes (Morgan, 2009; Terrieux, 2016), mais aussi dans les territoires ruraux (Guirand et al., 2022; Loudiyi & Houdart, 2019; Perrin & Lacquement, 2023; Rieutort, 2009) et dans des parcs naturels régionaux historiquement liés aux espaces agricoles (Chiffolleau, 2022; Delfosse & Poulot, 2022). Les PAT peuvent être initiés à toutes les échelles administratives, y compris dans les PNR ou dans les territoires ruraux (Néel et al., 2023), où les enjeux varient considérablement de ceux des territoires urbains (Darrot, Maréchal, et al., 2019; Delfosse, 2019). Il est donc crucial de développer des outils d'aide à la construction et à l'évaluation des SAT adaptés à tout type de territoire. La méthodologie développée correspond à ce besoin.

En conséquence, **l'hypothèse H4**, questionnant la capacité de l'approche d'ACV à combler des lacunes identifiées dans les méthodes d'évaluation des SAT, semble se confirmer en soulignant le potentiel considérable de la méthodologie, notamment dans son adaptation territoriale. Malgré les limites identifiées, l'application du cadre méthodologique à trois utilisations différentes démontre une grande variabilité dans son potentiel et sa reproductibilité. Cela ouvre la voie à des évaluations territoriales et holistiques de l'agriculture et de l'alimentation.

Cette première partie de discussion apporte également des éléments de réponse aux trois premières hypothèses. En ce qui concerne la première **hypothèse H1**, qui postule que les SAT génèrent des

impacts indirects et directs d'une ampleur conséquente et variable selon les dynamiques territoriales présentes, le diagnostic environnemental des deux territoires confirment ces suppositions. Même sur un territoire comme le Finistère, caractérisé par une forte activité agricole, les impacts provenant de l'extérieur, que ce soient des produits importés ou des intrants agroalimentaires, demeurent significatifs. Ces effets, à la fois directs et indirects, varient selon les spécificités territoriales, surtout entre les territoires agricoles et ceux non-agricoles, ou entre les zones urbaines et rurales.

L'**hypothèse H2** avance que les PAT contribuent à diminuer les impacts environnementaux par rapport au système dominant mondialisé. Cette conclusion est amplement démontrée par l'évaluation du PAT de Mouans-Sartoux. D'autres territoires devront être étudiés afin de confirmer cette hypothèse.

Enfin, l'**hypothèse H3** suppose que la reterritorialisation des systèmes alimentaires présente un fort potentiel dans la transition écologique. À première vue, le potentiel des actions territoriales évaluées via l'ACV-T, les compétences des collectivités territoriales et le développement progressif des politiques systémiques comme les PAT, laissent entrevoir un potentiel indéniable des politiques de reterritorialisation en faveur de la transition écologique. Cependant, cette hypothèse nécessitera un examen plus détaillé dans la section suivante, approfondissant les conclusions des analyses environnementales menées.

5.2 TRANSITION ECOLOGIQUE ET AGROALIMENTAIRE EN COURS SUR LES TERRITOIRES PAT ? : DES ELEMENTS DE REFLEXION FOURNIS PAR UNE EVALUATION D'ACV

L'application de la méthode d'ACV-T sur les deux territoires étudiés offre des conclusions pour approfondir le lien entre la reterritorialisation et la transition écologique, et particulièrement dans les territoires engagés dans des PAT. Les résultats mettent en lumière le potentiel considérable des politiques locales à agir pour une transition écologique. Cependant, les orientations actuelles des PAT pourraient ne pas pleinement exploiter cette opportunité.

Pour développer ce questionnement, cette section est organisée de la manière suivante. En premier lieu, nous débutons par une présentation des conclusions communes aux deux territoires étudiés, suivies de conclusions spécifiques à chacun d'entre eux. Ensuite, nous discutons la cohérence environnementale des plans d'action des PAT par rapport aux enseignements obtenus. L'objectif est d'évaluer dans quelle mesure les PAT saisissent leur potentiel pour contribuer à la transition écologique des territoires. Ces sous-sections nous amènent à questionner l'ampleur et les possibilités de la transition écologique à travers les politiques de reterritorialisation de manière plus globale, ainsi que le rôle des collectivités territoriales dans ces transitions. En conclusion, nous soulignons les limites de notre démarche, susceptibles d'influencer les conclusions de cette analyse, particulièrement en ce qui concerne l'enquête de terrain.

5.2.1 Conclusions communes et spécifiques pour les deux terrains d'études

Globalement, les résultats mettent en évidence que les politiques de reterritorialisation, impliquant des changements dans les pratiques des acteurs territoriaux, possèdent un potentiel significatif pour réduire les impacts environnementaux des SAT pour les deux territoires étudiés. Cependant, ce potentiel dépend des initiatives et des activités territoriales ciblées. Une deuxième conclusion majeure souligne que les deux systèmes alimentaires territoriaux reposent fortement sur des exportations, des importations et des circuits longs. Ainsi, ils peuvent être qualifiés d'a-géographiques (Hugonnet & Bernard-Mongin, 2022). Néanmoins, nos résultats soulignent que la relocalisation, accompagnée d'autres politiques du PAT, peut diminuer l'impact global du SAT sans compromettre le potentiel nourricier du territoire.

Ces deux conclusions sont particulièrement prononcées dans le cas de Mouans-Sartoux. Nos modélisations indiquent que, depuis la mise en place du PAT, l'impact environnemental du SAT aurait diminué d'environ 20 %, avec des variations selon l'indicateur étudié. À titre d'exemple, la diminution concernant l'indicateur de changement climatique s'élève à environ 18 %, équivalant à une baisse de 3 660 tonnes CO₂ équivalent par an. Une telle réduction estimée correspond à plus de 3 600 allers-

retours Paris/New-York en avion ou aux émissions d'une voiture effectuant plus de 18 millions de kilomètres (ministère de la Transition écologique, 2023).

La contribution de chaque changement ayant lieu sur le territoire à la réduction de l'impact global est hétérogène. En raison de son profil territorial urbain, la majeure partie de la diminution des impacts à Mouans-Sartoux est attribuable aux flux alimentaires importés à la suite du changement des habitudes alimentaires des habitants vers des régimes contenant moins de produits transformés et d'origine animale. La réduction du gaspillage et des emballages, ainsi que l'usage accru du vélo, ont également des impacts significatifs sur la réduction de l'épuisement des énergies fossiles. D'autres actions telles que la conversion aux énergies renouvelables pour l'industrie agroalimentaire, le compostage, la consommation de produits de saison ou la réduction du transport, génèrent également des impacts positifs, bien que moins importants que les actions précédemment mentionnées. En ce qui concerne la consommation et la conversion à l'agriculture biologique, elles contribuent à la diminution des émissions de gaz à effet de serre et à la consommation d'énergies fossiles, mais présentent des impacts mitigés sur l'utilisation du sol et de l'eau. Ces résultats se distinguent ainsi de l'étude de (Pérez-Neira et al., 2021) évaluant l'impact des politiques agroécologiques dans les cantines. Dans cette étude, les auteurs y démontrent que la conversion en produits biologiques dans les cantines scolaires représente la principale source de réduction des émissions de gaz à effet de serre, surpassant même la diminution de la consommation de viande et de poisson. La réduction des produits d'origine animale est la deuxième source de diminution d'impacts, suivie par la consommation de produits de saison et la réduction des emballages.

Malgré la réduction des impacts environnementaux à la suite des actions du PAT, le système actuel demeure encore largement a-géographique (Hugonnet & Bernard-Mongin, 2022), avec 99 % de l'alimentation importée sur la commune. Le système alimentaire actuel dominant repose sur une distanciation entre producteurs et consommateurs, une caractéristique prédominante dans les organisations territoriales des systèmes mondialisés (Hasnaoui Amri et al., 2022). À ce titre, nous pouvons mentionner d'autres études similaires telles que l'étude quantifiant l'approvisionnement alimentaire local de la ville de Millau qui correspond à environ 6 % de la part du local dans les approvisionnements (Baysse-Lainé & Perrin, 2017). Ce pourcentage est relativement faible pour cette ville de 20 000 habitants du sud de l'Aveyron. Cependant, l'étude de Millau a constaté une augmentation de 18 % des terres utilisées pour l'approvisionnement local en huit ans, une dynamique n'est pas observée à Mouans-Sartoux malgré la mise en place du PAT. Bien que l'élargissement de la régie agricole et une partie des parcelles agricoles ait légèrement augmenté la production de fruits et légumes biologiques, la commercialisation en circuit court et le potentiel nourricier du territoire ont peu évolué. Malgré cela, au cours des six derniers mois (février-août 2023), les potagers urbains de l'initiative « le citoyen nourrit la ville » ont produit plus de 400 kg de

légumes. De plus, cette augmentation du potentiel nourricier, bien que marginale, est accompagnée d'une réduction de l'empreinte environnementale. Cette réduction montre que sous certaines conditions de modification des pratiques, qu'elles soient agricoles ou alimentaires, il est possible d'accroître l'autonomie potentielle du territoire tout en réduisant les impacts du système agroalimentaire.

En conclusion, cette étude met en évidence le potentiel des politiques territoriales pour contrer la standardisation et la mondialisation des pratiques, ainsi que la consommation et le gaspillage à grande échelle, à l'origine des impacts environnementaux du système alimentaire actuel (Rastoin & Gherji, 2010). De plus, ce travail démontre que cette dynamique positive peut se mettre en place même si la relocalisation de la production agricole demeure limitée.

Pour le Finistère, bien que l'évaluation de l'impact du PAT n'ait pas été réalisée, le scénario prospectif montre le potentiel considérable des actions sur la diminution des indicateurs environnementaux. Les changements étudiés pourraient entraîner une réduction de moitié de l'impact du SAT sur la toxicité humaine, plus d'un tiers pour le changement climatique et les énergies fossiles tout en libérant près d'un quart du sol lié à la production et à la consommation alimentaire. Étant donné l'ampleur de l'impact de l'agriculture locale sur les écosystèmes territoriaux, ces actions permettraient simultanément de réduire les pressions environnementales du département et de contribuer à sa transition climatique et environnementale. De manière similaire à Mouans-Sartoux, les résultats soulignent que le potentiel environnemental varie considérablement en fonction des stratégies envisagées. En effet, la modification des pratiques agricoles et la réduction du cheptel ont un potentiel bien plus important que les autres actions proposées. En revanche, la diminution du gaspillage alimentaire et l'amélioration de l'efficacité énergétique de l'industrie agroalimentaire génèrent une réduction relativement faible à l'échelle du territoire entier. Ces observations rejoignent plusieurs études antérieures pointant un potentiel élevé des changements de pratiques liées à l'élevage, l'agroécologie et la consommation alimentaire (Couturier et al., 2016; Mbow et al., 2019).

Malgré l'autonomie alimentaire potentielle élevée du département, le système agroalimentaire peut également être considéré comme a-géographique. Selon nos estimations, près de 90 % de sa production agricole est commercialisée en circuits longs et 90 % de la consommation locale est importée, avec des variations significatives selon les filières. Ces constatations pour notre cas d'étude confirment les modèles économiques existants qui évaluent la part marginale du local dans la consommation des ménages des grandes villes françaises (Utopies, 2017, 2022), mais pour un territoire plus vaste et moins urbain dans son ensemble.

Cette situation représente une opportunité pour la collectivité d'agir en faveur de la reterritorialisation des flux destinés à l'exportation, ce qui pourrait potentiellement réduire la quantité produite sur le territoire sans compromettre l'autonomie potentielle de celui-ci d'une manière significative. Selon le scénario de la relocation des flux alimentaires majeurs, une telle action pourrait entraîner une réduction d'environ 10 % de l'impact du SAT. Cependant, pour éviter de transférer ces impacts précédemment exportés vers un autre territoire, la relocalisation doit s'accompagner de changements de pratiques. Une transformation des pratiques agricoles et alimentaires demeure en effet nécessaire pour réduire les impacts et les pressions environnementales locales. Ces changements revêtent également une importance fondamentale pour faciliter la transition vers un modèle plus durable à l'échelle locale et mondiale.

En ce qui concerne les conclusions spécifiques à chacun des territoires, à Mouans-Sartoux, l'impact environnemental majeur émane des habitudes des consommateurs influençant ainsi les flux d'approvisionnement alimentaire du territoire. Pour réduire leur contribution aux problèmes environnementaux, il est impératif d'agir sur ces pratiques alimentaires. Ceci implique principalement de diminuer la consommation de produits importés d'origine animale et d'aliments ultra-transformés, notamment ceux à base de viande rouge, de lait ou des produits à base de chocolat, qui ont un impact significatif sur le changement d'utilisation des terres. Cette observation rejoint les études soulignant l'importance des "consom'acteurs" dans la transition des systèmes alimentaires, tout en tenant compte des contraintes et du contexte socio-économique et politique qui influencent leurs comportements (Bricas, 2021). Les modifications de comportement observées à Mouans-Sartoux ont été en partie stimulées par la sensibilisation menée par la municipalité. Pourtant, en amont, la ville a également favorisé l'accès à une alimentation plus durable en encourageant l'installation et la commercialisation de produits locaux, tout en développant des alternatives de vente telles que les marchés, les AMAP et les magasins biologiques. De fait, le nombre de ce type de vente alternatif se relève relativement élevé comme le démontre l'analyse des fonctions territoriales. Ces actions incluent également des initiatives pour répondre aux besoins alimentaires des populations précaires par le biais d'une épicerie sociale et solidaire.

L'agriculture locale et ses activités annexes contribuent à moins de 0,5 % de l'impact global du SAT et sont ainsi loin d'être l'axe environnemental prioritaire. En revanche, le potentiel nourricier est très faible. Pour parvenir à une souveraineté alimentaire plus significative, il est nécessaire d'engager une relocalisation plus substantielle de la production alimentaire. Cela permettrait aux habitants de s'inscrire dans des dynamiques de changement alimentaire à long terme tout en offrant à un plus grand nombre une alimentation saine et locale.

Ces conclusions soulignent l'importance cruciale de l'implication de la société civile dans les transitions écologiques et alimentaires (Houdart, 2022). Elles mettent en lumière les défis auxquels sont confrontés les territoires urbanisés dotés d'une faible autonomie alimentaire. Même si ces territoires peuvent offrir un meilleur accès à une alimentation durable, comme souligné dans l'évaluation des fonctions du SAT de Mouans-Sartoux, leur organisation spatiale génère une dépendance aux énergies et au transport, entravant ainsi un contrôle plus direct sur l'alimentation (Gagné, 2011). Un plan d'action visant à encourager les habitants à modifier leurs habitudes alimentaires vers des produits moins carnés, moins transformés, issus de systèmes de production agroécologiques, et si possible locaux, ainsi qu'une sanctuarisation et un développement des terres agricoles semble toutefois à mettre à l'agenda de tous les PAT des territoires urbains.

Concernant le Finistère, la majorité des impacts liés à son système alimentaire proviennent de la production agricole locale, principalement de l'élevage, représentant jusqu'à 77 % de l'impact global. Plus précisément, ces pressions environnementales découlent de la culture des céréales et des oléagineux pour l'alimentation animale, de la consommation énergétique, des engrais ou du changement d'affectation des sols. Ces impacts s'observent à la fois sur le territoire, mais en grande partie à l'extérieur, de par l'importation de produits alimentaires ou d'intrants agricoles.

Localement, l'agriculture assure diverses fonctions territoriales telles que la protection des terres agricoles du Finistère et un potentiel nourricier conséquent. Cependant, en dehors des impacts répertoriés via l'ACV, l'accumulation des activités agricoles sur le territoire entraîne des conséquences environnementales dépassant les seuils critiques du territoire, comme le dévoilent les fonctions environnementales dégradées. Cela menace donc sa capacité à maintenir à long terme les fonctions environnementales essentielles. Il est crucial pour le département d'intervenir sur ces impacts, d'autant plus que les principaux *points chauds* de pollution concernent la production porcine et laitière. Ces produits sont principalement destinés à l'exportation, offrant ainsi une opportunité de réorienter une partie de ces flux pour réduire l'impact environnemental sur le territoire. Une telle relocalisation offre aussi une opportunité de transition des pratiques agricoles et alimentaires vers des modèles plus durables, organisée à l'échelle territoriale. Cependant, cela soulève des questions plus complexes concernant de nouveaux modèles socio-économiques à développer en lien avec le déclin des exportations.

Alors que de nombreux territoires en France témoignent d'une transition des systèmes agricoles (Rieutort, 2023), la contribution des actions menées à la diminution d'impact n'a jamais été quantifiée. La quantification réalisée dans ce travail offre l'opportunité d'évaluer plus précisément la contribution des PAT et des politiques de reterritorialisation aux problématiques environnementales, ouvrant ainsi des pistes d'amélioration. Cependant, étant donnée la diversité des types et des modes

de production agricole, établir un plan d'action générique à partir de seulement deux cas d'étude semble irréaliste.

5.2.2 Cohérence et inconsistances environnementales des résultats avec les stratégies alimentaires locales telles que les PAT

L'analyse bibliographique et les résultats obtenus dans cette thèse démontrent que la prise en compte de problématiques environnementales en lien avec l'agriculture et l'alimentation par les collectivités est largement possible du fait de leur large éventail de compétences. Ceci est indéniable pour les PAT en particulier, dont le périmètre correspond à la fois à la phase de production et de consommation (ministère de l'Agriculture, 2022a), témoignant ainsi d'une approche transversale du fait alimentaire au sein de ces projets (Darrot, Maréchal, et al., 2019). Cependant, notre analyse des plans d'action des PAT montre qu'agir sur l'environnement n'est habituellement pas l'objectif prioritaire des PAT. Les analyses environnementales sont généralement absentes des diagnostics et des plans d'action des PAT. Malgré cela, les porteurs de PAT communiquent largement sur les bénéfices environnementaux des démarches. Ces déclarations omniprésentes ne s'appuient souvent sur peu de mesure ou d'évaluation. Cette section reprend les résultats décrits précédemment et les met en relation avec les diagnostics et les plans d'actions, ainsi qu'avec les affirmations sur la durabilité des deux PAT étudiés.

Le PAT de Mouans-Sartoux met en avant la transition alimentaire comme un pilier fort et un catalyseur de la transition écologique de la ville (Pérole, 2017). L'axe environnemental y semble ainsi fortement développé. À ce titre, le PAT de Mouans-Sartoux investit dans la sensibilisation autour de l'alimentation durable, une des missions principales de la MEAD (Maison d'Éducation à l'Alimentation Durable). Bien que le PAT n'ait jamais entrepris de diagnostic environnemental spécifique, ces missions sont étroitement liées aux points chauds de son SAT. De surcroît, notre évaluation environnementale de l'ensemble de son système alimentaire révèle que ces politiques ont un impact sur le changement des habitudes alimentaires des habitants, induisant ainsi une réduction significative des impacts environnementaux. Initiée par les actions au sein de la cantine scolaire, la sensibilisation de la MEAD se concentre sur l'alimentation biologique, brute, de saison et la diversification des protéines animales. Pour accroître l'efficacité environnementale de ces actions de sensibilisation, l'accent pourrait être mis davantage sur la réduction des produits ultra-transformés ou les produits à base de chocolat ou de café. De même, un remplacement de la consommation du poisson par des produits moins impactants serait à encourager. Cette dernière mesure représente environ 9 % de l'impact des produits importés en moyenne, et presque aucune diminution dans la consommation n'a été observée depuis la mise en place du PAT.

L'impact du transport des consommateurs pour leurs courses alimentaires est la deuxième activité contribuant à l'impact global. Les fonctions du territoire montrent cependant un excellent accès physique aux commerces alimentaires, avec la quasi-totalité de la population se situant à moins de 2 kilomètres d'un commerce de ce type. À ce jour, ce point spécifique n'a pas été abordé dans le plan d'action du PAT. Malgré cela, il semble être influencé positivement par les changements observés dans les habitudes alimentaires globales, prouvant par ailleurs l'aspect systémique dans le processus d'écologisation des systèmes agroalimentaires (Lamine et al., 2016).

Pour Mouans-Sartoux, l'enjeu environnemental principal réside dans la nécessité de relocaliser l'agriculture, ce qui lui permettrait d'accroître son contrôle sur son système alimentaire territorial et ses externalités. Bien que la relocalisation fasse partie intégrante du plan d'action du PAT (Mairie de Mouans-Sartoux, 2023a), son développement se heurte aux prix élevés du foncier et de l'habitat, ainsi qu'à une disponibilité limitée des terrains. Par conséquent, les bénéfices dans ce domaine restent pour l'instant peu visibles.

Dans les documents en accès libre du PAT du Finistère, le diagnostic et le plan d'actions mentionnent l'environnement notamment via des pratiques alimentaires durables et le développement de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. Toutefois, ces mentions restent relativement succinctes, ne fournissant pas de détails approfondis. En regardant la correspondance entre le diagnostic, le plan d'action du PAT du Finistère et le scénario prospectif réalisé dans cette thèse, nous y remarquons une faible intersection. Le plan d'action du Finistère agit en effet peu ou pas du tout sur les points chauds que nous avons identifiés.

Concrètement, notre analyse montre que l'essentiel de l'impact provient de la production agricole et, en majorité, celle destinée à l'exportation. À ce titre, le diagnostic du PAT mentionne que : « Le PAT fait de la qualité (éthique, environnementale, sanitaire, nutritionnelle et/ou organoleptique) une priorité pour l'alimentation des mangeurs/mangeuses » (p.6). Concernant la production, ils proposent d' « aider à la structuration des filières de qualité » telles que l'agriculture biologique et de « préserver l'environnement par des pratiques plus respectueuses » (p.44) par exemple via des baux environnementaux ou la protection des ressources naturelles. Toutefois, le plan d'action exprime également la volonté de maintenir la force exportatrice du territoire. Il semble nécessaire de souligner l'importance d'une désindustrialisation ciblée, notamment dans des filières comme celle du porc, qui ont un impact environnemental considérable. Cette désindustrialisation, impliquant une diminution du cheptel et des pratiques plus extensives nécessitant moins d'intrants et d'énergie, permettrait non seulement de réduire cet impact, mais aussi de favoriser la transition des systèmes conventionnels vers des modèles agroécologiques. La conversion vers une production biologique, surtout dans le secteur de l'élevage, nécessite généralement davantage de terres et s'accompagne

par conséquent d'une réduction du cheptel. Cependant, un tel changement aurait pour conséquence inévitable de baisser la production et par ainsi les exportations des produits concernés. Ces constats révèlent les contradictions présentes dans les documents du PAT. Le diagnostic du PAT du Finistère avance des propositions pour développer de nouvelles filières visant à résoudre les problèmes environnementaux liés à l'élevage, comme la production de spiruline, l'aquaculture ou d'autres alternatives aux protéines animales (Conseil départemental du Finistère, 2017a). Cependant, ces propositions ne se retrouvent pas dans le plan d'action, et nous manquons d'informations sur les actions entreprises sur le territoire. Pourtant, de telles initiatives pourraient considérablement contribuer à réduire les impacts environnementaux du territoire et devraient occuper une place significative au sein du plan d'action du PAT.

Dans son plan d'action, le département vise à promouvoir le développement de pratiques alimentaires durables et à mettre en valeur les produits locaux (Conseil départemental du Finistère, 2017b). Cependant, la réduction de la consommation de produits carnés ou ultra-transformés ne semble pas être évoquée dans les documents territoriaux officiels. Il est probable que de telles propositions puissent susciter des tensions avec l'industrie agroalimentaire déjà bien établie dans la région. Cette industrie joue un rôle important dans le PIB et l'emploi du département. Pourtant, encourager un changement dans les habitudes alimentaires serait crucial pour les politiques de relocalisation, car la majeure partie de l'impact des produits importés provient des produits dont la consommation doit être réduite pour des raisons environnementales. De fait, près d'un tiers de l'impact du SAT provient des produits importés d'origine animale et de produits ultra-transformés, tels que la viande rouge, le lait, les confiseries ou les boissons ultra-transformées. Réduire la consommation de ces produits pourrait également diminuer la dépendance du département aux importations. La sensibilisation de la population à propos de ces produits pourrait être intégrée dans l'un des axes majeurs du PAT du Finistère, qui vise à encourager des régimes alimentaires durables pour les habitants. Une telle approche contribuerait également à réduire les impacts sanitaires (Fardet & Rock, 2019).

En parallèle, le diagnostic et le plan d'action du PAT évoquent la volonté d'encourager la consommation et la commercialisation de produits locaux, mais sans préciser les filières visées. En ce qui concerne la viande et le lait, ces aliments sont massivement produits sur le territoire et exportés. Il serait pertinent d'orienter ce type de production vers une commercialisation locale en circuits courts. Cependant, à l'échelle globale, cette action n'engendrerait pas nécessairement un impact environnemental élevé, étant donné la possibilité d'un transfert de cet impact vers d'autres territoires. De plus, une relocalisation sans modification des pratiques agricoles aboutirait vraisemblablement à une diminution d'impact minime, voire inexistante.

Conformément à la loi EGALIM (Conseil National de la Restauration Collective, 2019), le plan d'action prévoit également de mettre en place une réduction du gaspillage alimentaire. Cette action est essentielle pour mettre un terme à un système de production et de consommation de masse et développer une économie circulaire dans les systèmes alimentaires durables (Lévesque, 2023). Cependant, d'un point de vue environnemental, cette action pourrait présenter un potentiel relativement faible comparé à d'autres mesures essentielles pour ce cas d'étude.

Pour conclure, les documents du PAT du Finistère évoquent un nombre intéressant de propositions en lien avec les points chauds environnementaux de son SAT. Afin de mieux aligner le plan d'action avec ces enjeux, une intégration plus poussée de la désindustrialisation de certaines filières locales semble nécessaire dans la planification territoriale. Il convient de noter que cette analyse se base uniquement sur des données disponibles publiquement. Le manque de collaboration avec la collectivité territoriale a restreint la possibilité d'approfondir davantage ces conclusions.

5.2.3 Transition écologique et reterritorialisation

Dans *Géoconfluences*, Alexis Gonin définit la transition écologique comme « le passage, à l'échelle d'une société, à des modes d'habiter et des systèmes productifs plus durables » (Gonin, 2021). Il poursuit qu'en géographie, la problématique de la transition est surtout liée à une recomposition spatiale créant une meilleure cohabitation entre l'ensemble des vivants. Cette perspective appelle à repenser les cadres d'analyse pour dépasser la séparation traditionnelle entre la société et l'environnement, mettant plutôt l'accent sur leurs relations interdépendantes.

Les perspectives sur la transition et le développement durable des systèmes alimentaires varient considérablement selon les acteurs, allant d'une approche « écocentrique » à une approche « technocentrique » (Robinson, 2009). Cette divergence entraîne des différences dans les stratégies à adopter. D'un côté, les approches écocentriques mettent l'accent sur la nature, la proximité et la promotion de pratiques alternatives telles que l'agroécologie. De l'autre, les approches technocentriques se concentrent sur les actions techniques visant à améliorer la technologie, le rendement et l'efficacité des filières et du transport. Alors que la stratégie technocentrique propose de faire évoluer le système existant, la vision écocentrique souligne la nécessité de transformations plus radicales (Loudiyi et al., 2022). L'objectif final pour tous est d'atteindre un état de durabilité entre l'Homme et la nature.

La planification de la transition, quelle que soit la vision adoptée, doit être envisagée à différents niveaux, qu'il s'agisse du local, du national ou de l'international. Dans notre état de l'art (chapitre II), nous citons plusieurs études indiquant que l'échelle locale est particulièrement adaptée à une telle planification (Dansero & Pettenati, 2018; Morgan, 2015). Pour cette raison, la reterritorialisation est fréquemment évoquée comme un levier majeur de la transition socio-écologique (Deverre & Lamine,

2010; Lamine, 2012). Ceci est particulièrement pertinent dans un contexte où la production mondialisée est à l'origine de problèmes environnementaux majeurs. La notion de reterritorialisation est alors perçue comme l'antithèse d'un système mondialisé et peu durable (Carnoye, 2013). En effet, la reterritorialisation alimentaire met en lumière la capacité des territoires à s'organiser et à répondre aux dynamiques internationales grâce à une gouvernance territorialisée. Ce processus redonne ainsi une légitimité aux pouvoirs locaux pour mettre en œuvre une politique territoriale plus durable.

Le PAT représente aujourd'hui un outil institutionnel crucial pour la reterritorialisation alimentaire, agissant de manière significative en faveur des visions écocentriques et technocentriques de la transition. Ces plans intègrent la transition écologique en remodelant la configuration spatiale et la gouvernance des systèmes alimentaires vers une organisation locale et plus alternative. Progressivement, la reterritorialisation et les PAT font partie des programmes liés à la transition écologique (tels que le SNBC 2 ou France 2030). De plus, depuis 2016, l'ADEME (l'Agence de la transition écologique) attribue des financements aux PAT, signalant ainsi une prise en compte croissante des enjeux environnementaux dans ces projets. Cependant, il reste à évaluer dans quelle mesure ces initiatives contribuent réellement à la transition écologique.

L'évaluation environnementale systémique des territoires porteurs de PAT, abordée dans cette thèse, apporte des éléments inédits pour répondre à cette interrogation. Elle offre des conclusions relatives à la relation entre la reterritorialisation, l'impact environnemental et les fonctions territoriales. Cette section aborde ces enseignements en s'appuyant partiellement sur le cadre théorique de la perspective multiniveaux (MLP). Elle examine ensuite l'ampleur de la transition d'un point de vue quantitatif, comparant les résultats aux objectifs environnementaux établis par l'État. Enfin, des propositions d'améliorations pour le dispositif du PAT sont formulées afin d'intégrer plus efficacement les problématiques environnementales, notamment en discutant la place des circuits courts dans les politiques de reterritorialisation.

Nos observations à Mouans-Sartoux démontrent que les changements induits par les politiques alimentaires locales ne se limitent pas aux cantines scolaires, à la réduction des distances parcourues par les aliments ou à la protection des terres agricoles. Ils ont également un impact sur les pratiques des consommateurs, des agriculteurs et, dans une certaine mesure, des commerçants. Ces résultats confirment l'hypothèse des recherches antérieures qui établissent un lien entre les circuits courts et la promotion de pratiques plus durables (Chiffolleau et al., 2016).

De par ces changements systémiques, il est ainsi pertinent d'aborder ce processus sous l'angle des cadres théoriques d'analyse des transitions, notamment par le prisme de la littérature sur les transitions agroalimentaires et la perspective multiniveaux (*multi-level perspective*, MLP) (Bilali,

2019; Hinrichs, 2014; Lamine, 2012; Loudiyi & Cerdan, 2021). Selon la MLP, les transitions sont interprétées comme résultant des interactions entre le paysage sociotechnique, le régime dominant en place et les pratiques des acteurs, y compris les niches (innovations) qui sont à l'origine des transitions. Dans le domaine des systèmes alimentaires, les niches, qui englobent des innovations technologiques, sociales ou organisationnelles, se matérialisent par des exemples tels que l'agroécologie et les systèmes d'approvisionnement alternatifs comme les circuits courts. Le régime en place correspond à l'agriculture conventionnelle, prédominante dans les systèmes de production. Quant au paysage sociotechnique, il représente les dynamiques agricoles et alimentaires à l'échelle nationale ou internationale (Bilali, 2019). Au cœur de cette théorie, la transition repose sur les innovations impulsées par les niches qui, au fur et à mesure, exercent une pression sur le régime sociotechnique en place pour le modifier (Geels, 2002, 2011).

Dans notre exemple, cette pression est d'abord générée et exercée par les décideurs locaux cherchant à promouvoir les niches d'alimentation et d'agriculture alternatives et durables en tant que projet politique global. Dans cette perspective, comme suggéré par (Ilieva, 2016), la planification territoriale devient une niche sociale « hybride » en elle-même, associant à la fois les techniciens locaux et les initiatives citoyennes. La gouvernance territoriale est ainsi l'innovation clé à promouvoir. Par conséquent, selon plusieurs auteurs (Darrot, Maréchal, et al., 2019a; Darrot, Marie, et al., 2019b), les PAT sont considérés comme des niches d'innovation, favorisant des pratiques alternatives au régime sociotechnique conventionnel soutenu par les politiques publiques depuis les 60 dernières années. Notre étude de cas confirme cette hypothèse et démontre que les PAT portent des approches alternatives plus durables. Elle met également en lumière leur nature systémique et interconnectée. L'établissement de la régie agricole par les pouvoirs publics à Mouans-Sartoux a renforcé le rôle des autorités locales dans la mise en place durable du système alimentaire. Progressivement, ces initiatives ont conduit à des changements dans les habitudes des acteurs locaux, les orientant vers des pratiques plus alternatives. Cela a engendré des changements allant de la conversion d'un agriculteur à l'agriculture biologique au changement du mode de transport pour faire les courses alimentaires pour une partie des habitants. L'innovation initiale, qui consistait en la relocalisation de l'approvisionnement alimentaire de l'école, s'est ainsi propagée et a entraîné des répercussions sur l'ensemble du système alimentaire, et même au-delà. Les résultats positifs observés dans la commune sont aujourd'hui partagés avec d'autres territoires grâce au diplôme universitaire "Chef de projet en alimentation durable", aux visites organisées par la MEAD et à la participation à plusieurs réseaux d'acteurs de l'alimentation durable. L'objectif est à la fois de devenir une source d'inspiration et à propager le modèle de gouvernance territoriale de l'alimentation à une plus grande échelle. Non seulement ces conclusions démontrent le lien étroit entre les différents modèles et acteurs existants, mais elles prouvent également la relation entre les dynamiques

territoriales et les conséquences globales. Le déploiement de l'approche systémique dans ce travail confirme donc la nécessité de prendre en compte l'ensemble du SAT et de ses modèles coexistants (Gasselin et al., 2021) pour saisir plus amplement la contribution de la planification territoriale à la transition.

Les résultats obtenus prouvent que les politiques de reterritorialisation alimentaire contribuent à atténuer les externalités environnementales liées à nos systèmes alimentaires. Ces conclusions corroborent ainsi les travaux antérieurs mettant en avant la proximité spatiale comme un facteur favorisant la transition vers davantage de durabilité (Caron, 2021; Chiffolleau & Dourian, 2020; Chiffolleau & Prévost, 2012; Clancy & Ruhf, 2010; Dansero & Puttilli, 2014; Deverre & Lamine, 2010; Helenius et al., 2007; Kremer & DeLiberty, 2011; Morgan et al., 2006). Ces résultats soulignent également que même si les problématiques environnementales sont principalement réduites à l'échelle du territoire, les politiques d'un territoire entraînent des répercussions bien plus larges et globales (Debuisson, 2014).

Les changements observés et leur contribution à une transition écologique globale suscitent pourtant des interrogations liées à leur ampleur. La réduction des impacts constatée depuis la mise en place du PAT de Mouans-Sartoux est en partie cohérente avec les trajectoires prospectives et les objectifs climatiques nationaux. Par exemple, les participants aux actions de la MEAD à Mouans-Sartoux ont réussi en moyenne à réduire de 26 % l'empreinte carbone liée à leur alimentation en 5 ans. Malgré cette évolution rapide, une telle réduction demeure en deçà du scénario Afterres2050, qui prévoit une diminution de 50 % des émissions de gaz à effet de serre provenant des régimes alimentaires d'ici 2050 (Couturier et al., 2016). Dans le cas du Finistère, le scénario prospectif, bien qu'il soit aligné sur les scénarios nationaux (envisageant une réduction potentielle d'environ 40 % des émissions), ne correspond pas exactement aux plans d'action territoriaux. Malgré des résultats encourageants, des actions plus ambitieuses devront être mises en œuvre pour atteindre les objectifs de neutralité carbone d'ici 2050. Ces conclusions pointent ainsi vers la nécessité des changements radicaux, présents dans la vision écocentrique de la transition.

Le constat des études antérieures sur les transitions agricoles souligne que la contribution des acteurs représentant les niches demeure encore insuffisante pour influencer de manière significative le système établi (Lamine, 2012). En dépit des changements positifs observés dans cette analyse, la majeure partie de l'organisation alimentaire dans ces deux territoires demeure conforme au régime conventionnel existant. À Mouans-Sartoux, moins de 1 % des flux alimentaires sont issus de la commune et moins de 30 % des habitants consomment régulièrement des produits labélisés agriculture biologique. De plus, il est légitime de se questionner sur la capacité des territoires à transformer le modèle actuel en un modèle plus écologique, face à des dynamiques socio-

économiques telles que la recrudescence de la précarité alimentaire, les défis liés à l'installation agricole ou au vieillissement de la population agricole. Néanmoins, la volonté des acteurs territoriaux de s'engager dans une transition écologique, en intégrant progressivement la dimension alimentaire, se manifeste, représentant ainsi des signaux positifs (Lardon & Loudiyi, 2014).

Alors que les PAT sont un levier considérable pour stimuler la transition écologique, ils se concentrent davantage sur des innovations incrémentales que sur des changements radicaux. Il est donc légitime de se demander si des transformations plus profondes sont nécessaires pour rendre la transition territoriale réellement efficace. Dans ce travail, deux limites majeures ont été identifiées comme des obstacles significatifs à cette transition : la nature a-géographique de notre approvisionnement alimentaire mondialisé et le modèle industriel des pratiques agricoles et alimentaires actuelles. Pour les dépasser, des bouleversements profonds semblent nécessaires.

En effet, de manière écrasante, le système alimentaire des deux territoires est basé sur les exportations et les importations. Pour opérer un réel changement vers une appropriation locale de notre alimentation et rendre le système plus durable, il est crucial de revoir en profondeur cette organisation, en s'appuyant sur le concept de reterritorialisation amorcé dans les PAT. Pour ce faire, la préservation des terres agricoles se présente comme une étape fondamentale, suivie par un accompagnement aux installations agricoles. Pour des territoires agricoles, il serait bénéfique de favoriser la transmission des exploitations après le départ en retraite des exploitants. Cela permettrait de contrer la standardisation et l'agrandissement des fermes dont la production est destinée à l'exportation. Parallèlement, renforcer le soutien à la commercialisation locale, impliquant les cantines scolaires mais aussi l'industrie, les commerces et la restauration privée, est une autre piste à explorer. Ces changements ne ciblent pas directement les impacts environnementaux, mais ils créent les conditions territoriales propices à une gestion durable des systèmes alimentaires territoriaux.

Par la suite, pour que la reterritorialisation n'augmente pas l'impact environnemental du territoire, il est impératif d'inclure le changement des pratiques actuelles, et cela ne concerne pas seulement les pratiques liées au transport. Notre analyse confirme que la composition de l'assiette ou le type d'agriculture sur le territoire ont un impact bien plus significatif sur l'environnement que le mode de transport du lieu de production au lieu de consommation. Cela va dans le sens des études préconisant un modèle agroécologique et des régimes alimentaires basés sur des produits végétaux peu transformés pour une transition alimentaire écologique (Billen et al., 2021; Couturier et al., 2016; González-García et al., 2020; Mbow et al., 2019; Poore & Nemecek, 2018; Poux & Aubert, 2018; Rööös et al., 2015; Scarborough et al., 2014; Springmann et al., 2018; Stylianou et al., 2021; Vanham et al., 2013, 2016). L'importance d'agir simultanément sur ces deux aspects souligne

également l'intérêt des politiques combinées en agriculture et en alimentation pour que le changement des habitudes alimentaires accompagne et facilite l'évolution des pratiques agroécologiques, et vice versa.

Ces deux conclusions ne sont pas nouvelles et rejoignant celles de nombreuses études et scénarios précédemment cités. La question de l'efficacité environnementale des circuits courts a également depuis longtemps été débattue dans le domaine scientifique (Majewski et al., 2020). Pourtant, l'exemple de Mouans-Sartoux met en lumière le rôle des circuits courts et de la gestion territoriale comme catalyseurs de pratiques plus durables. Or, sans changements significatifs des pratiques territoriales, une réorganisation spatiale de l'alimentation ne suffit pas à générer des avantages environnementaux significatifs. Malgré cela, les initiatives des PAT restent largement axées sur la mise en place de circuits courts. Ces derniers, associés aux actions conformes à la loi EGALIM (approvisionnement des cantines scolaires, réduction du gaspillage alimentaire, lutte contre la précarité alimentaire), correspondent aux principaux objectifs de ces projets. Les politiques agricoles ont d'ailleurs toujours visé en premier lieu l'autonomie alimentaire territoriale (Le Velly & Soulard, 2020).

Pour faire face aux urgences environnementales, on note toutefois que la dimension environnementale des PAT prend de l'ampleur au fur et à mesure des appels à projet du PNA (Marcadet, 2021). Le premier appel, en 2017-2018, abordait uniquement la protection de l'environnement et le changement climatique. Le suivant a élargi le spectre en incluant l'agroécologie et la préservation de l'eau. Le troisième appel encourageait également l'accompagnement des régimes alimentaires et la préservation de la biodiversité. Le dernier appel combine quant à lui une multitude d'enjeux environnementaux, intégrant le développement de l'agriculture biologique, l'agroécologie, les régimes alimentaires durables, la préservation de l'eau et des sols, ainsi que l'efficacité de la chaîne de production entre autres. Aujourd'hui, les orientations de la future Stratégie Nationale Alimentation Nutrition Climat (SNAC) placent les PAT comme un levier de la transition écologique. Cependant, dans de nombreux projets, la priorité demeure la valorisation des produits locaux et de qualité dans les cantines. Bien que ces initiatives mettent en avant les bénéfices environnementaux, elles le font souvent sans s'appuyer sur des bases scientifiques solides ou un suivi environnemental quantitatif. Cela n'est pas étonnant dans la mesure où l'alimentation locale est généralement considérée comme un levier environnemental majeur (Dubois et al., 2019). Pourtant, conformément à la littérature existante (Farmery et al., 2015; Loiseau et al., 2020; Majewski et al., 2020), et comme cela a été mentionné à plusieurs reprises dans ce travail, les circuits courts en eux-mêmes ne représentent pas un avantage environnemental en termes de réduction de l'impact du transport. Nos résultats sur les circuits courts dans la commune de Mouans-Sartoux confirment ce constat. Ainsi, cette étude apporte des éléments qui à la fois confrontent et affinent l'argumentation

de Born & Purcell (2006) concernant le « piège local » (« local trap »). Dans le cas de Mouans-Sartoux, les politiques de reterritorialisation ont permis de réduire l'impact du SAT de la municipalité. Cependant, ce changement est largement dû à la modification des pratiques des habitants, sans lesquels aucune diminution n'aurait été possible. De plus, la vision globale du SAT, telle qu'empruntée par notre méthodologie, met en évidence que la contribution du transport au sein des circuits courts à l'impact global d'un SAT est marginale. Ce constat recentre donc le débat sur la nécessité d'une transition des modèles agricoles et alimentaires. Conformément à l'hypothèse du piège local, une production locale peut avoir autant d'impact environnemental qu'une production importée dépendante des pratiques territoriales. Pourtant, comme suggéré dans cette recherche, l'organisation territoriale des systèmes alimentaires semble favoriser l'émergence de systèmes plus durables. De récentes études sur la mise en place des PAT, telles que celle de Néel et al. (2023), démontrent que les circuits courts sont souvent une première étape pour les PAT. Ces circuits courts servent ensuite de levier pour promouvoir une vision systémique qui agit sur l'ensemble des maillons du SAT, contribuant ainsi à renforcer leur durabilité.

À ce jour, et comme nous venons de le discuter, la relocalisation ne peut pas être automatiquement assimilée à la durabilité environnementale (Morgan & Sonnino, 2010). Les politiques de reterritorialisation demeurent toutefois un levier crucial pour la transition écologique des territoires. Pour approfondir le lien entre la production et la consommation locale et la durabilité, des recherches supplémentaires sont nécessaires. En effet, les questions qui ressortent de cette thèse sont : à quel point les circuits courts et la reterritorialisation facilitent-ils une mise en place de pratiques plus durables ? Jusqu'à quel point la planification territoriale peut-elle contrer les dynamiques internationales de mondialisation des systèmes alimentaires ?

Les résultats initiaux issus de l'ACV-T contribuent partiellement à répondre à ces questions, offrant une meilleure compréhension des conditions territoriales nécessaires pour une transition impliquant l'ensemble des acteurs et des modèles du territoire, un aspect peu exploré dans la littérature (Loudiyi & Cerdan, 2021). Ils mettent en évidence le rôle crucial des politiques locales tout en révélant une portée limitée des initiatives menées.

5.2.4 Importance du rôle des autorités locales & préconisations pour les décideurs politiques

Traditionnellement, les transitions ou les alternatives alimentaires sont ancrées dans l'espace territorial et émergent à partir d'initiatives et de mouvements citoyens de type bottom-up (Hinrichs, 2014; Robinson, 2009). La récente emprise institutionnelle au sein d'initiatives alimentaires locales peut être vue comme un frein au développement de projets plus horizontaux, c'est-à-dire relevant plus d'horizontalité entre les acteurs (Jabiot & Delfosse, 2021). Les pouvoirs publics locaux peuvent

en même temps être perçus comme un accélérateur et un coordinateur au niveau local (Poisson & Saleilles, 2012). Nous examinons ici le rôle et la contribution des autorités locales dans la transition alimentaire et écologique, tels qu'observés dans notre analyse. Ensuite, des recommandations visant à renforcer ce rôle, tant dans le cadre des PAT qu'à des échelles nationales, voire internationales, sont formulées.

Les PAT, initiés par le gouvernement et les collectivités territoriales, sont conçus par et pour les acteurs locaux. Ils témoignent ainsi d'une frontière de plus en plus floue entre la dichotomie traditionnelle des approches descendantes (top-down) et ascendantes (bottom-up) (Prouvé et al., 2015).

Nos résultats du PAT de Mouans-Sartoux mettent en évidence la contribution cruciale des autorités locales dans la réduction des impacts de leur SAT. Elle se manifeste notamment à travers la mise en place de la régie agricole, le soutien à la production locale et la sensibilisation aux régimes alimentaires durables. Ces constats rejoignent les travaux soulignant le rôle essentiel des acteurs publics dans le développement de SAT plus durables (Capt et al., 2012; Marraccini et al., 2013; Poisson & Saleilles, 2012). Les acteurs institutionnels à Mouans-Sartoux, tout comme dans la région urbaine de Pise décrite dans les travaux de (Marraccini et al., 2013), sont fortement engagés dans les enjeux environnementaux. Ils orientent ainsi le projet territorial vers une atténuation de ces problématiques. Parallèlement, comme mis en lumière dans la recherche de (Cohen & Ilieva, 2015) portant sur la gouvernance urbaine de l'alimentation, les pouvoirs publics démontrent leur capacité à soutenir et à modeler les pratiques alimentaires. Toutefois, il demeure complexe d'identifier si les changements dans les habitudes alimentaires sont davantage influencés par les pratiques sociales ou par la sensibilisation menée par la collectivité. Les pratiques sociales, selon (Warde, 2005), englobent et façonnent les comportements des consommateurs, tels que l'essor des marchés de producteurs ou des magasins spécialisés en produits biologiques dans notre exemple, dont l'émergence est influencée par les politiques locales. Ces pratiques locales impliquent trois composantes principales : la signification (à la fois idéologique et culturelle), les éléments matériels (infrastructures, offre) et les compétences (savoir-faire), qui sont façonnés par des dynamiques spatiales, temporelles et les relations de pouvoir (Cohen & Ilieva, 2015). Distinguer l'influence de chacun de ces éléments reste ainsi une tâche complexe.

À Mouans-Sartoux, le changement des comportements alimentaires apparaît manifestement multifactoriel, et il est difficile d'établir un lien de causalité direct avec le PAT. Malgré cela, nos recherches sur le terrain révèlent que l'influence du territoire représente un facteur crucial. Selon l'enquête de terrain, deux tiers des répondants mentionnent être influencés par les politiques et les évolutions territoriales. De plus, les changements observés chez les habitants impliqués dans le PAT

(tels que les parents d'élèves, les participants au FAAP, aux jardins familiaux ou au projet 'Le citoyen nourrit la ville') sont de deux à trois fois plus significatifs que chez ceux qui ne sont pas impliqués dans ces initiatives. En outre, ces changements vont à l'encontre des tendances nationales par exemple en matière de consommation de viande ou de produits biologiques. Ils se distinguent ainsi considérablement d'une dynamique globale de la population française et confirment la trajectoire spécifique du territoire due, en partie, à ses politiques alimentaires. Alors que nous ne sommes pas formellement en mesure de définir les raisons exactes des changements des acteurs territoriaux, ce travail rejoint des études révélant que les habitudes alimentaires sont façonnées par les dynamiques sociales et territoriales (Hulot, 2022) telles que les relations avec l'agriculture locale (Vandenbroucke & Delfosse, 2019) ainsi que par les politiques locales dans notre cas. Cette approche intégrée de l'alimentation démontre être à la fois un moteur du développement territorial (Loudiyi & Houdart, 2019), et un accélérateur de la transition écologique pour les pouvoirs publics locaux.

Compte tenu de l'influence que les politiques locales exercent sur les différents acteurs du territoire, l'accentuation de la dimension environnementale des PAT représente un potentiel important pour atteindre l'objectif de transition écologique. Cependant, selon l'analyse du caractère environnemental des PAT par le RNPAT (Marcadet, 2021), les porteurs du projet rencontrent des difficultés pour identifier les actions du PAT dites « environnementales ». L'identification des activités « point chaud » via l'ACV-T permet d'informer les acteurs du PAT sur les composantes du système alimentaire à viser afin de diminuer significativement leurs pressions environnementales. Quelles que soient les caractéristiques territoriales, selon nos résultats, les PAT souhaitant renforcer leurs axes environnementaux sont amenés à focaliser leurs efforts, en parallèle de la relocalisation, sur :

- i. Des régimes alimentaires moins carnés et la réduction de produits ultra-transformés ;
- ii. Des filières agricoles moins industrialisées ;
- iii. L'usage moindre d'intrants chimiques et d'énergies fossiles ;
- iv. Et, dans une moindre mesure, modifier le transport des consommateurs.

Bien que ces recommandations reflètent les orientations des stratégies nationales, elles sont rarement explicitement abordées dans les plans d'actions des PAT. Typiquement, les recommandations liées aux régimes alimentaires se concentrent sur les établissements scolaires ou les populations précaires, accordant peu d'importance aux produits ayant un impact environnemental plus étendu (par exemple, l'accent est mis sur les produits locaux ou labellisés). Malgré leur intégration depuis des années dans le PNSS visant la population dans son ensemble, l'application de ces préconisations favorables à la réduction des impacts environnementaux à l'échelle territoriale via les PAT reste récente et limitée. Pour les PAT, encourager la modification des régimes alimentaires représente toutefois une opportunité significative d'améliorer à la fois la santé

des habitants et l'état écologique de leur territoire ainsi que celui des écosystèmes planétaires. Une transition vers des régimes alimentaires requiert moins de ressources naturelles favorise en même temps une relocalisation plus réaliste (nécessitant moins de surfaces) et induit des changements dans les pratiques agricoles (plus extensives).

Concernant la relocalisation de la production, elle ne doit pas se limiter à la partie visible de la production. Pour réduire les impacts environnementaux, il est essentiel de prendre en compte les intrants et les services utilisés en amont et en aval par les agriculteurs et les industries agroalimentaires. L'impact non-négligeable des intrants, tels que les énergies fossiles, les fertilisants ou l'alimentation animale, doit être questionné par les pouvoirs publics comme évoqué par (Barbier et al., 2019). Malgré cela, cet aspect est peu mis en avant dans les plans d'actions territoriaux (issus des PAT). Les politiques de relocalisation doivent donc évoluer pour ne pas se restreindre au premier niveau de production. Elles doivent également englober une partie des flux utilisés tout au long du cycle de vie de la production alimentaire, et qui peuvent être relocalisés. Cela permettrait de valoriser les ressources locales et de favoriser une économie territoriale circulaire (Billen et al., 2009; Bonaudo et al., 2018).

La réduction de la consommation d'énergies fossiles concerne également le transport, où une attention accrue doit être portée au déplacement des consommateurs, confirmant les résultats d'études antérieures sur ce sujet (Feichtinger & Gronalt, 2021; Loiseau et al., 2020). La relocalisation offre également un meilleur contrôle sur les flux extérieurs et permet potentiellement une optimisation du transport local grâce à des économies d'échelle.

Conformément aux récents rapports des instances publiques, d'études scientifiques et de travaux d'associations (Marchand & Chabanet, 2022; Terres en villes & Resolis, 2022), l'évaluation des PAT est également à mettre systématiquement en place.

Pour favoriser le développement des PAT, un soutien réglementaire accru s'avère essentiel. Selon l'étude du RnPAT (Marcadet, 2021), les acteurs des PAT soulignent que des politiques environnementales plus strictes au niveau national faciliteraient l'intégration des aspects environnementaux dans les PAT. Les axes stratégiques abordés dans ce travail pourraient être inclus dans des plans et objectifs nationaux, offrant ainsi une orientation à suivre au niveau local.

Par exemple, une partie conséquente des avantages environnementaux observés dans le scénario prospectif pour le Finistère proviennent de la réduction du cheptel, une mesure associée au scénario agroécologique. Au niveau national, la France pourrait prendre exemple sur d'autres pays industrialisés, comme les Pays-Bas, qui ont mis en place des politiques visant à réduire le cheptel (Flach & Selten, 2021). Dans ce sens, la récente publication de la Cour des comptes française préconise également une diminution du cheptel bovin pour atteindre les objectifs climatiques,

soulignant que ces derniers sont hors de portée sans une telle réduction (Cour des comptes, 2023). Pourtant, ce type de mesures ne semblent pas être intégrées dans les documents officiels relatifs aux systèmes alimentaires et aux actions environnementales.

Ensuite, pour favoriser les pratiques agroécologiques et encourager le développement de modes de transport plus durables, il est crucial de bénéficier d'un soutien financier et réglementaire accru. Cela implique une coordination renforcée et un appui aux politiques locales telles que le PRAD, le SRADDET au niveau régional, ainsi que les PCAETs, l'Agenda 21 et les PAT au niveau local. De plus, il est nécessaire de renforcer les objectifs de réduction de la dépendance aux ressources fossiles et de mobiliser des ressources plus substantielles pour faciliter cette transition. Ce processus pourrait également contribuer à atténuer la hausse constante des prix des intrants agricoles, observée depuis 2022 (Agreste, 2023).

Ces politiques doivent être combinées à des stratégies visant à modifier les régimes alimentaires vers des modèles plus durables. L'intensification et la modernisation de l'agriculture ont engendré une séparation et un éloignement progressif entre l'agriculture et l'alimentation. Cette séparation se manifeste non seulement spatialement, mais également dans la façon dont les politiques publiques abordent ces deux aspects (Lamine & Chiffolleau, 2018). Il est essentiel d'encourager des politiques visant à rétablir ce lien entre la production agricole et la consommation alimentaire, comme mentionné précédemment par d'autres chercheurs (Morgan, 2010; Poore & Nemecek, 2018). Le développement du Plan national d'alimentation et de nutrition (PNAN) représente les premiers efforts concertés des ministères de l'Agriculture et de la Santé pour accompagner les changements des pratiques agricoles vers des régimes alimentaires plus durables et plus sains. La loi EGALIM, partiellement mise en œuvre via les PAT, a également constitué une avancée significative dans ce sens, favorisant notamment le développement de la consommation de produits biologiques et de repas végétariens. Cependant, pour respecter les engagements climatiques, il est crucial d'établir des objectifs clairs de réduction de la consommation de viande industrielle et de produits ultra-transformés à l'échelle nationale. Ces objectifs nécessitent des actions tangibles et des ressources adaptées. Par exemple, au lieu de se concentrer uniquement sur la sensibilisation, des politiques visant à rendre les aliments frais, biologiques, et les fruits et légumes plus accessibles pourraient être développées. Ces mesures pourraient être soutenues par des subventions de la PAC ou intégrées dans la nouvelle stratégie européenne « De la ferme à la table ». Une autre proposition à considérer est l'établissement progressif d'une Sécurité sociale de l'alimentation, une idée avancée par des acteurs du terrain. Ce concept vise à faciliter l'accès à une alimentation durable en se basant sur les principes de la sécurité sociale (Collectif pour une Sécurité sociale de l'alimentation, 2023). Il pourrait également être envisagé de réguler la publicité pour les produits alimentaires ultra-transformés et à

fort impact environnemental. Une telle mesure avait été proposée dans un projet de loi en 2020, initié par le ministère de la Transition écologique, mais n'avait pas abouti.

Enfin, la reterritorialisation ne peut se réaliser sans la disponibilité de terres agricoles. Bien que des mesures réglementaires renforcent la préservation des terres, notamment avec l'objectif zéro artificialisation nette (ZAN) d'ici 2050, des actions de préservation plus ambitieuses doivent être entreprises. Cela inclut une reconnaissance du sol comme un levier majeur des enjeux alimentaires et une mise en place de mesures réglementaires pour favoriser l'installation agricole, conformément aux recommandations des organismes spécialisés (CESE, 2023).

Un soutien national et européen via une réglementation plus stricte ou incitative permettrait de faciliter le travail des agents locaux en faveur de systèmes territoriaux durables. Ces préconisations principales pour une meilleure prise en compte de l'environnement dans les PAT, basées sur les résultats de cette recherche, ainsi que les outils réglementaires à renforcer, sont synthétisés par la Figure 48.

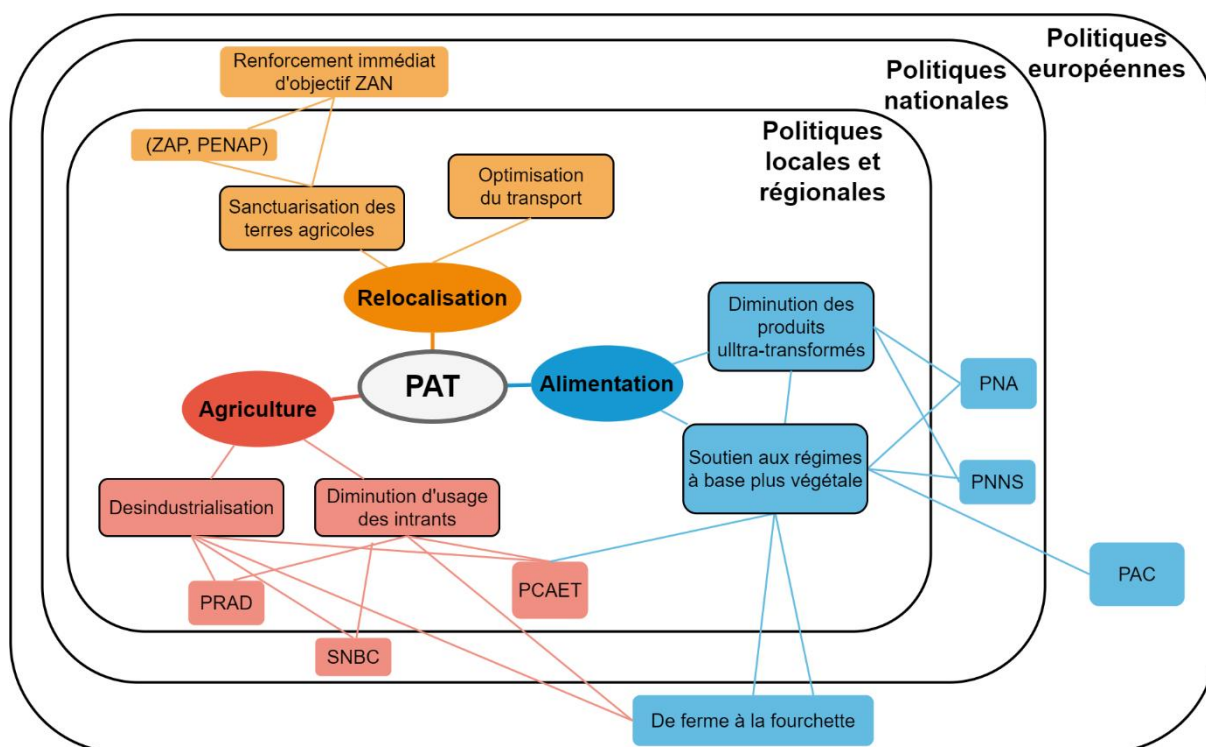


Figure 48. Les actions des PAT à développer de manière plus récurrente et approfondie afin d'améliorer son efficacité environnementale ainsi que les politiques locales, nationales et européennes pouvant renforcer et influencer ces actions. Les actions et la réglementation relatives à l'agriculture sont en rouge, celles concernant l'alimentation en bleu et celles liées à la relocalisation en orange.

5.2.5 Limites provenant du choix des territoires et des biais liés au questionnaire

Les conclusions de cette étude, évoquée dans ce sous-chapitre, doivent tenir compte de plusieurs limites. Outre celles de l'ACV déjà mentionnées, il convient de considérer les limites associées aux spécificités des territoires étudiés et aux modalités d'acquisition des données, notamment par le biais de questionnaires.

Le territoire et ses caractéristiques ne définissent pas uniquement une éventuelle baisse d'impacts, mais influencent également les changements et les évolutions possibles. En effet, chaque transition est influencée par son ancrage géographique et par les dynamiques spatiales en cours (Truffer et al., 2015).

À la suite des entretiens menés avec les habitants de Mouans-Sartoux lors de la collecte de données sur le terrain, ces derniers mentionnent à plusieurs reprises être influencés par les politiques de la ville. Pour certains, ces politiques ont même motivé leur déménagement dans la commune, ce qui pourrait induire un biais lié au choix du territoire. La ville de Mouans-Sartoux, reconnue pour la mise en place de politiques locales durables, pourrait attirer un type de population sensible et engagée dans la transition écologique. De même, selon (Rastoin & Ghersi, 2010), la culture et l'histoire du territoire jouent un rôle considérable dans les régimes alimentaires. Historiquement, les populations des Alpes-Maritimes sont plus enclines à adopter une alimentation méditerranéenne. Cette influence historique pourrait faciliter des changements vers une alimentation plus végétale et brute. En revanche, dans le cas du Finistère, l'élevage fait partie de la tradition culturelle locale depuis des siècles (Flatrès, 1963). Les politiques de sensibilisation autour de régimes plus végétalisés ne viendraient pas perturber de la même manière les pratiques alimentaires sur ces deux territoires. Par ailleurs, des analyses exploratoires récentes montrent que les territoires ruraux, davantage marqués par le modèle productiviste, peuvent susciter des résistances face à cette nouvelle forme de transition agroécologique (Bermond et al., 2019).

De plus, l'intégration des enjeux environnementaux dépend du contexte historique, géographique et de la sensibilité des élus à ces problématiques. Dans l'étude du RnPAT (Marcadet, 2021), on observe par exemple que pour le PAT du Pays Lédonien, la préservation de l'eau est un aspect essentiel du PAT, car étant une préoccupation majeure du territoire depuis une vingtaine d'années. De manière similaire, les enjeux environnementaux sont depuis plus de vingt ans une composante majeure de l'agenda politique de Mouans-Sartoux, contribuant inévitablement aux progrès environnementaux démontrés dans ce travail. L'importance de prendre en considération l'historique agricole et culturel du territoire, ainsi que ses impacts sur les actions du PAT, est donc à souligner (Darrot, Marie, et al., 2019; Néel et al., 2023). La différence de profils entre les territoires urbains et ruraux, ainsi que leurs

histoires respectives, méritent ainsi d'être développée dans des travaux futurs. En ce qui concerne la transition écologique, les territoires ruraux présentent des opportunités et des obstacles sensiblement différents de ceux auxquels les villes sont confrontées en termes de ressources disponibles, de démographie, etc. (Rieutort, 2023). De plus, les transitions agricoles semblent également redéfinir les liens entre ville et campagne (Verhaeghe, 2021). Il serait pertinent d'évaluer l'importance de cette relation dans la transition. De la même façon, le lien entre les différents échelons territoriaux (commune, intercommunalité, département), pourrait être approfondi et exploré dans la future recherche.

La méthode de collecte de données pour étudier les changements du SAT de Mouans-Sartoux constitue également une potentielle source de biais. L'importance des données de terrain pour la recherche en sciences sociales, notamment en géographie, est cruciale. Cependant, chaque méthode de collecte de données présente des limites. Les données utilisées dans l'évaluation des impacts du PAT de Mouans-Sartoux s'appuient sur des questionnaires. L'utilisation de questionnaires permet d'obtenir une gamme variée d'informations et de saisir les effets du territoire ainsi que les facteurs politiques (Goeldner-Gianella & Humain-Lamoure, 2010). Malgré leur efficacité pour collecter des données, l'utilisation de questionnaires peut tronquer ou introduire des biais dans les informations recueillies. Dans notre cas, cette méthode peut engendrer deux erreurs principales : la première concerne une possible surestimation des pratiques, liée aux réponses issues des déclarations d'un échantillon d'habitants. La deuxième erreur concerne la représentativité de l'échantillon et l'extrapolation des résultats à l'ensemble de la population locale.

Concernant le biais potentiel lié aux réponses des participants, le questionnaire, l'ordre des questions et la manière de les formuler ont été étudiés en détail pour minimiser leur influence sur les réponses. De plus, une partie des participants a été interrogée par des enquêteurs pour approfondir et valider leurs réponses. Malgré ces précautions, il existe un risque élevé de surestimation des changements positifs ayant eu lieu, en raison du phénomène de désirabilité sociale. Ce biais, présent dans les questionnaires en sciences sociales, implique que les participants cherchent à valoriser leur image auprès des enquêteurs et à se conformer aux attentes sociales (Dodou & De Winter, 2014). Pour atténuer ce biais, les répondants au questionnaire de Mouans-Sartoux ont été divisés en deux groupes distincts : ceux ayant participé aux actions des MEAD et ceux n'ayant pas pris part à ces actions. Cette division a permis d'identifier les changements partiellement induits par les politiques de la ville. Pour approfondir cette problématique, il serait envisageable de mesurer quantitativement la désirabilité sociale présente dans les réponses, d'approfondir les données via des entretiens semi-directifs, ou encore d'utiliser une méthode de doubles différences. Cette approche, appelée "difference-in-differences" (DiD) en anglais et souvent utilisée en économie, consiste à étudier deux

groupes similaires au fil du temps, l'un étant exposé aux effets étudiés et l'autre non (Schwerdt & Woessmann, 2020). Dans le cas du PAT, cela impliquerait d'étudier un territoire similaire à Mouans-Sartoux qui n'a pas mis en œuvre de politiques alimentaires locales. Ensuite, il serait possible de comparer les différences observées entre ces deux territoires. Cependant, cette méthode demande des ressources considérables, dépassant le cadre des objectifs initiaux de cette thèse.

Si la surestimation des changements positifs reste difficile à exclure des résultats globaux, les conclusions principales indiquent néanmoins la direction vers laquelle les habitants du territoire aspirent. Il semble qu'ils envisagent un changement orienté vers une réduction des impacts environnementaux et qu'ils soient réceptifs et influencés par les politiques municipales. Cette démonstration confirme ainsi l'intérêt du déploiement de tels projets et offre une première indication quant aux effets potentiels positifs des initiatives territoriales d'un point de vue systémique.

Le deuxième biais lié à l'enquête concerne plus particulièrement l'échantillonnage. De fait, la collecte des données sur la totalité de la population n'est pas envisageable. Un échantillonnage a donc été réalisé, et ces résultats ont été extrapolés à l'échelle de l'ensemble du territoire. Cette méthode comporte un risque d'inexactitude, car les réponses recueillies pourraient ne pas représenter de façon précise le comportement de l'ensemble de la population. Afin de limiter cette source d'erreur, l'échantillonnage a visé à correspondre à la représentativité des profils socio-professionnels et démographiques de la population. Les questionnaires ont été distribués dans divers lieux tels que le site internet de la mairie, les bibliothèques, les magasins et les associations locales, dans le but de diversifier les profils des répondants. Des entretiens ont été menés sur le terrain avec les personnes âgées ou n'ayant pas accès à internet. Malgré ces efforts, des biais peuvent subsister en lien avec la sélection des répondants, notamment du fait que le questionnaire a été partiellement distribué par les services de la ville, en particulier par la MEAD. Bien qu'une plus grande participation aurait été souhaitable pour accroître la fiabilité des résultats, dans le cadre des ressources disponibles pour cette recherche, un taux de réponse correspondant à 5 % des ménages a été considéré comme satisfaisant.

5.2.6 Conclusion et ouverture

Jusqu'à présent, la transition écologique était souvent critiquée pour son manque d'inclusion de la dimension territorialisée (Loudiyi & Cerdan, 2021). De plus, la transition au sein des systèmes alimentaires est, jusqu'à très récemment, une facette peu étudiée au sein des travaux portant sur la transition (Hinrichs, 2014). Cette thèse apporte une première confirmation quantitative et relativement exhaustive des impacts environnementaux des politiques systémiques territoriales liées à l'alimentation. Ces premiers résultats, issus de l'étude de deux PAT, mettent en lumière le potentiel

de ces dispositifs pour réduire les impacts environnementaux associés à nos systèmes alimentaires. Malgré un potentiel prometteur de réduction des impacts, des politiques plus ambitieuses doivent être envisagées.

Alors que le premier objectif des PAT concerne la relocalisation, son volet environnemental ne cesse de gagner en importance dans le déploiement de ce dispositif. Cependant, si la prise en compte de l'environnement doit aujourd'hui pleinement intégrer les PAT, les plans d'action doivent dépasser la simple valorisation des produits locaux et les actions liées aux cantines scolaires. Comme mentionné par Pothukuchi & Kaufman (2000) au début des années 2000, les autorités locales possèdent des compétences bien plus vastes que la seule gestion de la restauration collective ou la promotion des circuits courts. Exploiter ces compétences représente une opportunité pour les collectivités territoriales afin d'accélérer la transition vers la durabilité et la résilience territoriale (Bricas et al., 2017).

Il est cependant essentiel de prendre en considération que les processus de transition sont coévolutifs, non linéaires et de long terme (Cohen & Ilieva, 2015; Loudiyi et al., 2022). Les premières politiques mises en œuvre à Mouans-Sartoux remontent à plus de vingt ans. Bien que le développement des PAT montre des signes encourageants d'accélération de l'action territoriale en faveur de systèmes alimentaires durables, pour que ces actions engendrent des bénéfices environnementaux significatifs, des changements structurels plus profonds sont nécessaires au niveau des territoires et dans l'organisation des PAT. Cela implique une transformation substantielle des modes de production et de consommation (adoptant une vision écocentrique de la transition). Étant donné les moyens dont disposent les porteurs de projets et un accompagnement réglementaire partiel, mais néanmoins structurant, de telles transitions peuvent s'avérer ambitieuses à l'heure actuelle. Un soutien accru aux PAT semble fondamental. Plus concrètement, il est crucial d'allouer davantage de ressources financières, techniques et académiques aux politiques alimentaires locales, qu'il s'agisse de PAT ou d'autres stratégies territoriales, afin d'amplifier la diversité des actions, confirmant ainsi les conclusions de travaux antérieurs (Bricas et al., 2017; Darrot, Maréchal, et al., 2019; Marchand & Chabanet, 2022; Margetic et al., 2016).

5.3 PERSPECTIVES DE RECHERCHE SUR LES EVALUATIONS ENVIRONNEMENTALES SYSTEMIQUES ET LEUR APPLICATION TERRITORIALE

Pour surmonter certaines des limites méthodologiques évoquées dans les parties précédentes, trois propositions scientifiques majeures émergent pour de recherches futures. Ces perspectives s'appuient sur les réflexions et les résultats obtenus jusqu'ici et visent à améliorer les modélisations d'ACV et des flux intra-territoriaux, à spatialiser les résultats et les impacts environnementaux, et enfin à évaluer la contribution des projets territoriaux à la résilience et à l'adaptation au changement climatique.

5.3.1 Amélioration de la précision via la création de procédés d'ACV spécifiques au territoire et la modélisation des flux alimentaires

Comme mentionné précédemment, l'amélioration de la fiabilité des données utilisées devrait figurer parmi les premiers objectifs. Il est crucial d'enrichir les modèles existants pour mieux estimer les avantages des systèmes plus territorialisés par rapport aux systèmes conventionnels reposant sur des chaînes de distribution longues et des pratiques conventionnelles.

Pour parvenir à cela, la création de procédés spécifiques d'Analyse du Cycle de Vie (ACV) adaptés aux territoires ou aux régions étudiés, comme évoqué dans la section 5.1.3.2, est nécessaire. Ces procédés permettraient, en premier lieu, une analyse plus approfondie de la différence d'impact entre la consommation actuelle des produits importés et celle des produits locaux. Bien qu'Agribalyse fournisse des procédés pour certains types de production propres à certaines régions, il est essentiel d'adapter et de contextualiser ces bases de données pour refléter les spécificités des différents territoires. Par exemple, des productions emblématiques telles que l'élevage porcin dans le Finistère pourraient être modélisées selon les pratiques locales de production. Cela nécessiterait des ajustements au niveau des hypothèses de rendement, de l'utilisation des intrants, du recours aux pesticides, de la consommation d'énergie à la ferme ou du régime alimentaire des animaux pour mieux correspondre aux pratiques locales. Une analyse de sensibilité pourrait être réalisée en parallèle pour identifier les variables pour lesquelles des données plus précises devraient être collectées afin de limiter le nombre d'ajustements nécessaires. Ensuite, des scénarios de relocalisation pourraient être étudiés en modélisant le remplacement des produits importés par des produits locaux, offrant ainsi une évaluation plus réaliste de l'impact potentiel de la relocalisation.

La même chose est à réaliser pour étudier l'impact des modes de distribution. Une analyse précise des différences d'impacts entre circuits courts et circuits longs serait, en effet, nécessaire. Pour cela, il serait indispensable de pouvoir modéliser les flux intrarégionaux. Bien que notre estimation basée sur les données du recensement agricole offre des indications sur ces flux, une modélisation détaillée

par produit, incluant les origines des produits importés, affinerait les hypothèses concernant la relocalisation et l'évaluation des impacts associés. Cette modélisation plus fine permettrait non seulement une meilleure estimation des impacts liés aux modes de distribution, mais offrirait également l'opportunité d'améliorer et d'optimiser les flux internes au territoire, notamment pour les circuits courts.

Récemment, des modélisations géographiques se sont développées pour cartographier le potentiel nourricier territorial (Mouléry et al., 2022; Vicente-Vicente et al., 2021). Toutefois, ces modèles pourraient être améliorés en incluant les flux provenant d'autres régions ou de l'étranger. Actuellement, des données sont disponibles pour cartographier le commerce international d'exportation et d'importation via la FAO (FAO, 2020) et la DGDDI (Département des statistiques et des études du commerce extérieur, 2023) ainsi que pour une partie des flux régionaux via la base de données sur le transport de marchandises SITRAM (Observatoire économique et statistique des transports). Malgré cela, des modélisations à une échelle territoriale encore plus fine sont nécessaires pour représenter les échanges intra-territoriaux. Pour combler cette lacune, dans le cadre du projet de recherche-action FRUGAL, deux stages ont été menés pour estimer les flux alimentaires urbains. Cependant, le premier stage, visant à quantifier ces flux, a rencontré de nombreux obstacles qui n'ont pas permis de modéliser les flux du territoire. Il a tout de même permis de décrire un système d'approvisionnement alimentaire en utilisant des données disponibles, ce qui a servi à caractériser ces flux (Guennoc, 2016). Le deuxième stage a utilisé des techniques d'entretiens pour interroger des acteurs de la distribution sur quelques catégories de flux alimentaires. Bien que la quantification des tonnages ait été obtenue, la provenance des produits reste à améliorer (Carriot, 2017). Ce projet de recherche n'a pas été en mesure de modéliser les flux alimentaires, mais il a ouvert de nombreuses pistes de réflexion pour des recherches futures. En ce qui concerne les modèles économiques opérationnels, le cabinet Utopies, par exemple a développé l'outil Locanomics, basé sur les flux monétaires, qui modélise les flux entrant et sortant du marché local (Utopies, 2023).

L'ensemble de ces avancées restent encore à affiner d'un point de vue scientifique. Ces propositions ouvrent un vaste champ de recherche pour les chercheurs en géographie et plus généralement en sciences humaines et sociales.

5.3.2 Spatialisation des résultats et collaboration approfondie avec les acteurs du territoire pour une meilleure prospective territoriale

La modélisation des flux alimentaires offre une opportunité d'amélioration à la fois méthodologique et opérationnelle de l'Analyse du Cycle de Vie Territoriale (ACV-T). Ces améliorations pourraient

reposer sur l'intégration de l'ACV territoriale à des systèmes d'information géographique (SIG). Cette approche poursuit un double objectif : spatialiser les flux et les résultats de l'ACV et contextualiser l'analyse en tenant compte des caractéristiques territoriales.

Le recours aux outils de SIG dans le domaine de l'ACV a connu un développement récent (Hiloidhari et al., 2017), notamment dans le domaine de l'ACV territoriale (Nitschelm, 2016). Ces travaux visent principalement à améliorer la précision des résultats et des modélisations en développant des inventaires régionalisés. Seules les avancées méthodologiques présentées dans la thèse de (Loiseau, 2014) se concentrent sur la régionalisation des observations lors des phases de délimitation du périmètre et d'évaluation des impacts environnementaux. Ces travaux amorcent ainsi une représentation cartographique des résultats par le biais d'outils SIG en localisant les activités « hotspot » et en mettant en évidence leurs conséquences environnementales in-situ ainsi qu'off-situ. Des améliorations restent à apporter pour affiner ces applications associant les impacts de l'ACV et les représentations spatiales grâce aux SIG.

Il pourrait par exemple être pertinent d'améliorer méthodologiquement l'ACV territoriale dans le domaine agroalimentaire en intégrant à la fois une spatialisation des résultats et une prise en compte des enjeux territoriaux, notamment les spécificités et les ressources du territoire. Il serait d'abord nécessaire de cartographier l'ensemble des activités de production, de transformation et de consommation alimentaires à l'échelle du territoire, comme cela a été partiellement réalisé dans cette thèse. Ensuite, les estimations des flux environnementaux et l'évaluation de leurs impacts pourraient être représentées sur une carte à l'aide d'outils de SIG. Dans un deuxième temps, il serait envisageable d'inclure les ressources et les sources de pollution locales en lien avec les activités agroalimentaires. Les résultats d'impact spatialisés pourraient être confrontés aux enjeux territoriaux, tels que les réserves d'eau, la qualité des sols, la pollution de l'air ou la proximité aux infrastructures, en superposant les données territoriales. On pourrait envisager une représentation cartographique englobant diverses informations, telles que les infrastructures (routes et leur fréquentation), la pollution atmosphérique, la disponibilité en eau et les zones sujettes aux tensions (comme celles en alerte sécheresse), ainsi que des indicateurs de biodiversité locale, incluant les trames verte, bleue et noire, et l'identification des zones sensibles telles que les zones Natura 2000 (gérées par l'Office français de la biodiversité). En ce qui concerne les sols par exemple, une ressource agricole essentielle, les données sur leur fertilité, incluant la texture du sol (proportion d'argile, de limon, de sable et de matière organique) et leur profondeur, pourraient être partiellement introduites à partir des données du Groupement d'Intérêt Scientifique Sol (GISSOL). Cette approche permettrait de croiser les données géographiques de la production et des flux alimentaires avec les résultats de l'ACV-T, intégrant ainsi la dimension spatiale et les enjeux

environnementaux existants. Une telle intégration des données faciliterait la modélisation de systèmes multifonctionnels et la compréhension des enjeux globaux d'un territoire. Elle représenterait un outil d'aide à la décision précieux pour développer des modèles de transition efficaces.

Dans ce type de travaux de recherche, une collaboration plus étroite avec les collectivités territoriales nous semble primordiale. Actuellement, les acteurs locaux sont peu impliqués dans les études utilisant l'ACV en raison de sa complexité méthodologique. Ce manque de collaboration limite l'intégration des enjeux locaux essentiels à des modélisations plus réalistes et entrave également l'intégration des résultats dans les stratégies de planification territoriale. Impliquer les acteurs locaux dans la démarche permet de bénéficier de leur expertise et de mieux comprendre les défis spécifiques au territoire. Cela favorise également une meilleure appropriation des résultats par les divers acteurs locaux, pouvant ainsi servir d'outil d'aide à la décision pour élaborer les plans d'actions des PAT. En effet, la plupart de ces projets sont actuellement soit en phase de diagnostic rétrospectif et/ou prospectif, soit en cours de renforcement de leur volet environnemental.

D'un point de vue scientifique, il serait envisageable d'identifier les stratégies de reterritorialisation agroalimentaires visant à minimiser les impacts environnementaux, tout en prenant en compte les contraintes locales. Cela implique d'enrichir le domaine scientifique de la géoprospective (Gourmelon et al., 2012) en y intégrant une approche d'analyse du cycle de vie. Une scénarisation pourrait ainsi être envisagée à l'échelle d'un SAT pour étudier le changement de l'affectation des terres, l'implantation de l'agriculture urbaine et péri-urbaine, la transition des systèmes de production ou l'évolution des cheptels. Cela permettrait d'évaluer et de localiser les éventuels impacts ou bénéfices environnementaux. De plus, les fonctions agroalimentaires du territoire, dont le développement est l'un des objets de cette thèse, pourraient être approfondies en estimant l'éco-efficacité du territoire, notamment dans des scénarios prospectifs.

Les collectivités locales sont de plus en plus engagées dans le déploiement et dans l'amplification de politiques alimentaires locales, les intégrant dans leurs stratégies d'aménagement du territoire (Darrot, Marie, et al., 2019; Néel et al., 2023). Il est crucial pour les acteurs de la recherche de soutenir cette évolution en fournissant des éléments objectifs, détaillés et compréhensibles. Cela permettrait de mettre en place des stratégies durables, réfléchies et adaptées aux enjeux locaux et mondiaux auxquels la société est confrontée.

5.3.3 Prise en compte des concepts de résilience et d'adaptation dans l'évaluation des SATs

Malgré l'exhaustivité de l'approche d'évaluation adoptée, une partie des impacts des PAT n'a pas été abordée. En effet, la durabilité sociale et économique ainsi que les concepts de résilience territoriale

et d'adaptation au changement climatique, dont l'importance ne fait que grandir ces dernières années, n'ont pas été directement pris en compte dans cette étude et mériteraient donc d'être approfondis.

En réalité, se concentrer uniquement sur la réduction de l'impact environnemental, dans une optique d'atténuation, s'avère insuffisant. Il est généralement admis qu'en parallèle, il est impératif de s'adapter aux changements à venir, de devenir plus autonomes et résilients face aux incertitudes découlant des menaces qui pèsent sur nos sociétés (Mbow et al., 2019). Le secteur agroalimentaire n'est pas simplement un émetteur majeur de pollutions, il est également lui-même très vulnérable aux conséquences des dérèglements auxquels il contribue. Le dérèglement climatique en est un exemple incontournable. La canicule de 2003 a causé une perte de productivité en Europe avec une baisse des rendements agricoles comprise entre 20 et 30 % (Ciais et al., 2005). D'autres événements climatiques extrêmes tels que les inondations et les sécheresses impactent d'ores et déjà lourdement certaines régions dans le monde. Des prévisions scientifiques prévoient une augmentation de ces phénomènes avec des impacts néfastes sur la sécurité alimentaire dans un avenir proche (Lal, 2013). La baisse de rendements engendrée par les conditions climatiques affecte la volatilité des prix des denrées de base, ainsi que la sécurité des approvisionnements, et exacerbe les tensions déjà existantes dans de nombreuses régions du monde. Les aléas climatiques, ainsi que les irrégularités du climat, ne joueront pas uniquement sur la quantité, mais aussi sur la qualité des cultures en baissant la qualité nutritionnelle de l'alimentation de par l'augmentation de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère (Schmidhuber & Tubiello, 2007). Outre les répercussions considérables sur les rendements des cultures, les variations de température auront des impacts négatifs sur le fonctionnement des élevages, des pollinisateurs et de l'aquaculture. Ces changements entraîneront des conséquences dramatiques pour les populations les plus vulnérables, augmentant le nombre de personnes souffrant de la faim à environ un milliard, selon les estimations actuelles (Mbow et al., 2019).

Pour rendre les systèmes alimentaires plus durables, il est essentiel de mettre en place des actions d'adaptation au changement climatique. Selon la définition du GIEC, ces actions englobent les initiatives visant à réduire la vulnérabilité des systèmes (naturels et humains) face aux effets présents et anticipés des changements climatiques.

Or, le changement climatique n'est pas le seul enjeu pesant sur les systèmes alimentaires. Déjà dans les années 70, les auteurs de l'ouvrage « Les limites à la croissance » (The Limits to Growth) de (Meadows et al., 1972) ont élaboré un modèle prévoyant un déclin de l'économie mondiale et de l'environnement à partir de 2015, qui s'intensifierait vers 2030. Selon le scénario « Business as usual », les ressources naturelles nécessaires pour nourrir la population, telles que les terres

agricoles, diminueront en même temps que les ressources non-renouvelables (comme le pétrole, les engrais synthétiques, etc.). Cela pourrait compromettre l'approvisionnement alimentaire mondial. Turner (2014) a réalisé une mise à jour de ce modèle en le comparant avec les données historiques. Son étude démontre une corrélation étroite entre les observations historiques et le modèle initial de Meadows et al.

Dans le contexte français, l'association Greniers d'Abondance a publié en 2020 l'ouvrage « Vers la résilience alimentaire », offrant un état des lieux scientifique des menaces qui pèsent sur les systèmes alimentaires mondiaux et français. Outre les enjeux climatiques et l'épuisement des ressources, le collectif souligne la non-disponibilité des terres, l'effondrement de la biodiversité et l'instabilité économique comme des défis fondamentaux à considérer (Greniers d'abondance, 2020). Les auteurs suggèrent la mise en place de « voies de résilience », encouragées et soutenues par la puissance publique locale, telles que la préservation des terres et des populations agricoles, la diversification des productions, l'autonomie énergétique des fermes, la généralisation de l'agroécologie ou le recyclage des nutriments entre autres. Ces actions, étroitement liées au développement des PAT, contribueraient à rendre le système alimentaire plus résilient. Un système alimentaire plus résilient serait en mesure d'anticiper et de limiter les effets des chocs et des catastrophes, retrouvant rapidement un fonctionnement dans un nouvel équilibre. Cette approche socio-écologique ne se limite pas à s'adapter après un choc, mais vise également à se préparer à celui-ci et à en atténuer les conséquences.

Les actions d'adaptation au changement climatique et de résilience dans le domaine alimentaire, déjà intégrées dans le fonctionnement des PAT, sont nombreuses. En ce qui concerne le changement climatique, cela englobe par exemple le soutien à la mise en place de l'irrigation économe ou à la modification des régimes alimentaires au profit de régimes reposant sur une moindre consommation de ressources. On peut également mentionner l'incitation au développement de modèles agricoles durables tels que l'agroécologie, l'agroforesterie ou l'agriculture de conservation des sols. Ces pratiques permettent par exemple de réduire le stress hydrique ou thermique des cultures, que ce soit grâce à l'ombre des arbres ou au paillage, ce dernier réduisant l'évaporation de l'eau du sol parmi de multiples autres avantages (Aguilera et al., 2020 ; Quandt et al., 2023). En ce qui concerne la résilience, on peut évoquer des actions des PAT telles que la diversification des cultures, la relocalisation, la préservation foncière, l'autonomie des exploitations ou la mise en place d'une économie circulaire (Greniers d'abondance, 2020).

Il est ainsi probable que les politiques locales telles que les PAT contribuent à renforcer la résilience et l'adaptation au changement climatique. Cependant, il est difficile d'évaluer précisément leur contribution.

L'évaluation de l'efficacité des stratégies d'adaptation au changement climatique demeure encore peu développée (Prato, 2008). Les premières méthodes utilisées visaient à évaluer les causes et les conséquences du dérèglement climatique, ainsi que la vulnérabilité des exploitations ou des territoires. Parmi les études réalisées, on peut citer l'évaluation du système alimentaire de la ville de Toronto, connue sous le nom de *High-Level Risk Assessment (HLRA) Tool* (Zeuli et al., 2018), ou le projet *AgriAdapt* qui a mis au point une méthodologie d'évaluation des risques climatiques à l'échelle des exploitations agricoles (AgriAdapt, 2019). Dans le cadre de ce projet, une plateforme a été déployée pour recenser les données historiques et les prévisions climatiques, proposant des mesures d'adaptation via les outils ACZ (Agro Climatic Zone Tool) et FVT (Farm Vulnerability Tool). Des méthodes d'évaluation des mesures d'adaptation ont également été développées (Donatti et al., 2020). On peut mentionner la méthode de (Magnan, 2012) qui propose une évaluation simplifiée par points pour chaque projet d'adaptation, en se basant sur des critères prédéfinis tels que la non-dégradation environnementale par exemple. De son côté, l'ADEME a élaboré un guide opérationnel pour évaluer les politiques d'adaptation, appelé *TACCT - Trajectoires d'adaptation au changement climatique des territoires* (ADEME, 2019).

Concernant la résilience, hormis les études menées à l'échelle d'une ferme (Dardonville et al., 2021), les méthodes d'évaluation de la résilience alimentaire ou plus globalement de la résilience territoriale commencent à apparaître. On y distingue des méthodes quantitatives, reposant sur un système d'indicateurs, et des méthodes qualitatives basées sur des études de cas ou sur les caractéristiques de résilience d'un projet ou d'un système. En ce qui concerne la première catégorie quantitative basée sur des indicateurs, nous pouvons mentionner la méthode des Greniers d'abondance élaborée au sein du projet de recherche ORSAT. Il s'agit de la plateforme numérique CRATer et/ou d'un tableur proposant des indicateurs associés aux voies de résilience. De façon similaire, la méthode de (Allen et al., 2019) inclut une partie des indicateurs de vulnérabilité et de résilience des SAT. En matière de méthodes plus complètes, on peut citer les méthodes RIMA (Resilience Index Measurement and Analysis) (FAO, 2016) ou COBRA (Community Resilience Assessment And Action) (Alliance, 2015). D'autres méthodes préfèrent étudier les caractéristiques des systèmes résilients pour établir leur niveau de résilience, en se penchant sur des aspects tels que la coopération, la circularité, la simplicité, la stabilité ou la capacité d'apprentissage. C'est le cas des modèles 4R (évaluant la robustesse, la rapidité, la redondance et la ressource) ou du modèle DROP (disaster resilience of place), qui intègre l'exposition, la vulnérabilité, la résilience sociale et la résilience environnementale (Rufat, 2018). Récemment, le concept de résilience a également fait son apparition dans les méthodologies d'ACV, notamment à travers des indicateurs évaluant la criticité des ressources telles que le sol (Deteix et al., 2023).

On constate donc que, ces dernières années, une base méthodologique s'est développée pour évaluer la résilience et l'adaptation de systèmes, plus ou moins liée aux systèmes agroalimentaires. Ces méthodologies, bien que récentes, doivent encore être adaptées et davantage développées pour s'appliquer au contexte des PAT ou des SAT. De telles avancées méthodologiques seront nécessaires à l'avenir pour accompagner et encourager les acteurs locaux à agir de manière efficiente afin d'accroître la durabilité et la résilience de nos systèmes alimentaires.

6 CHAPITRE VI. CONCLUSION GENERALE

L'économie mondialisée actuelle transforme les relations des sociétés avec l'espace et le territoire. Selon le principe de l'avantage comparatif de Ricardo, les pays et les régions se spécialisent en fonction de leurs ressources respectives. Le territoire est ainsi considéré principalement comme un support de ressources naturelles pour l'homme. En opposition à cette vision, l'approche territoriale vise à valoriser les territoires et les interactions entre l'Homme et la nature. Ces cinq dernières décennies, l'approche mondialisée semble avoir prévalu sur l'approche territoriale. Dans le domaine agroalimentaire, on observe une restructuration radicale des flux alimentaires vers une globalisation des échanges, entraînant une transformation profonde des systèmes agricoles et alimentaires. Cette organisation contribue notamment au changement climatique, à l'effondrement de la biodiversité mondiale et aux pollutions diffuses liées à l'ensemble de la chaîne agroalimentaire. Si rien n'est fait pour inverser ces tendances, les systèmes alimentaires, fortement dépendants des équilibres naturels, risquent de faire face à des crises sans précédent dans les années à venir. La nécessité de transformer le modèle actuel pousse les scientifiques à s'intéresser aux changements en cours et à étudier des solutions pour un système alimentaire plus durable.

La géographie a toujours joué un rôle crucial dans l'étude des systèmes agricoles, en se concentrant principalement sur la cartographie des productions tout au long du 20ème siècle. Aujourd'hui, face à l'urgence climatique et environnementale, ainsi qu'à la précarité et aux inégalités alimentaires, il est essentiel d'intégrer ces enjeux sociétaux dans les études en sciences sociales. La reterritorialisation alimentaire, en particulier, est progressivement explorée comme une solution pour accroître la durabilité. Depuis les années 2010, la littérature sur les processus de reterritorialisation et leurs liens avec les politiques alimentaires locales a considérablement augmenté. La politique agricole territoriale, autrefois étudiée principalement dans le cadre de l'aménagement et du développement rural, s'est étendue aux métropoles, aux communes urbaines et à tout type de territoire, devenant un facteur clé du développement territorial. Cependant, la question de la durabilité environnementale dans ces initiatives reste principalement centrée sur les circuits courts et le transport. Les appels à une quantification plus approfondie des bénéfices environnementaux de ces politiques agroalimentaires se multiplient. Afin d'explorer cette question scientifique en profondeur et de répondre aux attentes des acteurs sur le terrain, l'objectif principal de cette thèse a été de comprendre la relation entre la reterritorialisation et les bénéfices environnementaux. Pour cela, une méthodologie d'évaluation des systèmes alimentaires territorialisés a été élaborée, se basant sur l'Analyse du Cycle de Vie Territoriale (ACV-T) pour quantifier les impacts environnementaux de projets de reterritorialisation alimentaire tels que les PAT.

Les développements méthodologiques apportés dans cette thèse ont impliqué des ajustements au cadre de l'ACV-T afin de l'adapter à l'évaluation des systèmes alimentaires territoriaux (SAT) et d'accroître sa précision. Cela a englobé une redéfinition du périmètre de l'étude, une caractérisation des flux intra-territoriaux et des fonctions agroalimentaires, ainsi que la gestion de l'incertitude. Ces changements ont révélé des perspectives intéressantes pour adapter la méthodologie à l'évaluation des SAT. Ils ont tout d'abord mis en évidence la possibilité d'utiliser les données du recensement agricole pour éviter un double comptage entre les flux importés et les flux territoriaux. Ensuite, des propositions ont été avancées pour évaluer les fonctions agroalimentaires à travers des indicateurs de performance territoriale, afin de prendre en compte sa multifonctionnalité. En dernier ressort, l'élaboration d'un cadre d'analyse de sensibilité simplifiée a permis un traitement des incertitudes efficace. La méthodologie a été utilisée sur deux cas d'études particulièrement distincts (la ville de Mouans-Sartoux dans les Alpes-Maritimes et le département du Finistère) et dans trois applications variées correspondant à un diagnostic, une évaluation ex-post et une prospective des systèmes alimentaires territoriaux, offrant de multiples conclusions.

Pour commencer, le diagnostic des deux cas d'étude a révélé l'ampleur des impacts directs et indirects d'un SAT en lien avec leurs fonctions agroalimentaires. L'utilisation de l'ACV-T a conduit à des conclusions frappantes concernant l'étendue des impacts liés aux transports agroalimentaires locaux, à l'utilisation de l'énergie et à la contribution de l'alimentation animale dans l'élevage à l'impact global. Cette application offre par conséquent une évaluation environnementale systémique des SAT qui peut servir de base pour élaborer des stratégies environnementales plus efficaces en matière de politiques alimentaires locales, telles que les projets alimentaires territoriaux (PAT) en France. Les résultats suggèrent que, parallèlement à la relocalisation de l'agriculture, les points chauds environnementaux les plus influents, sur lesquels les projets alimentaires territoriaux devraient se concentrer, incluent l'encouragement d'une transition vers un régime alimentaire plus végétal et brut, et la réduction de l'intensification des pratiques agricoles et de leur dépendance énergétique.

Les activités à cibler varient selon le territoire étudié. Alors que les points chauds du SAT de Mouans-Sartoux sont liés aux produits importés, dans le cas du Finistère, les impacts majeurs proviennent de la production agricole locale et plus particulièrement de la filière porcine. Ces résultats, distincts d'un territoire à l'autre, soulignent la nécessité de contextualiser l'évaluation à chaque territoire afin de tenir compte de leurs spécificités du territoire. Pour les deux territoires, les résultats ont mis en évidence qu'une partie majeure de l'impact se situe en dehors des limites territoriales (y compris pour l'agriculture locale), mettant en lumière l'importance de prendre en compte la responsabilité globale du territoire dans l'évaluation.

Dans un deuxième temps, l'application de la méthodologie d'ACV-T adaptée à l'évaluation du PAT de Mouans-Sartoux a montré que les politiques publiques menées ces dernières années avaient engendré des impacts positifs sur la totalité des indicateurs environnementaux. Les résultats ont également mis en évidence que les politiques de reterritorialisation suscitent des dynamiques territoriales qui influent sur les pratiques de production et de consommation locales, favorisant ainsi des comportements plus durables. L'essentiel de la diminution des impacts est, en effet, lié aux pratiques des ménages qui ont modifié leurs habitudes alimentaires. Il semble donc que le PAT représente un outil efficace pour stimuler la transition écologique des territoires. Cette application a aussi souligné l'importance de considérer les activités associées tant aux producteurs qu'aux consommateurs, ainsi que leurs impacts directs et indirects, et de mesurer une diversité d'indicateurs environnementaux.

En dernière analyse, l'application de la méthodologie pour une prospective alimentaire dans le département du Finistère a démontré que les changements locaux pourraient contribuer à atteindre les objectifs de réduction des gaz à effet de serre fixés dans la stratégie nationale bas carbone. Cette démarche a permis d'identifier les mesures les plus efficaces à mettre en place dans ce cadre. Dans le contexte du territoire étudié, les initiatives visant à améliorer l'efficacité énergétique et à réduire le gaspillage alimentaire ont montré une influence marginale sur l'impact global de son système alimentaire territorial. La comparaison quantitative des stratégies à adopter a également mis en évidence des tendances générales pour les décideurs politiques, en soulignant notamment la nécessité d'une transformation de l'élevage industriel, ainsi qu'un changement substantiel des régimes alimentaires des ménages. Cela soulève l'impératif d'inclure de telles stratégies dans la planification territoriale.

Dans l'ensemble, l'utilisation de ce cadre méthodologique s'est avérée applicable à diverses finalités et sur des territoires aux profils extrêmement variés. La méthodologie d'ACV-T utilisée dans ce travail a permis de quantifier les impacts environnementaux et de comprendre les contributions relatives des différentes activités. Ainsi, elle vient pallier un certain nombre de limites des méthodologies existantes. Non seulement elle évalue les impacts sur 16 indicateurs environnementaux variés, mais elle offre également la possibilité de prendre en compte l'impact des activités hétérogènes d'un point de vue systémique et quantitatif. Malgré ses avantages, plusieurs améliorations méthodologiques peuvent être apportées. Ces améliorations concernent la précision des données et des modélisations utilisées, ainsi que l'appréciation des systèmes de production agroécologique. Il s'agit notamment de mieux considérer la multifonctionnalité de l'agriculture et de l'alimentation d'un territoire. Bien que la multifonctionnalité ait été partiellement prise en compte via la définition

des fonctions territoriales, l'approche développée omet certains services écosystémiques et culturels fournis par les systèmes agroalimentaires.

Les résultats obtenus soulèvent en même temps des interrogations quant à l'ampleur de la transition alimentaire et écologique liée à la reterritorialisation des systèmes alimentaires. En se basant notamment sur les résultats du PAT de Mouans-Sartoux, nous confirmons l'impact positif des politiques alimentaires locales sur la transition écologique. Pour les deux cas d'étude, nous avons révélé qu'il est concevable d'agir sur la reterritorialisation de notre alimentation et significativement diminuer l'impact environnemental. Cependant, pour que les PAT intègrent davantage l'environnement, il est nécessaire de mettre plus l'accent sur les pratiques agricoles durables et le type d'agriculture qu'ils souhaitent développer. Il est également crucial de modifier profondément les habitudes alimentaires pour accompagner la transition écologique et atteindre les objectifs de durabilité d'ici 2050. Ces modifications impliquent notamment la réduction de la consommation de produits carnés et ultra-transformés. En ce qui concerne la production de viande, il est fondamental de faire la distinction entre les filières industrielles et celles basées sur le pâturage, le pastoralisme et la valorisation des paysages et de la biodiversité locale, telles que l'agriculture biologique, essentielles pour la préservation des espaces naturels.

En somme, l'ensemble de ces résultats confirme le potentiel de l'agriculture et de l'alimentation pour devenir des moteurs puissants de la transition des territoires. Ils s'alignent avec les analyses de la perspective multiniveaux (MLP) sur les systèmes alimentaires, démontrant que les politiques alimentaires telles que les PAT représentent une niche pour l'innovation écologique hybride à développer. Plutôt que de se concentrer uniquement sur l'impact des initiatives de la collectivité, ces résultats renforcent les travaux soulignant l'influence de la gouvernance territoriale sur le changement des pratiques sociales et sociétales.

Pour conclure, nos systèmes alimentaires subissent, et s'apprêtent à subir, des changements radicaux dans les années à venir. Les crises récentes liées aux conflits géopolitiques, à l'inflation des prix alimentaires, au coût croissant des énergies fossiles, aux maladies associées à l'alimentation et à l'impact du changement climatique ne feront qu'accroître la nécessité d'intégrer l'alimentation dans la planification territoriale. Il incombe aux acteurs territoriaux de saisir ces dynamiques en cours et de renforcer dès maintenant leur gouvernance alimentaire.

Pour autant, il est juste d'admettre que, malgré le potentiel prometteur des politiques territoriales souligné par cette recherche, ces dernières se heurtent à des verrous systémiques, politiques et sociotechniques existants. Par exemple, bien que l'importance de modifier les régimes alimentaires soit mise en avant, les consommateurs sont limités dans leur capacité à changer le système et leurs habitudes. Celles-ci sont, en effet, façonnées par divers facteurs, tels que l'offre alimentaire,

l'existence de la précarité, ou encore l'environnement socio-économique et culturel en place. De même, la transition du système agricole et de l'industrie agroalimentaire doit tenir compte des obstacles liés aux politiques actuelles de libre-échange, à la concurrence dans le secteur agroalimentaire, à l'endettement des agriculteurs et à leurs représentations sociales. Alors que ce sujet est peu développé dans le manuscrit, il est indéniable que la transition écologique doit s'accompagner d'une transition socio-économique et culturelle. Sans aborder les enjeux liés à la précarité alimentaire, à la rémunération des agriculteurs, au foncier agricole et aux conditions de travail justes pour les paysans et les travailleurs agroalimentaires, cette transition, de même que la contribution des collectivités territoriales, ne peuvent être que limitées.

L'approche systémique et interdisciplinaire présentée dans ce travail ouvre néanmoins des perspectives pour la future implémentation de méthodologies d'évaluation environnementale systémique des politiques territoriales en lien avec l'alimentation. Elle propose également des préconisations à mettre en œuvre par les acteurs du territoire et par les décideurs politiques, renforçant ainsi le rôle des systèmes alimentaires dans la transition écologique et territoriale.

REFERENCES

- Acadie, & Talandier, M. (2023). *Étude sur la diversité des ruralités « Typologies et trajectoires des territoires »*. Agence nationale de la cohésion des territoires. 8 p.
- ADEME. (2010). *La composition des ordures ménagères et assimilées en France*. ADEME.
- ADEME. (2012). *Dépendance globale de l'agriculture à l'énergie*.
<https://expertises.ademe.fr/entreprises-monde-agricole/performance-energetique-energies-renouvelables/lenergie-exploitations-agricoles> Consulté le 23 avril 2023.
- ADEME. (2014). *L'outil ClimAgri*. <https://www.territoires-climat.ademe.fr/ressource/122-41> Consulté le 2 février 2022.
- ADEME. (2016). *Etude « Pertes et gaspillages alimentaires : état des lieux et leur gestion par étapes de la chaîne alimentaire »*. <http://www.optigede.ademe.fr/impacts-financiers-et-environnementaux-gaspillage-alimentaire> Consulté le 10 février 2022
- ADEME. (2019). *Evaluer les politiques d'adaptation au changement climatique. Guide méthodologique - TACCT*.
- ADEME. (2021). *QUANTIFIER L'IMPACT GES D'UNE ACTION DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS. Recueil de fiches « exemple »*.
- ADES. (2021). *Portail national d'accès aux données sur les eaux souterraines*.
<https://ades.eaufrance.fr/> Consulté le 13 février 2023.
- Agence Bio. (2020). *Les chiffres 2019 du secteur bio*. Agence française pour le Développement et la Promotion de l'Agriculture. Dossier de presse, 32 p.
- Agence Bio. (2021). *Cartographie des parcelles agricoles bio en France*.
<https://www.agencebio.org/cartobio/> Consulté le 13 janvier 2023.
- Agence Bio. (2022). *Baromètre de consommation et perception des produits biologiques en France*. Agence française pour le Développement et la Promotion de l'Agriculture, Consumer science & analytics, 152 p.
- Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse. (2018). *Etat des eaux des bassins Rhône-Méditerranée et Corse*. Eau & connaissance, 28 p.
- Agence régionale de santé PACA. (2023). *Plan Régional Santé Environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur 2022-2027*. Projet de plan d'actions. ARS, Région SUD, 13 p.
- Agreste. (2021). *L'occupation du sol entre 1982 et 2018*. SSP - Bureau des statistiques structurelles, environnementales et forestières, 32 p.
- Agreste. (2023). *Intrants agricoles. En 2022, une hausse historique du prix des intrants*.
<https://agreste.agriculture.gouv.fr/> Consulté le 5 janvier 2023.
- Agreste Bretagne. (2016). *Tableaux de l'agriculture bretonne Agreste*.
www.draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr Consulté le 23 janvier 2022.
- Agreste Bretagne. (2019). *Mémento de la statistique agricole*. Ministère de l'Agriculture.

- AgriAdapt. (2019). *Agriculture et adaptation. Vers une adaptation durable de l'agriculture durable de l'agriculture européenne au changement climatique*. <https://awa.agriadapt.eu/fr/> Consulté le 2 mars 2022.
- Aguiar, D. R. D., da Costa, G. N., Simões, G. T. C., & Figueiredo, A. M. (2021). Diet-Related Greenhouse Gas Emissions in Brazilian State Capital Cities. *Environmental Science and Policy*, 124, 542–552. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.07.028>
- Aguilera, E., Díaz-Gaona, C., García-Laureano, R., Reyes-Palomo, C., Guzmán, G. I., Ortolani, L., Sánchez-Rodríguez, M., & Rodríguez-Estévez, V. (2020). Agroecology for adaptation to climate change and resource depletion in the Mediterranean region. A review. *Agricultural Systems*, 181. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102809>
- Air Breizh. (2020). *ISEA Inventaire spatialisé des Emissions Atmosphériques 2020*. <https://isea.airbreizh.asso.fr/index.php?emission=GEStot#cartos> Consulté le 28 janvier 2023.
- Alaphilippe, A., Simon, S., Brun, L., Hayer, F., & Gaillard, G. (2013). *Life cycle analysis reveals higher agroecological benefits of organic and low-input apple production*. 33(3). <https://doi.org/10.1007/S13593>
- Albertí, J., Brodhag, C., & Fullana-i-Palmer, P. (2019). First steps in life cycle assessments of cities with a sustainability perspective: A proposal for goal, function, functional unit, and reference flow. *Science of the Total Environment*, 646, 1516–1527. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.377>
- Albertí, J., Roca, M., Brodhag, C., & Fullana-i-Palmer, P. (2019). Allocation and system boundary in life cycle assessments of cities. *Habitat International*, 83, 41–54. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2018.11.003>
- Allen, T., Prospero, P., & Cogill, B. (2014). *Metrics of Sustainable Diets and Food Systems*. Workshop Report. www.biodiversityinternational.org Consulté le 23 octobre 2022.
- Allen, T., Prospero, P., Cogill, B., Padilla, M., & Peri, I. (2019). A Delphi Approach to Develop Sustainable Food System Metrics. *Social Indicators Research*, 141(3), 1307–1339. <https://doi.org/10.1007/s11205-018-1865-8>
- Alliance, B. M. (2015). *Community resilience assessment and action handbook*. BRACED Building Resilience and Adaptation to Climate Extremes and Disasters.
- Anses. (2017). *Étude individuelle nationale des consommations alimentaires 3 (INCA 3)*. <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/donnees-de-consommations-et-habitudes-alimentaires-de-letude-inca-3/> Consulté le 2 décembre 2022.
- Anses. (2023). *Campagne nationale de mesure de l'occurrence de composés émergents dans les eaux destinées à la consommation humaine*. www.anses.fr Consulté le 14 décembre 2023.
- Arvanitoyannis, I. S., Kotsanopoulos, K. V., & Veikou, A. (2014). Life Cycle Assessment (ISO 14040) Implementation in Foods of Animal and Plant Origin: Review. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 54(10), 1253–1282. <https://doi.org/10.1080/10408398.2011.631170>
- Aubin, J., Donnars, C., Supkova, M., Dorin, B., Gérard Gaillard, C., Garcia, F., Henry Eric Labouze, E., Le Perchec, S., Lemeilleur, S., Macombe, C., Mahé, T., Renaud, J.-P., Rojot, C., & Deltour, L. (2011). Panorama critique des méthodes d'évaluation de la durabilité. In *DuALIne- durabilité de l'alimentation face à de nouveaux enjeux. Questions*

- à la recherche, Esnouf, C., Russel, M. et Bricas, N. (Eds.), Rapport Inra-Cirad (France) (pp. 162–191).
- Aubin, J., & van der Werf, H. M. G. (2009). Pisciculture et environnement : Apports de l'analyse du cycle de vie. *Cahiers Agricultures*, 18(2), 220–226. <https://doi.org/10.1684/agr.2009.0287>
- Aubry, C., & Chiffolleau, Y. (2009). Le développement des circuits courts et l'agriculture périurbaine : histoire, évolution en cours et questions actuelles. *Innovations Agronomiques*, 5.
- Avadí, A., Corson, M. S., & van der Werf, H. M. G. (2018). Modelling environmental effects of selected agricultural management strategies with regional statistically based screening LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(1), 12–25. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1300-4>
- Avadí, A., Nitschelm, L., Corson, M., & Vertès, F. (2016). Data strategy for environmental assessment of agricultural regions via LCA: case study of a French catchment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(4), 476–491. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1036-6>
- Azapagic, A., Pettit, C., & Sinclair, P. (2007). A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 9(3), 199–214. <https://doi.org/10.1007/s10098-007-0092-9>
- Baldowska-Witos, P., Piotrowska, K., Kruszelnicka, W., Błaszczak, M., Tomporowski, A., Opielak, M., Kasner, R., & Flizikowski, J. (2020). Managing the uncertainty and accuracy of life cycle assessment results for the process of beverage bottle moulding. *Polymers*, 12(6). <https://doi.org/10.3390/polym12061320>
- Bamber, N., Turner, I., Arulnathan, V., Li, Y., Zargar Ershadi, S., Smart, A., & Pelletier, N. (2020). Comparing sources and analysis of uncertainty in consequential and attributional life cycle assessment: review of current practice and recommendations. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(1), 168–180. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01663-1>
- Barahmand, Z., & Eikeland, M. S. (2022). Life Cycle Assessment under Uncertainty: A Scoping Review. *World*, 3(3), 692–717. <https://doi.org/10.3390/world3030039>
- Barbier, C., Christian, C., Prabodh, P., Jean-Michel, C., Marie, S., & Ivan, P. (2019). *Bilan carbone de l'alimentation en France, De la production à la consommation*. ADEME.
- Barbier, C., Couturier, C., Dumas, P., Kesse-Guyot, E., Baudry, J., Pharabod, I., Pourouchottamin, P., & Toilier, F. (2022). PROSPECTIVE DU SYSTÈME ALIMENTAIRE ET DE SON EMPREINTE ÉNERGÉTIQUE ET CARBONE : *Cinq visions de l'alimentation en France vers la neutralité carbone en 2050*. Solagro.
- Barbier, C., Couturier, C., Dumas, P., Kesse-Guyot, E., & Pharabod, I. (2020a). *Empreintes sol, énergie et carbone de l'alimentation. Partie 1. Empreinte de régimes alimentaires selon les parts de protéines animales et végétales*. ADEME.
- Barbier, C., Couturier, C., Dumas, P., Kesse-Guyot, E., & Pharabod, I. (2020b). *L'empreinte énergétique et carbone de l'alimentation en France. Partie 2. Empreintes des importations agricoles et alimentaires françaises*. ADEME.
- 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, Vol. 5, n°1*. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.10090>

- Baysse-Lainé, A., & Perrin, C. (2017). Les espaces agricoles des circuits de proximité : Une lecture critique de la relocalisation de l'approvisionnement alimentaire de Millau. *Natures Sciences Societes*, 25(1), 21–35. <https://doi.org/10.1051/nss/2017017>
- Beaucire, F., & Poulot, M. (2020). Chapitre 10. Les aménagements du territoire. In Jean-Paul Charvet éd., *Géographie humaine : Mondialisation, inégalités sociales et enjeux environnementaux*, Armand Colin (Ed.), (pp. 329–366). <https://doi.org/10.3917/arco.charv.2020.01.0329>
- Béchet, B., Le Bissonnais, Y., Ruas, A., Aguilera, A., Andrieu, H., Barbe, E., Billet, P., Cavailles, J., Cohen, M., Cornu, S., Dablanc, L., Delolme, C., Géniaux, G., Hedde, M., Mering, C., Musy, M., Polese, M., Weber, C., Frémont, A., ... Desrousseauxn Maylis. (2017). *Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action*. Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective. Ifsttar-Inra.
- Belaud, J.-P., Prioux, N., Vialle, C., & Sablayrolles, C. (2019). Big data for agri-food 4.0: Application to sustainability management for by-products supply chain. *Computers in Industry*, 111, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.compind.2019.06.006>
- Belletti, G., Marescotti, A., Sanz-Cañada, J., & Vakoufari, H. (2015). Linking protection of geographical indications to the environment: Evidence from the European Union olive-oil sector. *Land Use Policy*, 48, 94–106. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.003>
- Benis, K., & Ferrão, P. (2016). Potential mitigation of the environmental impacts of food systems through urban and peri-urban agriculture (UPA) – a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 140, 784–795. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.176>
- Bermond, M., Guillemain, P., & Maréchal, G. (2019). Quelle géographie des transitions agricoles en France ? Une approche exploratoire à partir de l'agriculture biologique et des circuits courts dans le recensement agricole 2010. *Cahiers Agricultures*, 28. <https://doi.org/10.1051/cagri/2019013>
- Bilali, H. El. (2019). The multi-level perspective in research on sustainability transitions in agriculture and food systems: A systematic review. *Agriculture (Switzerland)* (Vol. 9, Issue 4). <https://doi.org/10.3390/agriculture9040074>
- Billen, G., Aguilera, E., Einarsson, R., Garnier, J., Gingrich, S., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Le Noë, J., & Sanz-Cobena, A. (2021). Reshaping the European agro-food system and closing its nitrogen cycle: The potential of combining dietary change, agroecology, and circularity. *One Earth*, 4 (6), , pp. 839–850. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.05.008>
- Billen, G., Barles, S., Chatzimpiros, P., & Garnier, J. (2012). Grain, meat and vegetables to feed paris: Where did and do they come from? Localising Paris food supply areas from the eighteenth to the twenty-first century. *Regional Environmental Change*, 12(2), 325–335. <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0244-7>
- 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. *Regional Environmental Change*, 9(1), 13–24. <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0051-y>
- Billion, C. (2018). *Rôle des acteurs du commerce et de la distribution dans les processus de gouvernance alimentaire territoriale*. Géographie. Université Clermont Auvergne. <https://hal.science/tel-02265371v2>

- Bockstaller, C., & Girardin, P. (2003). How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76, 639–653.
- Bodirsky, B. L., Dietrich, J. P., Martinelli, E., Stenstad, A., Pradhan, P., Gabrysch, S., Mishra, A., Weindl, I., Le Mouél, C., Rolinski, S., Baumstark, L., Wang, X., Waid, J. L., Lotze-Campen, H., & Popp, A. (2020). The ongoing nutrition transition thwarts long-term targets for food security, public health and environmental protection. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-75213-3>
- Bognon, S. (2014). *Les transformations de l’approvisionnement alimentaire dans la métropole parisienne. Trajectoire socio-écologique et construction de proximités*. Géographie. Université Paris 1 Sorbonne.
- Bognon, S. (2017). Vers la reterritorialisation du réseau d’approvisionnement alimentaire parisien ? Trois approches de la mobilisation des proximités. *Flux*, 109–110(3), 118–128. <https://doi.org/10.3917/flux1.109.0118>
- Bonauto, T., Billen, G., Garnier, J., Barataud, F., Bognon, S., Dupré, D., & Marty, P. (2018). Analyser une transition agro-alimentaire par les flux d’azote : Aussois un cas d’étude du découplage progressif de la production et de la consommation. *Revue d’Économie Régionale & Urbaine*, Décembre(5), 967–991. <https://doi.org/10.3917/reru.175.0967>
- Bonial. (2022). *Les Français et les enseignes alimentaires*. <https://landing.bonial.com/fr/survey-les-fran%C3%A7ais-et-les-enseignes-alimentaires-2022> Consulté le 5 mai 2023.
- Borghino, N., Corson, M., Nitschelm, L., Wilfart, A., Fleuet, J., Moraine, M., Breland, T. A., Lescoat, P., & Godinot, O. (2021). Contribution of LCA to decision making: A scenario analysis in territorial agricultural production systems. *Journal of Environmental Management*, 287. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112288>
- Born, B., & Purcell, M. (2006). Avoiding the local trap: Scale and food systems in planning research. *Journal of Planning Education and Research*, 26(2), 195–207. <https://doi.org/10.1177/0739456X06291389>
- Brand, C., Bricas, N., Conaré, D., Daviron, B., Debru, J., Michel, L., & Souldard, C.-T. (2017). *Construire des politiques alimentaires urbaines* (Quaie).
- Brand, C., Debru, J., Armendáriz, V., Armenia, S., Atzori, A. S., Cohen, N., & James, P. (2017). Chapitre 4 - Approches théoriques utiles pour construire des politiques alimentaires urbaines durables. In Brand et al (eds.) *Construire des politiques alimentaires urbaines. Concepts et démarches*, pp. 91–120.
- Brédif, H. (2022). *Réaliser la terre: prise en charge du vivant et contrat territorial* (Editions de la Sorbonne, Ed.).
- BRGM. (2000). GIS SOL. <https://www.gissol.fr/thematiques/erosion-des-sols-48> Consulté le 7 avril 2022.
- Bricas, N. (2021). Le consomm’acteur, moteur du changement ? In *Une écologie de l’alimentation* (pp. 237–245). Éditions Quaie. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3353-3>
- Bricas, N., Lamine, C., & Casabianca, F. (2013). Agricultures et alimentations : des relations à repenser ? *Natures Sciences Societes*, 21(1), 66–70. <https://doi.org/10.1051/nss/2013084>

- Bricas, N., Soulard, C. T., & Arnal, C. (2017). Croiser enjeux de durabilité et leviers des politiques urbaines. In *Construire des politiques alimentaires urbaines. Concepts et démarches* (Quae, pp. 121–136).
- Browne, D., O'Regan, B., & Moles, R. (2011). Material flow accounting in an Irish city-region 1992-2002. *Journal of Cleaner Production*, 19(9–10), 967–976. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.01.007>
- Brunet, R., Ferras, R., & Thery, H. (1992). *Les Mots de la géographie* (Reclus-La Documentation française, Ed.).
- Brunori, G., Galli, F., & Grando, S. (2016). Sustainable agri-food systems: a reflection on assemblages and diversity. *Food Systems*, 1, 21–39. <https://doi.org/10.15122/isbn.978-2-406-06863-1.p.0021>
- Bryant, C., Chahine, G., Saymard, E., Poulot, M., Charvet, J.-P., Fleury, A., Vidal, R., & Loudiyi, S. (2009). *The Direct Contribution of Research to Modifying Spatial Patterns of Local Development: Action Research to Reduce Vulnerabilities and Re-Build Agricultural Activity in Urban and Periurban Areas of Montreal and Paris*. Canadian regional Science Association 31st Annual Conference. 67–79.
- Buchan, R., Cloutier, D., Friedman, A., & Ostry, A. (2015). Local Food System Planning: The Problem, Conceptual Issues, and Policy Tools for Local Government Planners. *Canadian Journal of Urban Research*, 24(1), 1–23. <https://doi.org/10.2307/26195275>
- Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A. M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kashef-Haghighi, S., Kounina, A., Laurent, A., Lvasseur, A., Liard, G., Rosenbaum, R. K., Roy, P. O., Shaked, S., Fantke, P., & Jolliet, O. (2019). IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1653–1674. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>
- Butault, J.-P. (2008). *La relation entre prix agricoles et prix alimentaires : une approche macro-économique en France entre 1978 et 2005*. 2èmes Journées de Recherches En Sciences Sociales INRA SFER CIRAD, 2, 215–240.
- Butt, N., Beyer, H. L., Bennett, J. R., Biggs, D., Maggini, R., Mills, M., Renwick, A. R., Seabrook, L. M., & Possingham, H. P. (2013). Biodiversity risks from fossil fuel extraction. *Science*, 342 (6157), pp. 425–426. <https://doi.org/10.1126/science.1237261>
- Callois, J.-M. (2020). Vers une relocalisation des systèmes de production alimentaire ? Du localisme alimentaire à la bio-économie territoriale. *Annales Des Mines - Réalités Industrielles, Mai 2020*(2), 57–61. <https://doi.org/10.3917/rindu1.202.0057>
- Capt, D., Lépicié, D., & Leseigneur, A. (2012). *Territorialisation des politiques publiques : une analyse à l'échelle des territoires de projet infrarégionaux en Bourgogne*. Les chemins du développement territorial, PSDR (PSDR Pour et Sur le Développement Régional), Jun 2012, Clermont-Ferrand, France. 32 p.
- Caputo, P., Zagarella, F., Cusenza, M. A., Mistretta, M., & Cellura, M. (2020). Energy-environmental assessment of the UIA-OpenAgri case study as urban regeneration project through agriculture. *Science of the Total Environment*, 729. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138819>

- Carey, J. (2011). *Who feeds Bristol? Towards a resilient food plan*. A baseline study of the food system that serves Bristol and the Bristol city region. NHS, Bristol City Council, 133 p.
- Carnoye, L. (2013). Reterritorialisation et développement durable : contraintes écologiques et logiques sociales. Compte rendu de journée d'étude (Lille, 25 Novembre 2011). *Développement Durable et Territoires*, Vol. 4, n° 1. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9730>
- Caron, P. (2021). Confrontation des modèles: la coexistence pour naviguer entre naïveté du consensus et violence de la polarisation. In Gasselin et al (ed.) *Coexistence et confrontation des modèles agricoles et alimentaires Un nouveau paradigme du développement territorial ?* (pp. 371–377).
- Carriot, A. (2017). *Qualification et quantification des flux alimentaires sur l'aire urbaine de Grenoble : La distribution des fruits et les légumes au sein des GSM* [Master 2]. Université Grenoble Alpes.
- CCFD-Terres Solidaire, Réseau CIVAM, CIWF France, Confédération paysanne, FNAB, Fondation Nicolas Hulot pour la Nature et l'Homme, FNE, Réseau Action Climat, Syndicat National d'Apiculture, Terre d'abeilles, UFC Que Choisir, & Welfarm. (2020). *Note d'analyse du bilan des EGA*.
- CEREMA. (2017). *Plan Climat Air Énergie Territorial (PCAET) : un cahier des charges type pour réaliser l'évaluation environnementale*.
- CEREMA, & CGDD. (2021). *L'auto-évaluation environnementale des Projets Alimentaires Territoriaux. Document repère*.
- CESE. (2023). *Du sol au foncier, des fonctions aux usages, quelle politique foncière ?*
- Chambres d'agriculture de Bretagne. (2020). *Recensement agricole Bretagne*. <https://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/les-resultats-du-recensement-agricole-2020-r668.html> Consulté le 3 mars 2022.
- Chardon, O., Jauneau, Y., & Vidalenc, J. (2020). *Les agriculteurs : de moins en moins nombreux et de plus en plus d'hommes*. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/4806717> Consulté le 13 février 2022.
- Charles, E., & Charles, K. (2020). *Rapport: Venir et se déplacer en Finistère: quelles réalités à ce jour, quelles perspectives pour demain?* Université de Bretagne Occidentale.
- Chartier, D., & Rodary, E. (2007). Géographie de l'environnement, écologie politique et cosmopolitiques. *L'Espace Politique*, 1. <https://doi.org/10.4000/espacepolitique.284>
- Chartier, D., & Rodary, E. (2016). *Manifeste pour une géographie environnementale. Géographie, écologie et politique*. Les Presses de Sciences Po.
- Chiffolleau, Y. (2015). *Circuits courts alimentaires et durabilité environnementale : vers de nouveaux indicateurs et outils*. Climate change urban food initiative. Webinar "L'alimentation locale : un élément de la stratégie climatique territoriale ?", International Urban Food Network (IUFN). INT.; Fondation Nicolas Hulot. FRA.; Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP). FRA., Nov 2015, 9 p.
- Chiffolleau, Y. (2017). Dynamique des identités collectives dans le changement d'échelle des circuits courts alimentaires. *Revue Française de Socio-Économie*, n° 18(1), 123–141. <https://doi.org/10.3917/rfse.018.0123>

- Chiffolleau, Y. (2022). Les Parcs naturels régionaux, acteurs clés des systèmes alimentaires territorialisés. *Pour*, N° 243(2), 263–268. <https://doi.org/10.3917/pour.243.0263>
- Chiffolleau, Y., Brit, A.-C., Monnier, M., Akermann, G., Lenormand, M., & Saucède, F. (2020). Coexistence of supply chains in a city's food supply: a factor for resilience? *Review of Agricultural, Food and Environmental Studies*, 101(2–3), 391–414. <https://doi.org/10.1007/s41130-020-00120-0>
- Chiffolleau, Y., & Desclaux, D. (2008). *La sélection participative pour un commerce éthique en agriculture: l'exemple de la filière blé dur biologique dans le sud de la France*. Communication.
- Chiffolleau, Y., & Dourian, T. (2020). Sustainable food supply chains: Is shortening the answer? a literature review for a research and innovation agenda. *Sustainability (Switzerland)*, 12(23), 1–21. <https://doi.org/10.3390/su12239831>
- Chiffolleau, Y., Gauche, A., & Ollivier, D. (2013). *Impacts sociaux des circuits courts alimentaires sur les exploitations agricoles : diversité des modèles et analyses croisées*. [Rapport Technique] Centre d'Etudes et de Ressources sur la Diversification (CERD); Institut de l'Élevage (IDELE); TRAME, 25 p.
- Chiffolleau, Y., Millet Amrani, S., & Canard, A. (2016). From short food supply chains to sustainable agriculture in urban food systems: Food democracy as a vector of transition. *Agriculture (Switzerland)*, 6(4). <https://doi.org/10.3390/agriculture6040057>
- Chiffolleau, Y., & Prévost, B. (2012). *Les circuits courts, des innovations sociales pour une alimentation durable dans les territoires*. 7–20. <https://doi.org/https://doi.org/10.4000/noroi.4245>
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogée, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A. D., Friedlingstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., ... Valentini, R. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, 437(7058), 529–533. <https://doi.org/10.1038/nature03972>
- Citepa. (2023). *Emissions de gaz à effet de serre en France : estimations provisoires sur l'ensemble de l'année 2022 avec le baromètre des émissions mensuelles du Citepa*. CITEPA édition mars 2023.
- Clancy, K., & Ruhf, K. (2010). Is Local Enough? Some Arguments for Regional Food Systems. *Choices*, 25(1). <https://doi.org/10.2307/choices.25.1.08>
- Clavreul, J., Guyonnet, D., Tonini, D., & Christensen, T. H. (2013). Stochastic and epistemic uncertainty propagation in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(7), 1393–1403. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0572-6>
- Cohen, N., & Ilieva, R. T. (2015). Transitioning the food system: A strategic practice management approach for cities. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 17, 199–217. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2015.01.003>
- Collectif pour une Sécurité sociale de l'alimentation. (2023). *Sécurité sociale de l'alimentation*. <https://securite-sociale-alimentation.org/> Consulté le 2 novembre 2023.
- Colomb, V., Ait-Amar, S., Basset-Mens C., Gac, A., Gaillard, G., Koch, P., Mousset, J., Salou, T., Tailleur, A., & van Der Werf, H. M. (2015). *AGRIBALYSE®, the French LCI Database for agricultural products: high-quality data for producers and environmental labelling*.

- Commissariat général au développement durable. (2013). *Consommer local, les avantages ne sont pas toujours ceux que l'on croit*. www.developpement-durable.gouv.fr Consulté le 14 octobre 2023.
- Commissariat général au développement durable. (2014). *Comptabilité des flux de matières dans les régions et les départements*. CGDD Guide méthodologique.
- Commissariat général au développement durable. (2015). *Sols et environnement. Chiffres clés*. www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr Consulté le 4 octobre 2022.
- Commissariat général au développement durable. (2019). *Les livraisons d'engrais en France*. <https://www.notre-environnement.gouv.fr/themes/economie/l-agriculture-ressources/article/les-livraisons-d-engrais-en-france> Consulté le 1 octobre 2023.
- Commissariat général au développement durable. (2023). *Les prélèvements d'eau douce par usages et par ressources*. <https://www.notre-environnement.gouv.fr/themes/economie/l-utilisation-des-ressources-naturelles-ressources/article/les-prelevements-d-eau-douce-par-usages-et-par-ressources> Consulté le 14 septembre 2023.
- Commission européenne. (2010). *ILCD Handbook General guide for LCA*. International Reference Life Cycle Data System. EC-JRC. First edition, 417 p.
- Communauté d'agglomération Pays de Grasse. (2023). *Plan Climat-Air-Énergie Territorial*. <https://www.paysdegrasse.fr/index.php/plan-climat-air-energie-territorial> Consulté le 4 septembre 2023.
- Conseil départemental du Finistère. (2017a). *Diagnostic du projet alimentaire territorial du Finistère*. Département du Finistère.
- Conseil départemental du Finistère. (2017b). *Elaboration du projet alimentaire territorial*. Département du Finistère.
- Conseil départemental du Finistère. (2023). *Projet alimentaire du territoire*. <https://www.finistere.fr/Actualites/Le-projet-alimentaire-de-territoire> Consulté le 17 octobre 2023.
- Conseil National de la Restauration Collective. (2019). *Les mesures de la loi EGALIM concernant la restauration collective*. Programme national pour l'alimentation. Territoires en action rapport, 16 p.
- Cordell, D., Drangert, J. O., & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19(2), 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Cour des comptes. (2023). *Soutiens publics aux éleveurs de bovins*. Observations définitives de la deuxième chambre, période 2015-2022, 137 p.
- Cour des comptes européenne. (2021). *Politique agricole commune et climat*. Rapport spécial, 71 p.
- Courlet, C., & Pecqueur, B. (2013). *L'Économie Territoriale* (Presses Universitaires de Grenoble, Ed.).
- Couturier, C., Aubert, P.M., Duru, M. avec les contributions de Natalien Carlier, Sylvain Doublet et Johannes Svensson, (2021). *Quels systèmes alimentaires durables demain? Analyse comparée de 16 scénarios compatibles avec les objectifs de neutralité climatique*. Rapport final, Solagro, IDDRI, 62 p.

- Couturier, C., Charru, M., & Doublet, S. et al. (2016). *Scenario Afterres 2050: le scénario qui imagine l'autre modèle agricole de demain*. Solagro.
- Cremer, A., Müller, K., Berger, M., & Finkbeiner, M. (2020). A framework for environmental decision support in cities incorporating organizational LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(11), 2204–2216. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01822-9>
- Cucurachi, S., Scherer, L., Guinée, J., & Tukker, A. (2019). Life Cycle Assessment of Food Systems. In *One Earth* (Vol. 1, Issue 3, pp. 292–297). <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.10.014>
- Czarnezki, J. J., Haub, E., & Czarnezki, J. (2011). The Future of Food Eco-Labeling: Organic, Carbon Footprint, and Environmental Life-Cycle Analysis. In *Envtl. L.J* (Vol. 3). <http://digitalcommons.pace.edu/lawfaculty/914/>.
- Dansero, E., & Pettenati, G. (2018). Reterritorialization, Proximity, and Urban Food Planning: Research Perspectives on AFNs. *Alternative Food Networks* (pp. 273–301). https://doi.org/10.1007/978-3-319-90409-2_14
- Dansero, E., & Puttilli, M. (2014). Multiple territorialities of alternative food networks: six cases from Piedmont, Italy. *Local Environment*, 19(6), 626–643. <https://doi.org/10.1080/13549839.2013.836163>
- Dardonville, M., Bockstaller, C., & Therond, O. (2021). Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems. In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 286). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125456>
- Darrot, C. (2015). Rennes, ville vivrière ? *Pour*, N° 224(4), 405–414. <https://doi.org/10.3917/pour.224.0405>
- Darrot, C., Maréchal, G., & Bréger, T. (2019). *Rapport sur les Projets Alimentaires Territoriaux (P.A.T.) en France : Etat des lieux et analyse*. : Rapport pour l'Institut Hanseo-Agrico, Séoul, République de Corée. [Rapport Technique] Agrocampus Ouest : Rennes, Cabinet Territoires et Alimentation Terralim.
- Darrot, C., Marie, M., Hochedez, C., Guillermin, P., & Guillemin, P. (2019). *Frises chronologiques de la gouvernance de la transition agricole et alimentaire dans 4 villes de l'Ouest de la France : quels enseignements ?* XIIIeme Journées de La Recherche En Sciences Sociales "L'innovation Sociale", INRA-SFER-CIRAD.
- David-Benz, H., Sirdey, N., Deshons, A., Orbell C., & Herlant, P. (2022). *Conceptual framework and method for national and territorial assessments– Catalysing the sustainable and inclusive transformation of food systems*. FAO, EU, CIRAD. <https://doi.org/https://doi.org/10.4060/cb8603en>
- De Laurentiis, V., Secchi, M., Bos, U., Horn, R., Laurent, A., & Sala, S. (2019). Soil quality index: Exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA. *Journal of Cleaner Production*, 215, 63–74. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.238>
- Debuisson, M. (2014). *Les modes d'interaction pour une dynamique territoriale soutenable : un apport à l'écologie territoriale*. Sciences de l'Homme et Société. Université de Technologie de Troyes.
- DeClerck, F. A. J., Jones, S. K., Attwood, S., Bossio, D., Girvetz, E., Chaplin-Kramer, B., Enfors, E., Fremier, A. K., Gordon, L. J., Kizito, F., Lopez Noriega, I., Matthews, N., McCartney, M.,

- Meacham, M., Noble, A., Quintero, M., Remans, R., Soppe, R., Willemen, L., ... Zhang, W. (2016). Agricultural ecosystems and their services: the vanguard of sustainability? *Current Opinion in Environmental Sustainability* (Vol. 23, pp. 92–99). <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.11.016>
- Delfosse, C. (2017). Un nouvel enjeu pour l'élevage. *Pour*, N° 231(3), 147–156. <https://doi.org/10.3917/pour.231.0147>
- Delfosse, C. (2019). L'alimentation : un nouvel enjeu pour les espaces ruraux. *L'Information Géographique*, Vol. 83(4), 34–54. <https://doi.org/10.3917/lig.904.0034>
- Delfosse, C., Dumont, B., & Hostiou, N. (2017). Villes et espaces périurbains : lieux de nouvelles relations entre l'élevage et la société. *Pour*, N° 231(3), 193–202. <https://doi.org/10.3917/pour.231.0193>
- Delfosse, C., & Poulot, M. (2022). Les PNR, territoires de projets et d'innovations. *Pour*, N° 243(2), 149–169. <https://doi.org/10.3917/pour.243.0149>
- Delfosse, C., Rieutort, L., & Lompech, M. (2022). Les géographes, l'aménagement et le développement rural. *Pour*, N° 240-241(2), 101–127. <https://doi.org/10.3917/pour.240.0101>
- Delgado, C. (2023). The role of land as the central piece to sustainable food systems: Lessons learned from Portugal national food-related policies. *Geography and Sustainability*. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2023.01.001>
- Denhartigh, C. (2017). *Alimentation, agriculture, climat. État des lieux des politiques publiques & leviers d'action*. Réseau action climat. France, 24 p.
- Département des statistiques et des études du commerce extérieur. (2021). *Statistiques départementales et régionales du commerce extérieur - Importations 2020*. <https://www.douane.gouv.fr/> Consulté le 13 octobre 2023.
- Département des statistiques et des études du commerce extérieur. (2023). *Statistiques départementales et régionales du commerce extérieur - Importations 2022*. Direction générale des douanes et droits indirects. <https://www.douane.gouv.fr/> Consulté le 13 octobre 2023.
- Deshaias, M., & Mérenne-Schoumaker, B. (2014). Ressources naturelles, matières premières et géographie. Exemple des ressources énergétiques et minières. *BSGLg* 62, 53–61.
- Desvignes, E. (2021). *Guide d'utilisation de la méthode d'évaluation environnementale des PAT Méthode ADEME Hauts-de-France*. ADEME.
- Deteix, L., Salou, T., Drogué, S., & Loiseau, E. (2023). The importance of land in resource criticality assessment methods: A first step towards characterising supply risk. *Science of the Total Environment*, 880. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163248>
- Deverre, C., & Lamine, C. (2010). Les systèmes agroalimentaires alternatifs. Une revue de travaux anglophones en sciences sociales. *Économie Rurale*, 317, 57–73. <https://doi.org/10.4000/economierurale.2676>
- Ding, T., Bourrelly, S., & Achten, W. M. J. (2021). Application of territorial emission factors with open-access data—a territorial LCA case study of land use for livestock production in Wallonia. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(8), 1556–1569. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01949-3>

- Direction Départementale des Territoires et de la Mer du Finistère. (2016). *L'agriculture et l'agroalimentaire dans le Finistère*. DDTM, août 2016, 5 p.
- Directive 2001/42/CE, (2001). <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT00000706012>
<https://www.douane.gouv.fr/> Consulté le 13 octobre 2022.
- Dodou, D., & De Winter, J. C. F. (2014). Social desirability is the same in offline, online, and paper surveys: A meta-analysis. *Computers in Human Behavior* (Vol. 36, pp. 487–495).
<https://doi.org/10.1016/j.chb.2014.04.005>
- Domergue, M. (2012). L'agriculture grignotée par la ville. *Alternative Economiques*, 314(6), 33–33.
- Donatti, C. I., Harvey, C. A., Hole, D., Panfil, S. N., & Schurman, H. (2020). Indicators to measure the climate change adaptation outcomes of ecosystem-based adaptation. *Climatic Change*, 158(3–4), 413–433. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02565-9>
- Doublet, S., & Couturier, C. C. M. (2016). *Afterres2050 : les déclinaisons régionales*. Solagro.
- Dubois, G., Sovacool, B., Aall, C., Nilsson, M., Barbier, C., Herrmann, A., Bruyère, S., Andersson, C., Skold, B., Nadaud, F., Dorner, F., Moberg, K. R., Ceron, J. P., Fischer, H., Amelung, D., Baltruszewicz, M., Fischer, J., Benevise, F., Louis, V. R., & Sauerborn, R. (2019). It starts at home? Climate policies targeting household consumption and behavioral decisions are key to low-carbon futures. *Energy Research and Social Science*, 52, 144–158.
<https://doi.org/10.1016/j.erss.2019.02.001>
- Dugast, C., Soyeux, A., Cassagnaud, C., Ledoux, R., Jancovici, J.-M., & Grandjean, A. (2019). *Faire sa part? Pouvoir et responsabilité des individus, des entreprises et de l'état face à l'urgence climatique*. Carbone 4.
- Dullier, B. (2021). *De l'importance des régimes alimentaire dans les stratégies de reterritorialisation de l'alimentation*. Master en agroécologie, Gembloux Agro-Bio Tech, 99 p.
- Duram, L., & Oberholtzer, L. (2010). A geographic approach to place and natural resource use in local food systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* (Vol. 25, Issue 2, pp. 99-108).
- Durand, A., Le Borgne, G., & Mathias, E. (2020). *Émissions de gaz à effet de serre et de polluants atmosphériques en France. Agriculture et sylviculture*. CITEPA, Rapport Secten édition 2020.
- Eau France. (2020). *Base Nationale des Ventes Distributeurs (BNVD)*. Achats de pesticides par code postal. <https://geo.data.gouv.fr/fr/datasets/bdc2c6f21f70accf6a73445f68a5f0d6ee5b7c1>
Consulté le 13 février 2022.
- Eberle, U. (2011). Les émissions de gaz à effet de serre de différents styles alimentaires en Allemagne. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 60.
- EC-JRC. (2018). *Environmental Footprint reference package 3.0 (EF 3.0)*.
<https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml> Consulté le 3 février 2022.
- Emsellem, K., Lizard, S., & Scarella, F. (2012). The geo-prospective approach: An emerging field of research? *Espace Géographique*, 41(2), 154–168. <https://doi.org/10.3917/eg.412.0154>
- Enedis. (2022). Enedis Open Data. In *Consommation et thermosensibilité électriques annuelles à la maille commune*. <https://data.enedis.fr/explore/dataset/consommation-electrique-par-secteur-dactivite-commune/information/> Consulté le 13 décembre 2022.

- Enjolras, G., & Sanfilippo, G. (2019). La structure du capital des exploitations agricoles françaises. *Économie Rurale*, 369, 5–20. <https://doi.org/10.4000/economierurale.6893>
- European Environment Agency. (2020). *Corine Land Cover (CLC) 2018*, EEA Version 2020.
- Fantke, E. P., Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Jolliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., Mckone, T., Posthuma, L., Rosenbaum, R. K., Van De Meent, D., & Van Zelm, R. (2017). *USEtox® 2.0 Documentation*. <https://doi.org/10.11581/DTU:00000011>
- FAO. (2010). *Biodiversité et régimes alimentaires durables unis contre la faim..* Rapport Final Symposium Scientifique International. 3-5 NOVEMBRE 2010 Siège de la FAO, Rome
- FAO. (2013a). *FAO Statistical Yearbook of the Food And Agricultural Organization for the United Nations*. FAO Statistics.
- FAO. (2013b). *SAFA tool by FAO*. FAO Food and Agriculture Organization. Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems (SAFA).
- FAO. (2016). *Resilience Index Measurement and Analysis—II (RIMA—II)*. Resilience Analysis and Policies team Agricultural Development Economics Division.
- FAO. (2019). *Indicateurs de durabilité de systèmes alimentaires dans le cadre du Pacte de politique alimentaire urbaine de Milan*. Milan urban food policy pact MUFPP.
- FAO. (2020). The State of Agricultural Commodity Markets 202. In *The State of Agricultural Commodity Markets 2020*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cb0665en>
- Fardet, A. (2018). De faux aliments dans nos assiettes. *Equilibre*.
- Fardet, A., & Rock, E. (2019). Ultra-processed foods: A new holistic paradigm? *Trends in Food Science and Technology*, 93, 174–184. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2019.09.016>
- Farmery, A. K., Gardner, C., Green, B. S., Jennings, S., & Watson, R. A. (2015). Domestic or imported? An assessment of carbon footprints and sustainability of seafood consumed in Australia. *Environmental Science and Policy*, 54, 35–43. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.06.007>
- Fazio, S., Castellani, V., Sala, S., Schau, EM., Secchi, M., & Zampori, L. (2018). *Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods*, EUR 28888 EN.
- Feichtinger, S., & Gronalt, M. (2021). The environmental impact of transport activities for online and in-store shopping: A systematic literature review to identify relevant factors for quantitative assessments. *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 13, Issue 5, pp. 1–23). <https://doi.org/10.3390/su13052981>
- Flach, B., & Selten, M. (2021). *Dutch Parliament Approves Law to Reduce Nitrogen Emissions*. <https://www.clo.nl/node/35271> Consulté le 20 octobre 2023.
- Flatrès, P. (1963). La deuxième « Révolution agricole » en Finistère. *Études Rurales*, 8(1), 5–55. <https://doi.org/10.3406/rural.1963.1048>
- Fosse, J. (2018). *Les agricultures urbaines : potentiel de développement et impacts sur l'environnement et l'aménagement des territoires*. Décryptage de la Fabrique Ecologique. Septembre 2018.

- Fosse, J., Furic, P., Gomel, C., Hagenburg, M., & Rousselon, J. (2021). *Pour une alimentation saine et durable. Analyse des politiques de l'alimentation en France*. Présentation pour l'Assemblée nationale du 22/09/2021.
- Fournier, S., & Muchnik, J. (2011). Le système agroalimentaire localisé pour analyser le territoire. In *Travaux et Innovations* (Vol. 181, pp. 27-30).
- FranceAgriMer. (2022). *La consommation de viande en France en 2021*. Service de la statistique et de la prospective (SSP). Agreste, Synthèses conjoncturelles, 9 p.
- François, C., Gondran, N., & Nicolas, J. P. (2021). Spatial and territorial developments for life cycle assessment applied to urban mobility—case study on Lyon area in France. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(3), 543–560. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01861-2>
- Freedgood, J., Pierce-Quiñonez, M., & Meter, K. (2011). Emerging Assessment Tools To Inform Food System Planning. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 83–104. <https://doi.org/10.5304/jafscd.2011.021.023>
- Fuchs, F., Sidot, G., Waroquiers, C., van Der Werf, H., & Kanyarushoki, C. (2011). Propositions pour faire évoluer les outils d'analyse de cycle de vie des produits d'origine agricole. *Innovations Agronomiques*, 17, 213–226. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01461054>
- Fumey, G. (2007). La mondialisation de l'alimentation. *L'Information Géographique*, Vol. 71(2), 71–82. <https://doi.org/10.3917/lig.712.0071>
- Gagné, C. (2011). 6 - Urbanisation et durabilité des systèmes alimentaires. In *Pour une alimentation durable. Réflexion stratégique duALIne* (Editions Quae, pp. 123–142).
- Gasselin, P., Lardon, S., Cerdan, C., Loudiyi, S., & Sautier, D. coord. (2021). *Coexistence et confrontation des modèles agricoles et alimentaires Un nouveau paradigme du développement territorial ?* (Quae, Ed.).
- Geels, F. W. (2002). Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study. *Research Policy*, 31(8–9), 1257–1274. [https://doi.org/10.1016/S0048-7333\(02\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0048-7333(02)00062-8)
- Geels, F. W. (2011). The multi-level perspective on sustainability transitions: Responses to seven criticisms. *Environmental Innovation and Societal Transitions* (Vol. 1, Issue 1, pp. 24–40). <https://doi.org/10.1016/j.eist.2011.02.002>
- GeoBretagne. (2023). *Captages prioritaires en Bretagne*. <https://geobretagne.fr/mapfishapp/map/6d44511bb07a22776747890fa8b152f7> Consulté le 12 octobre 2023.
- Ghamkhar, R., & Hicks, A. (2021). Spatially explicit life cycle assessment of fish: comparison of local vs imported provision in Wisconsin. *Environmental Research: Infrastructure and Sustainability*, 1(2), 021002. <https://doi.org/10.1088/2634-4505/ac0f99>
- GIS SOL. (2022). *BDAT, Outil cartographique GEOSOL*. <https://webapps.gissol.fr/geosol/> Consulté le 12 février 2023.
- Glasgow Declaration. (2021). *Glasgow Food and Climate Declaration*. <https://Glasgowdeclaration.org> Consulté le 2 février 2022.

- Goeldner-Gianella, L. (2010). What is the role of geography in environmental studies? *Espace Geographique*, 39(4), 289–294. <https://doi.org/10.3917/eg.394.0289>
- Goeldner-Gianella, L., & Humain-Lamoure, A. U. (2010). Surveys through questionnaires in environmental geography. *Espace Geographique*, 39(4), 325–344. <https://doi.org/10.3917/eg.394.0325>
- 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. *Environmental Research Letters*, 8(3). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/035024>
- Gonçalves, A. (2013). Les organisations logistiques à promouvoir dans le cadre des Politiques de Transport Durable de Marchandises : la question des circuits de proximité. *Développement Durable et Territoires*, Vol. 4, n°3. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.10054>
- Gonçalves, A., & Zeroual, T. (2016). Analyser les impacts des circuits courts alimentaires : une étude en Nord-Pas-de-Calais. *Revue de La Régulation*, 20. <https://doi.org/10.4000/regulation.11986>
- Gonin, A. (2021). *Transition écologique*. Géoconfluences. <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/transition-ecologique> Consulté le 13 mai 2023.
- González-García, S., & Dias, A. C. (2019). Integrating lifecycle assessment and urban metabolism at city level: Comparison between Spanish cities. *Journal of Industrial Ecology*, 23(5), 1062–1076. <https://doi.org/10.1111/jiec.12844>
- González-García, S., Green, R. F., Scheelbeek, P. F., Harris, F., & Dangour, A. D. (2020). Dietary recommendations in Spain –affordability and environmental sustainability? *Journal of Cleaner Production*, 254. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120125>
- Goodman, D. (2004). Rural Europe Redux? Reflections on Alternative Agro-Food Networks and Paradigm Change. *Sociologia Ruralis*, 44(1), 3–16. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9523.2004.00258.x>
- Goossens, Y., Geeraerd, A., Keulemans, W., Annaert, B., Mathijs, E., & De Tavernier, J. (2017). Life cycle assessment (LCA) for apple orchard production systems including low and high productive years in conventional, integrated and organic farms. *Agricultural Systems*, 153, 81–93. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.007>
- Gourmelon, F., Houet, T., Voiron-Canicio, C., & Joliveau, T. (2012). Geoprospective, contribution from spatial approaches to forecasting. *Espace Geographique* (Vol. 41, Issue 2, pp. 97–98). <https://doi.org/10.3917/eg.412.0097>
- GRDF. (2022). *GRDF Open data on gaz consumption*. <https://opendata.grdf.fr/pages/accueil/> Consulté le 3 mai 2023.
- Greniers d'abondance. (2020). *Vers la résilience alimentaire. Faire face aux menaces globales à l'échelle des territoires* Yves Michel (Première édition).
- Greniers d'abondance. (2022). *CRATER: un outil de diagnostic au service de la transition agro-alimentaire des territoires*. <https://crater.resiliencealimentaire.org/>

- Grisson, J. B., Ménadier, L., Ricard, D., & Rieutort, L. (2015). Le pastoralisme dans les montagnes cantaliennes: Entre enjeux fonciers et ressources territoriales : l'exemple de la haute vallée du Mars. *Histoire et Sociétés Rurales*, 44(2), 81–110. <https://doi.org/10.3917/hsr.044.0081>
- Groen, E. A., Bokkers, E. A. M., Heijungs, R., & de Boer, I. J. M. (2017). Methods for global sensitivity analysis in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(7), 1125–1137. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1217-3>
- Grolleau, G., Sirieix, L., & Schaer, B. (2010). Les « kilomètres alimentaires » : de la compréhension du concept à la complexité de la réalité. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (5), 899–911. <https://doi.org/10.3917/reru.105.0899>
- Groupement d'intérêt scientifique sur les sols. (2011). *L'état des sols de France : les services rendus par les sols, la diversité des sols de France, l'état des sols de France et son évolution*. GIS Sol.
- Guebsi, W., & Zouari, A. (2018). *Analyse et évaluation de la durabilité du cycle de vie d'un produit/service : cas du système de compostage*. Conference paper, 6 p.
- Guennoc, D. (2016). *Etude systémique des flux d'approvisionnement alimentaires urbains par la recherche-action : Le cas de Frugal* [Master]. Faculté des Sciences Economiques Université de Rennes 1.
- Guirand, N., Delfosse, C., Vandenbroucke, P., Viricel, P., & Munaur, L. (2022). Les jardins dans les espaces ruraux de moyenne montagne en Auvergne Rhône-Alpes : les révélateurs d'un rapport à l'alimentaire en recomposition. *Revue de Géographie Alpine*, 110(1). <https://doi.org/10.4000/rga.10824>
- Guiraud, N., Laperrière, V., & Rouchier, J. (2014). A geography of short distribution channels in Provence-Alpes-Côte d'Azur. the current situation and the potential for development. *Espace Géographique*, 43(4), 356–373. <https://doi.org/10.3917/eg.434.0356>
- Harchaoui, S., & Chatzimpiros, P. (2019). Energy, Nitrogen, and Farm Surplus Transitions in Agriculture from Historical Data Modeling. France, 1882–2013. *Journal of Industrial Ecology*, 23(2), 412–425. <https://doi.org/10.1111/jiec.12760>
- Hasnaoui Amri, N. (2018). *La participation des agriculteurs à une politique alimentaire territoriale. Le cas de Montpellier méditerranée Métropole*. Géographie. Université Paul Valéry.
- Hasnaoui Amri, N., Michel, L., & Soulard, C.-T. (2022). Vers un renouvellement du dialogue entre agriculteurs et régions urbaines autour de l'accès au foncier agricole. Cas de la Métropole de Montpellier, France. *Noréis*, 262, 61–78. <https://doi.org/10.4000/noréis.11798>
- Hauck, J., Schleyer, C., Priess, J. A., Veerkamp, C. J., Dunford, R., Alkemade, R., Berry, P., Primmer, E., Kok, M., Young, J., Haines-Young, R., Dick, J., Harrison, P. A., Bela, G., Vadineanu, A., & Görg, C. (2019). Combining policy analyses, exploratory scenarios, and integrated modelling to assess land use policy options. *Environmental Science and Policy*, 94, 202–210. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.009>
- Heinonen, J., & Junnila, S. (2011). Case study on the carbon consumption of two metropolitan cities. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(6), 569–579. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0289-3>

- Helenius, J., Aro-Heinilä, E., Hietala, R., Mikkola, M., Risku-Norja, H., Seppänen, L., Sinkkonen, M., & Vihma, A. (2007). Systems frame for multidisciplinary study on sustainability of localising food. *Progress in Industrial Ecology*, 4(5), 328–347. <https://doi.org/10.1504/PIE.2007.015615>
- Hiloidhari, M., Baruah, D. C., Singh, A., Katak, S., Medhi, K., Kumari, S., Ramachandra, T. V., Jenkins, B. M., & Thakur, I. S. (2017). Emerging role of Geographical Information System (GIS), Life Cycle Assessment (LCA) and spatial LCA (GIS-LCA) in sustainable bioenergy planning. In *Bioresourcetechnology* (Vol. 242, pp. 218–226). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.079>
- Hinrichs, C. C. (2014). Transitions to sustainability: A change in thinking about food systems change? *Agriculture and Human Values*, 31(1), 143–155. <https://doi.org/10.1007/s10460-014-9479-5>
- Houdart, M. (2022). Société civile et transition alimentaire dans les territoires : état des lieux, enjeux et conditions. *Geocarrefour*, 96(3). <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.20384>
- Hugonnet, M., & Bernard-Mongin, C. (2022). *Géographie environnementale du système alimentaire français : tendances et perspectives d'évolution*. Ministère de l'agriculture, Centre d'études et de prospective, document de travail n°16.
- Huijbregts, M. A. J. (1998). Application of uncertainty and variability in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3, 273–280.
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., & van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- Hulot, M. (2022). Transitions alimentaires dans les espaces ruraux périurbains franciliens : une approche par l'assiette des ménages agricoles. *Geocarrefour*, 96(3). <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.20749>
- Igos, E., Benetto, E., Meyer, R., Baustert, P., & Othoniel, B. (2019). How to treat uncertainties in life cycle assessment studies? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(4), 794–807. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1477-1>
- Ilieva, R. T. (2016). *Urban Food Planning, Seeds of Transition in the Global North*. Routledge, 1st Edition.
- INRAE-Indigo. (2006). *Indigo®*, un outil d'évaluation agri-environnementale.
- INSEE. (2015). *Données carroyées*. <https://www.insee.fr/fr/> Consulté le 12 mai 2022.
- INSEE. (2019). *Population de 15 ans ou plus selon la catégorie socioprofessionnelle*. <https://www.insee.fr/fr/> Consulté le 12 mai 2022.
- INSEE. (2020a). *Base permanente des équipements*. <https://www.insee.fr/fr/> Consulté le 12 mai 2022.
- INSEE. (2020b). *Revenus et pauvreté des ménages*. <https://www.insee.fr/fr/> Consulté le 12 mai 2022.
- INSEE. (2021). Database SIRENE. <https://www.sirene.fr/Sirene/Public/Creation-Fichier>
- Institut technique de l'agriculture biologique (ITAB). (2020) *Questions sur la pertinence des données Agribalyse 3.0 pour l'évaluation environnementale*

des produits agricoles et l'affichage environnemental des produits alimentaires. Note d'information du 11 décembre 2020.

- International urban food network. (2015). Mesures de l'approche territoriale de l'alimentation. Rapport final de l'étude IUFN-MEDDE.
- ISO 14040. (2006). *Environmental Management d Life Cycle Assessment d Principles and Framework*, pp. 1-28.
- Jabiot, I., & Delfosse, C. (2021). Élevages urbains. Approches interdisciplinaires. *Études Rurales*, 207, 10–21. <https://doi.org/10.4000/etudesrurales.25029>
- Jeanneret, P., Baumgartner, D. U., Freiermuth Knuchel, R., Koch, B., & Gaillard, G. (2014). An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators*, 46, 224–231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030>
- Jones, A. (2002). An environmental assessment of food supply chains: A case study on dessert apples. *Environmental Management*, 30(4), 560–576. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2383-6>
- Kissinger, G., Herold, M., & De Sy, V. (2012). *Drivers of deforestation and forest degradation*. A synthesis report for REDD+ policymakers.
- Kneafsey, M., Venn, L., Schmutz, U., Balázs, B., Trenchard, L., Eyden-Wood, T., Bos, E., Sutton, G., Blackett Editors, M., Santini, F., & Gomez Paloma, S. (2013). *Short Food Supply Chains and Local Food Systems in the EU. A State of Play of their Socio-Economic Characteristics*. <https://doi.org/10.2791/88784>
- Kremer, P., & DeLiberty, T. L. (2011). Local food practices and growing potential: Mapping the case of Philadelphia. *Applied Geography*, 31(4), 1252–1261. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.01.007>
- Kulak, M., Graves, A., & Chatterton, J. (2013). Reducing greenhouse gas emissions with urban agriculture: A Life Cycle Assessment perspective. *Landscape and Urban Planning*, 111(1), 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.11.007>
- Kull, C. A., & Batterbury, S. P. J. (2016). La géographie face aux défis environnementaux dans le monde anglophone. In Chartier, D. & Rodary, E. (eds.) *Manifeste pour une géographie environnementale* (pp. 227–255).
- Lairez, J., Feschet, P., Aubin, J., Bockstaller, C., & Bouvarel, I. (coord.). (2016). *Agriculture et développement durable: Guide pour l'évaluation multicritère* (Educagri éditions & Quae éditions, Eds.).
- Lal, R. (2013). Food security in a changing climate. *Ecology and Hydrobiology*, 13(1), 8–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2013.03.006>
- Lamine, C. (2012). « Changer de système » : une analyse des transitions vers l'agriculture biologique à l'échelle des systèmes agri-alimentaires territoriaux. *Terrains & Travaux*, n° 20(1), 139–156. <https://doi.org/10.3917/tt.020.0139>
- Lamine, C., Bui, S., & Ollivier, G. (2016). Pour une approche systémique et pragmatique de la transition écologique des systèmes agri-alimentaires. *Cahiers de Recherche Sociologique*, 58, 95–117. <https://doi.org/10.7202/1036208ar>

- Lamine, C., & Chiffolleau, Y. (2018). Reconnecter agriculture et alimentation dans les territoires : dynamiques et défis. *Pour*, N° 232(4), 225–232. <https://doi.org/10.3917/pour.232.0225>
- Landert, J., Schader, C., Moschitz, H., & Stolze, M. (2017). A holistic sustainability assessment method for Urban food system governance. *Sustainability (Switzerland)*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/su9040490>
- Lang, T., & Barling, D. (2012). Food security and food sustainability: Reformulating the debate. *Geographical Journal*, 178(4), 313–326. <https://doi.org/10.1111/j.1475-4959.2012.00480.x>
- Lardon, S., & Loudiyi, S. (2014). Agriculture et alimentation urbaines : entre politiques publiques et initiatives locales. *Géocarrefour*, 89(1–2), 3–10. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.9362>
- Lardon, S., Loudiyi, S., Galli, M., Marraccini, E., Houdart, M., & Bonari, E. (2010). *From territory agronomy to regional planning: agricultural management in periurban areas*. 9th European IFSA Symposium, Jul 2010, Vienne, Austria.
- Lardon, S., & Noucher, M. (2016). Construire demain par les cartes: usages de l'information géographique en prospective territoriale participative. *Cahiers de Géographie Du Quebec*, 60(170), 209–219. <https://doi.org/10.7202/1040531ar>
- Larsen, H. N., & Hertwich, E. G. (2009). The case for consumption-based accounting of greenhouse gas emissions to promote local climate action. *Environmental Science and Policy*, 12(7), 791–798. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.07.010>
- Laurent, F. (2012). *Agriculture et pollution de l'eau : modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales* [Habilitation à Diriger des Recherches, Université du Maine].
- Le Ray, P., & Ourabah, A. (2018). *Méthode Syalinnov*. <https://syalinnov.org/>
- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger- Estrade, J., Sarthou, J. P., & Trommetter, M. (2008). *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA.
- le Velly, R. (2017). *Sociologie des systèmes alimentaires alternatifs : une promesse de différence* (C. S. sociales Presses des Mines, Ed.).
- Le Velly, R., & Soulard, C. (2020). Alimentation. In *Dictionnaire des politiques territoriales* (pp. 34–39). Presses de Sciences Po. <https://doi.org/10.3917/scpo.pasqu.2020.01.0034>
- Lee, G.-E., Miller, S. R., & Loveridge, S. (2017). Modelling Local Food Policy and Greenhouse Gas Emission Due to Transportation. *The Journal of Regional Analysis & Policy* 47 (1), 75-87.
- Leroy, Y., & Lasvaux, S. (2013). De la gestion des incertitudes en analyse de cycle de vie. *Marché et Organisations*, N° 17(1), 65–82. <https://doi.org/10.3917/maorg.017.0065>
- Lévesque, J. (2023). *Contribution à la compréhension des enjeux environnementaux et économiques du gaspillage alimentaire et de la performance de stratégies pour sa réduction en restauration indépendante dans une perspective d'amélioration de l'éco-efficience*. Science des aliments. Université Laval., Québec, Canada.
- Lindner, J. P., Fehrenbach, H., Winter, L., Bischoff, M., Bloemer, J., & Knuepffer, E. (2019). Valuing biodiversity in life cycle impact assessment. *Sustainability (Switzerland)*, 11(20). <https://doi.org/10.3390/su11205628>

- Lo Piano, S., & Benini, L. (2022). A critical perspective on uncertainty appraisal and sensitivity analysis in life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 26(3), 763–781. <https://doi.org/10.1111/jiec.13237>
- Loi organique n° 2009-403 du 15 avril 2009, (2009). <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000020521873> Consulté le 13 novembre 2022.
- Loiseau, E. (2014). *Élaboration d'une démarche d'évaluation environnementale d'un territoire basée sur le cadre méthodologique de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) : application au territoire du Bassin de Thau*. Génie des Procédés, Montpellier SupAgro.
- Loiseau, E., Aissani, L., Le Féon, S., Laurent, F., Cerceau, J., Sala, S., & Roux, P. (2018). Territorial Life Cycle Assessment (LCA): What exactly is it about? A proposal towards using a common terminology and a research agenda. *Journal of Cleaner Production*, 176, 474–485. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.169>
- Loiseau, E., Colin, M., Alaphilippe, A., Coste, G., & Roux, P. (2020). To what extent are short food supply chains (SFSCs) environmentally friendly? Application to French apple distribution using Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*, 276. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124166>
- Loiseau, E., Jouve, L., Salou, T., Perignon, M., Drogué, S., Rollet, P., & Roux, P. (2023). Life cycle assessment of urban food supply: Key findings and recommendations from a French metropolitan area case study. *Journal of Cleaner Production*, 401. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136788>
- Loiseau, E., Junqua, G., Roux, P., & Bellon-Maurel, V. (2012). Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods. *Journal of Environmental Management* (Vol. 112, pp. 213–225). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.024>
- Loiseau, E., Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., & Bellon-Maurel, V. (2013). Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(8). <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0588-yi>
- Loiseau, E., Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., & Bellon-Maurel, V. (2014). Implementation of an adapted LCA framework to environmental assessment of a territory: Important learning points from a French Mediterranean case study. *Journal of Cleaner Production*, 80, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.059>
- Lori, M., Symnaczik, S., Mäder, P., De Deyn, G., & Gattinger, A. (2017). Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—A meta-analysis and meta-regression. *PLOS ONE*, 12(7), e0180442. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180442>
- Loudiyi, S., & Cerdan, C. (2021). Penser les transitions par la coexistence et la confrontation des modèles agricoles et alimentaires. Échelles, acteurs et trajectoires territoriales. In Gasselín et al. (eds.), *Coexistence et confrontation des modèles agricoles et alimentaires. Un nouveau paradigme du développement territorial ?* QUAE, (pp. 223-228).
- Loudiyi, S., & Houdart, M. (2019). L'alimentation comme levier de développement territorial ? Réflexions tirées de l'analyse processuelle de deux démarches territoriales. *Économie Rurale*, 367, 29–44. <https://doi.org/10.4000/economierurale.6463>

- Loudiyi, S., Margétic, C., & Dumat, C. (2022). Pour des transitions alimentaires ancrées dans les territoires : nouvelles questions et perspectives de recherches (partie 1). *Geocarrefour*, 96(3). <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.21006>
- Lulovicova, A., & Bouissou, S. (2023). Environmental Assessment of Local Food Policies through a Territorial Life Cycle Approach. *Sustainability*, 15(6), 4740. <https://doi.org/10.3390/su15064740>
- Lulovicova, A., & Bouissou, S. (2024a). Use of territorial LCA framework for local food systems assessment: Methodological developments and application. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-024-02289-8>
- Lulovicova, A., & Bouissou, S. (2024b). Life cycle assessment as a prospective tool for sustainable agriculture and food planning at a local level. *Geography and Sustainability*, 5 (2), 251-264. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2024.01.008>
- Macé-Le Ficher, P. (2023). *Reterritorialisation du système alimentaire et production de la ville : des rapports en (re)négociation dans et via les projets urbains*. . Géographie. Université Paris-Est.
- Machado-Bouroullec, M., Roucan, M., & Chaïb, K. (2016). *Essai de typologie d'agriculteurs en circuit court collectif*. 10^e journées de Recherche en Sciences Sociales, 8-9 décembre 2016, Paris.
- Magnan, A. (2012). Évaluer ex ante la pertinence de projets locaux d'adaptation au changement climatique. *Vertigo*, 12(3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.13000>
- Mailhac, A., Herfray, G., Schiopu, N., Kotelnikova-Weiler, N., Poulhes, A., Mainguy, S., Grimaud, J., Serre, J., Sibiude, G., Lebert, A., Peuportier, B., & Volean, C. (2016). *LCA applicability at district scale demonstrated throughout a case study: shortcomings and perspectives for future improvements*. Sustainable Built Environment (SBE) regional conference (pp. 1–8).
- Mairie de Mouans-Sartoux. (2023a). *Mead (Maison d'éducation à l'alimentation durable)*. <http://mead-mouans-sartoux.fr/> Consulté le 3 septembre 2023.
- Mairie de Mouans-Sartoux. (2023b). *Mouans-Sartoux et son histoire*. <https://www.mouans-sartoux.fr/histoire> Consulté le 3 septembre 2023.
- Majewski, E., Komerska, A., Kwiatkowski, J., Malak-Rawlikowska, A., Was, A., Sulewski, P., Goła, M., Pogodzinska, K., Lecoeur, J. L., Tocco, B., Török, Á., Donati, M., & Vittersø, G. (2020). Are short food supply chains more environmentally sustainable than long chains? a life cycle assessment (LCA) of the eco-efficiency of food chains in selected EU countries. *Energies*, 13(18). <https://doi.org/10.3390/en13184853>
- Malak-Rawlikowska, A., Majewski, E., Was, A., Borgen, S. O., Csillag, P., Donati, M., Freeman, R., Hoàng, V., Lecoeur, J. L., Mancini, M. C., Nguyen, A., Saïdi, M., Tocco, B., Török, Á., Veneziani, M., Vittersø, G., & Wavresky, P. (2019). Measuring the economic, environmental, and social sustainability of short food supply chains. *Sustainability (Switzerland)*, 11(15). <https://doi.org/10.3390/su11154004>
- Malassis, L. (1994). *Nourrir les hommes*. Flammarion.Paris.
- Mansfield, B., & Mendes, W. (2013). Municipal Food Strategies and Integrated Approaches to Urban Agriculture: Exploring Three Cases from the Global North. *International Planning Studies*, 18(1), 37–60. <https://doi.org/10.1080/13563475.2013.750942>

- Marcadet, O. (2021). *L'environnement dans les Projets Alimentaires Territoriaux (PAT)*. Ingénieur de Bordeaux Sciences Agro. Université de Nantes.
- Marchand, F., & Chabanet, D. (2022). *Projets Alimentaires Territoriaux « Plus vite, plus haut, plus fort »*. Rapport pour le ministère de l'Agriculture et de la souveraineté alimentaire, juillet 2022.
- Maréchal, G., & Spanu, A. (2010). Les circuits courts favorisent-ils l'adoption de pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement ? *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 59, 33–45. <https://hal.science/hal-01435709>
- Margetic, C., Rouget, N., & Schmitt, G. (2016). Le foncier agricole à l'épreuve de la multifonctionnalité : desseins environnementaux et alimentaires dans les métropoles lilloise et nantaise. *Noréis*, 241, 87–104. <https://doi.org/10.4000/noréis.6012>
- Marraccini, E., Lardon, S., Loudiyi, S., Giacché, G., & Bonari, E. (2013). Durabilité de l'agriculture dans les territoires périurbains méditerranéens : Enjeux et projets agriurbains dans la région de Pise (Toscane, Italie). *Cahiers Agricultures*, 22(6), 517–525. <https://doi.org/10.1684/agr.2013.0658>
- Marsden, T., & Morley, A. (2014). *Sustainable food systems. Building a new paradigm* (Taylor & Francis, Ed.). <https://doi.org/10.1080/17535069.2015.1090803>
- Martínez-Valderrama, J., Sanjuán, M. E., del Barrio, G., Guirado, E., Ruiz, A., & Maestre, F. T. (2021). Mediterranean Landscape Re-Greening at the Expense of South American Agricultural Expansion. *Land*, 10(2), 204. <https://doi.org/10.3390/land10020204>
- Marty, P., Lepart, J., & Caplat, P. (2006). Geography and landscape ecology: Which relationships? *Bulletin d'Association de Géographes Français*, 83(3), 355–367. <https://doi.org/10.3406/bagf.2006.2521>
- Maurice, B., Frischknecht, R., Coelho-Schwartz, V., & Hungerbühler, K. (2000). Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. *Journal of Cleaner Production* 8, 95-108.
- Mbow, C., Rosenzweig, C., Barioni, L. G., Benton, T. G., Shukla, [P R, Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Zhai, P., Slade, R., Connors, S., Van Diemen, R., Ferrat, M., Haughey, E., Luz, S., Neogi, S., Pathak, M., ... Malley, J. (2019). Food security. *In: Climate change and land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* (pp. 437-550).
- McAuliffe, G. A., Zhang, Y., & Collins, A. L. (2022). Assessing catchment scale water quality of agri-food systems and the scope for reducing unintended consequences using spatial life cycle assessment (LCA). *Journal of Environmental Management*, 318. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115563>
- Meadows, D. H., Randers, J., & Meadows, D. L. (1972). *The limits to growth* (Yale University Press, Ed.).
- Meier, M. S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., & Stolze, M. (2015). Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management*, 149, 193–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>

- Mercier, G. (2017). *La géographie néopositiviste quantitative et sa critique (1945-1985)*. La découverte du Monde : de l'exploration à la science géographique. Laval University. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19110.96324>
- Michalský, M., & Hooda, P. S. (2015). Greenhouse gas emissions of imported and locally produced fruit and vegetable commodities: A quantitative assessment. *Environmental Science and Policy*, 48, 32–43. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.018>
- Michel, L., & Soulard, C.-T. (2021). Introduction. La fabrique des politiques alimentaires locales en France : réponse aux crises ou usage de la crise ? *Pôle Sud : revue de science politique de l'Europe méridionale*, 55, pp. 7–18. <https://doi.org/10.3917/psud.055.0007>
- Milan Pact. (2015). *Milan Urban Food Policy Pact*. <https://www.milanurbanfoodpolicypact.org/>
- ministère de la Transition écologique. (2020). *Projet de Stratégie Nationale Bas Carbone*. <http://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/strategie-nationale-bas-carbone> Consulté le 2 mai 2023.
- ministère de la Transition écologique. (2021a). *Plan de réduction des produits phytopharmaceutiques et de sortie du glyphosate : état des lieux des ventes et des achats en France en 2019*.
- ministère de la Transition écologique. (2021b). *Chiffres clés de l'énergie*. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/chiffres-cles-energie-2021/13-petrole> Consulté le 12 mai 2022.
- ministère de la Transition écologique. (2023). *Calculateur d'émissions de gaz à effet de serre de l'aviation*. <https://eco-calculateur.dta.aviation-civile.gouv.fr/> Consulté le 2 octobre 2023.
- ministère de la Transition écologique, & Office français de la biodiversité. (2020). *Bilan de la mise en œuvre de la directive « nitrates » en France - période 2016-2019*. Rapport technique du ministère de la Transition écologique, & Office français de la biodiversité, 318 p.
- ministère de l'Agriculture. (2017). *Reconnaissance des Projets Alimentaires Territoriaux (PAT)*. <https://agriculture.gouv.fr/reconnaissance-des-projets-alimentaires-territoriaux-concretisation-du-dispositif-annonce-par#:~:text=Le%201er%20mars%202017%2C%20St%C3%A9phane,de%20nouveaux%20projets%20alimentaires%20territoriaux>. Consulté le 4 mai 2023.
- ministère de l'Agriculture. (2020a). *Plan de relance Transition agricole, alimentation et forêt*. <https://agriculture.gouv.fr/france-relance-le-volet-transition-agricole-alimentation-et-foret> Consulté le 22 mai 2023.
- ministère de l'Agriculture. (2020b). *Recensement agricole*. <https://vizagreste.agriculture.gouv.fr/> Consulté le 29 mai 2023.
- ministère de l'Agriculture. (2022a). *Construire votre projet alimentaire territorial*. Rapport du ministère de l'agriculture et de l'alimentation du mai 2020, 4 p.
- ministère de l'Agriculture. (2022b). *Le plan Écophyto, qu'est-ce que c'est ?* <https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecophyto-quest-ce-que-cest> Consulté le 2 octobre 2023.
- ministère de l'Agriculture. (2023a). *Les chiffres de l'agriculture biologique en 2022*. <https://agriculture.gouv.fr/les-chiffres-de-lagriculture-biologique-en-2022> Consulté le 3 octobre 2023.

- ministère de l'Agriculture. (2023b). *Près de 430 Projets Alimentaires Territoriaux (PAT) reconnus par le ministère au 1er avril 2023*. <https://agriculture.gouv.fr/plus-de-430-projets-alimentaires-territoriaux-pat-reconnus-par-le-ministere-au-1er-janvier-2024> Consulté le 2 octobre 2023.
- ministère de l'Economie. (2022). *Produits alimentaires commercialisés en circuits courts*. <https://www.economie.gouv.fr/dgccrf/Publications/Vie-pratique/Fiches-pratiques/produits-alimentaires-commercialises-en-circuits-courts-0#:~:text=La%20d%C3%A9finition%20des%20circuits%20courts,pr%C3%A9sentant%20un%20in term%C3%A9diaire%20au%20plus.&text=Toute%20forme%20de%20communication%20concernant,produits%20du%20producteur%20au%20consommateur> Consulté le 4 octobre 2023.
- Mirabella, N., & Allacker, K. (2021). The population equivalent as a novel approach for life cycle assessment of cities and inter-city comparisons. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(8), 1623–1647. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01944-8>
- Mirabella, N., Allacker, K., & Sala, S. (2019). Current trends and limitations of life cycle assessment applied to the urban scale: critical analysis and review of selected literature. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(7), 1174–1193. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1467-3>
- Mohareb, E. A., Heller, M. C., & Guthrie, P. M. (2018). Cities' Role in Mitigating United States Food System Greenhouse Gas Emissions. *Environmental Science and Technology*, 52(10), 5545–5554. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02600>
- Moine, A. (2006). Le territoire comme un système complexe : un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie. *Espace Géographique*, 35(2), 115–122. <https://doi.org/10.3917/eg.352.0115>
- Morais, T. G., Teixeira, R. F. M., & Domingos, T. (2016). Regionalization of agri-food life cycle assessment: a review of studies in Portugal and recommendations for the future. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(6), 875–884. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1055-3>
- Morgan, K. (2009). Feeding the city: The challenge of urban food planning. *International Planning Studies*, 14(4), 341–348. <https://doi.org/10.1080/13563471003642852>
- Morgan, K. (2010). Local and green, global and fair: The ethical foodscape and the politics of care. *Environment and Planning A*, 42(8), 1852–1867. <https://doi.org/10.1068/a42364>
- Morgan, K. (2014). The Politics of the Public Plate: School Food and Sustainability. *The International Journal of Sociology of Agriculture and Food*, 21(3), 253–260.
- Morgan, K. (2015). Nourishing the city: The rise of the urban food question in the Global North. *Urban Studies*, 52(8), 1379–1394. <https://doi.org/10.1177/0042098014534902>
- Morgan, K., & Morely, A. (2002). *Relocalising the food chain: the role of creative public procurement* (The Regeneration Institute, Cardiff University).
- Morgan, K., Marsden, T., & Murdoch, J. (2006). *Worlds of food: Place, power, and provenance in the food chain* (Oxford University Press, Ed.).
- Morgan, K., & Santo, R. (2018). The rise of municipal food movements. *In Localizing Global Food*. Routledge. 27–40.

- Morgan, K., & Sonnino, R. (2010). The urban foodscape: World cities and the new food equation. *Cambridge Journal of Regions, Economy and Society*, 3(2), 209–224. <https://doi.org/10.1093/cjres/rsq007>
- Mouléry, M., Sanz, E. S., Debolini, M., Napoléone, C., Josselin, D., Mabire, L., & Vicente-Vicente, J. L. (2022). Self-Sufficiency Assessment: Defining the Foodshed Spatial Signature of Supply Chains for Beef in Avignon, France. *Agriculture (Switzerland)*, 12(3). <https://doi.org/10.3390/agriculture12030419>
- Mount, P. (2012). Growing local food: Scale and local food systems governance. *Agriculture and Human Values*, 29(1), 107–121. <https://doi.org/10.1007/s10460-011-9331-0>
- Mundler, P., & Boulianne, M. (2022). Relocaliser la production alimentaire ? Défis et obstacles d'une reterritorialisation. Le cas du bassin alimentaire de la région de Québec. *Géocarrefour*, 96(3). <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.20809>
- Néel, C., Perrin, C., & Soulard, C.-T. (2023). Construire un projet alimentaire territorial en milieu rural : enjeux et spécificités dans deux pays de l'Hérault. *Annales de Géographie*, N° 749-750(1), 14–37. <https://doi.org/10.3917/ag.749.0014>
- Nemecek, T., Antón, A., Basset-Mens, C., Gentil-Sergent, C., Renaud-Gentié, C., Melero, C., Naviaux, P., Peña, N., Roux, P., & Fantke, P. (2022). Operationalising emission and toxicity modelling of pesticides in LCA: the OLCA-Pest project contribution. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 27(4), 527–542. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02048-7>
- Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Dubois, D., Gaillard, G., Schaller, B., & Chervet, A. (2011). Life cycle assessment of Swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. *Agricultural Systems*, 104(3), 233–245. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.007>
- Nitschelm, L. (2016). *Développement de la méthode analyse du cycle de vie territoriale spatialisée (ACVTS) appliquée à l'agriculture. Cas d'étude des bassins versants de la lieue de grève, Bretagne, France*. Etudes de l'environnement. Agrocampus Ouest.
- Nitschelm, L., Aubin, J., Corson, M. S., Viaud, V., & Walter, C. (2016). Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: Current practices and method development. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2472–2484. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.138>
- Nitschelm, L., Flipo, B., Auberger, J., Chambaut, H., Colomb, V., Gac, A., Dauguet, S., Espagnol, S., Le Gall, C., Malnoe, C., Perrin, A., Ponchant, P., Renaud-Gentié, C., Roinsard, A., Sautereau, N., Tailleur, A., & van Der Werf, H. (2020). *Using Life Cycle Assessment to assess and improve the environmental performance of organic production systems*. Organic World Congress. Rennes, France.
- Nyeck, C. (2014). Politique publique. In *Dictionnaire d'administration publique* (pp. 384–385). Presses universitaires de Grenoble.
- OEC. (2020). *Pesticides*. <https://Oec.World/En/Profile/Hs/Pesticides>. Consulté le 13 juillet 2023.
- Ohoussa, A., & Margetic, C. (2022). Entre Nantes et Angers, l'affirmation de « communautés de destins » autour du fait alimentaire ? *Pour*, N° 244(3), 201–210. <https://doi.org/10.3917/pour.244.0201>

- Oliver-Solà, J., Josa, A., Arena, A. P., Gabarrell, X., & Rieradevall, J. (2011). The GWP-Chart: An environmental tool for guiding urban planning processes. Application to concrete sidewalks. *Cities*, 28(3), 245–250. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2011.01.003>
- OpenStreetMap. (2021). *Base de données des commerces*. <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/base-nationale-des-commerces-ouverte/> Consulté le 25 septembre 2022.
- Paquot, T. (2011). Qu'est-ce qu'un « territoire » ? *Vie Sociale*, 2(2), 23. <https://doi.org/10.3917/vsoc.112.0023>
- Paracchini, M. L., Pacini, C., Jones, M. L. M., & Pérez-Soba, M. (2011). An aggregation framework to link indicators associated with multifunctional land use to the stakeholder evaluation of policy options. *Ecological Indicators*, 11(1), 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.04.006>
- Park, Y. S., Egilmez, G., & Kucukvar, M. (2016). Emergy and end-point impact assessment of agricultural and food production in the United States: A supply chain-linked Ecologically-based Life Cycle Assessment. *Ecological Indicators*, 62, 117–137. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.045>
- Règlement (UE) 2018/848 du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, et abrogeant le règlement (CE) no 834/2007 du Conseil, (2018). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:02018R0848-20220101>
- Paxton, A. (2005). Food miles report. In *Continuous Productive Urban Landscapes* (Routledge).
- Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., & Stocker, al. (2019). *Stocker du carbone dans les sols français : quel potentiel au regard de l'objectif de 4 pour 1000 et à quel coût ?* Rapport de l'INRAE ;
- Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Nélieu, S., Lafay, F., Bretagnolle, V., Gaba, S., Vulliet, E., & Fritsch, C. (2021). Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 305. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167>
- Pérez-Neira, D., & Grollmus-Venegas, A. (2018). Life-cycle energy assessment and carbon footprint of peri-urban horticulture. A comparative case study of local food systems in Spain. *Landscape and Urban Planning*, 172, 60–68. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.01.001>
- Pérez-Neira, D., Simón, X., & Copena, D. (2021). Agroecological public policies to mitigate climate change: public food procurement for school canteens in the municipality of Ames (Galicia, Spain). *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 45(10), 1528–1553. <https://doi.org/10.1080/21683565.2021.1932685>
- Perminova, T., Sirina, N., Laratte, B., Baranovskaya, N., & Rikhvanov, L. (2016). Methods for land use impact assessment: A review. *Environmental Impact Assessment Review* 60, 64–74. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.02.002>
- Pérole, G. (2017). À Mouans-Sartoux, une restauration collective issue intégralement de l'agriculture biologique depuis 2012 In Mouans-Sartoux, a municipal catering entirely coming from organic agriculture. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 7(1), 119–124.

- Perrin, C., & Lacquement, G. (2023). Initiatives et politiques alimentaires territoriales : de nouvelles relations villes-campagnes ? *Annales de Géographie*, N° 749-750(1), 5–13. <https://doi.org/10.3917/ag.749.0005>
- Perrin, C., & Soulard, C. T. (2017). Introduction. L'agriculture dans le système alimentaire urbain : Continuités et innovations. *Natures Sciences Sociétés* 255(1), 3–6. <https://doi.org/10.1051/nss/2017012>
- Perrin, C., Soulard, C.-T., & Chia, E. (2016). La gouvernance du foncier agricole périurbain : entre planification urbaine et projets de développement. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, Octobre (4), 713–736. <https://doi.org/10.3917/reru.164.0713>
- Persson, L., Carney Almroth, B. M., Collins, C. D., Cornell, S., de Wit, C. A., Diamond, M. L., Fantke, P., Hassellöv, M., MacLeod, M., Ryberg, M. W., Sjøgaard Jørgensen, P., Villarrubia-Gómez, P., Wang, Z., & Hauschild, M. Z. (2022). Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. *Environmental Science and Technology*, 56(3), 1510–1521. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158>
- Pesche, D. (2013). Le Millennium Ecosystem Assessment : Anatomie d'une évaluation environnementale globale. *Natures Sciences Sociétés*, 21(4), 363–372. <https://doi.org/10.1051/nss/2014001>
- Petit-Boix, A., Llorach-Massana, P., Sanjuan-Delmás, D., Sierra-Pérez, J., Vinyes, E., Gabarrell, X., Rieradevall, J., & Sanyé-Mengual, E. (2017). Application of life cycle thinking towards sustainable cities: A review. *Journal of Cleaner Production*, 166, 939–951. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.030>
- Pirog, R. S., Pelt, T. Van, Enshayan, K., & Cook, E. (2001). *Food, Fuel, and Freeways: An Iowa perspective on how far food travels, fuel usage, and greenhouse gas emissions*. Leopold Center for Sustainable Agriculture, Iowa State University.
- Poisson, M., & Saleilles, S. (2012). Déterminants et processus d'émergence des systèmes agroalimentaires alternatifs. *Economies et Sociétés. Série AG Systèmes agroalimentaires*, 34 (10/11), 2077-2096.
- Poore, J., & Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360(6392), 987–992. <https://doi.org/10.1126/science.aaq0216>
- Pothukuchi, K., & Kaufman, J. L. (2000). The food system: A stranger to the planning field. *Journal of the American Planning Association*, 66(2), 113–124. <https://doi.org/10.1080/01944360008976093>
- Poulot, M. (2012). Vous avez dit « locavore » ? De l'invention du locavorisme aux États-Unis. *Pour*, N° 215-216(3), 349–354. <https://doi.org/10.3917/pour.215.0349>
- Poulot, M. (2014). Agriculture et acteurs agricoles dans les mailles des territoires de gouvernance urbaine : nouvelle agriculture, nouveaux métiers ? *Espaces et Sociétés*, 158(3), 13–30. <https://doi.org/10.3917/esp.158.0013>
- Poulot, M. (2021). Des ruralités en renouvellement. *Pour*, N° 239(1), 45–53. <https://doi.org/10.3917/pour.239.0045>

- Poux, X., & Aubert, P. M. (2018). *Une Europe agroécologique en 2050 : une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine. Enseignements d'une modélisation du système alimentaire européen*. Rapport de l'IDDRI.
- Praly, C., Chazoule, C., Delfosse, C., & Mundler, P. (2014). Les circuits de proximité, cadre d'analyse de la relocalisation des circuits alimentaires. *Geographie Economie Societe*, 16(4), 455–478. <https://doi.org/10.3166/ges.16.455-478>
- Prato, T. (2008). Accounting for risk and uncertainty in determining preferred strategies for adapting to future climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 13(1), 47–60. <https://doi.org/10.1007/s11027-007-9080-y>
- Pré Consultants, B. V. (2019). *SimaPro*. <https://network.simapro.com/esuservices>
- Prévoist, B. (2014). Des circuits courts à la reterritorialisation de l'agriculture et de l'alimentation. *Revue Internationale de l'économie Sociale : Recma*, 331, 30. <https://doi.org/10.7202/1023483ar>
- Programme alimentaire mondial. (2023). *Une crise alimentaire mondiale*. <https://fr.wfp.org/crise-alimentaire-mondiale> Consulté le 3 septembre 2023.
- Prouvé, C., Kemper, D., Loudiyi, S., Sup, V., & Mumenthaler, C. (2015). Governance of Urban Agriculture Initiatives: Insights drawn from European case studies. In F. Lohrberg, L. Licka, L. Scazzosi, & A. Timpe (Eds.), *Urban Agriculture Europe*, Jovis. 64–69.
- Pye, S., Li, F. G. N., Petersen, A., Broad, O., McDowall, W., Price, J., & Usher, W. (2018). Assessing qualitative and quantitative dimensions of uncertainty in energy modelling for policy support in the United Kingdom. *Energy Research and Social Science*, 46, 332–344. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2018.07.028>
- Qi, Y., Zhang, Y., Jiang, H., Hou, H., & Li, J. (2019). Life cycle assessment in urban territories: a case study of Dalian city, China. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(7), 1194–1208. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1465-5>
- Qu, W., Shi, W., Zhang, J., & Liu, T. (2020). T21 China 2050: A Tool for National Sustainable Development Planning. *Geography and Sustainability*, 1(1), 33–46. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2020.03.004>
- Quandt, A., Neufeldt, H., & Gorman, K. (2023). Climate change adaptation through agroforestry: opportunities and gaps. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 60. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2022.101244>
- Rabl, A., Spadaro, J. V., & Zoughaib, A. (2008). Environmental impacts and costs of solid waste: A comparison of landfill and incineration. *Waste Management and Research*, 26(2), 147–162. <https://doi.org/10.1177/0734242X07080755>
- Rastoin, & Ghersi, G. (2010). *Le système alimentaire mondial : Concepts et méthodes, analyses et dynamiques*. Quae.
- Rastoin, J. L. (2007). *Prospective de l'offre alimentaire. Introduction*. Academie de l'agriculture de France.
- Rastoin, J.-L. (2006). *Le système alimentaire mondial est-il soluble dans le développement durable ?* Montpellier Interdisciplinary center on Sustainable Agri-food systems (social and nutritional

- sciences): CIHEAM-IAMM, CIRAD, INRAE, L'Institut Agro, Montpellier SupAgro, IRD - Montpellier, France.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008a). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: Goal and scope and inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 290–300. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0008-x>
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008b). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: Impact assessment and interpretation. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(5), 374–388. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0009-9>
- Refsgaard, J. C., van der Sluijs, J. P., Højberg, A. L., & Vanrolleghem, P. A. (2007). Uncertainty in the environmental modelling process - A framework and guidance. *Environmental Modelling and Software*, 22(11), 1543–1556. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.02.004>
- Région Bretagne. (2021). *SRADDET Objectives*. Breizh Cop, 108 p.
- Région Sud. (2019). *SRADDET Schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires*. Rapport de la région Sud.
- Ribon, B., Badariotti, D., & Kahn, R. (2018). Fondements des analyses de flux de matières et d'énergie et typologies d'applications pour la gouvernance des territoires et des organisations. *Vertigo*, 18(2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.20822>
- Rieutort, L. (2009). Dynamiques rurales françaises et re-territorialisation de l'agriculture. *L'information Géographique*, 1, 30–48.
- Rieutort, L. (2023). Les territoires ruraux face à quatre transitions. *Population & Avenir*, n° 761(1), 4–7. <https://doi.org/10.3917/popav.761.0004>
- Rizet, C., & Keita, B. (2005). *Chaînes logistiques et consommation d'énergie : cas du yaourt et du jean*. Institut national de recherche sur les transports et leur sécurité, ADEME.
- RMT Alimentation locale. (2022). *ObsAT Observatoire des Systèmes Alimentaires Territorialisés*. <https://obsat.org/?DistribCCP> Consulté le 29 août 2023.
- RnPAT. (2022). *PAT DE LA COMMUNE DE MOUANS-SARTOUX*. Fiche du RnPAT. Observatoire du RnPAT.
- RnPAT. (2023). *La banque des PAT*. <https://rnpat.fr/projets-alimentaires-territoriaux-pat/presentation-banque-pat/carte-interactive/> Consulté le 15 septembre 2023.
- Robert, C., Tuddenham, M., Chang, J.-P., & Boutang Jérôme. (2020). *Émissions de gaz à effet de serre et de polluants atmosphériques en France*. Citepa. Rapport Secten édition 2020.
- Robinson, G. M. (2009). Towards sustainable agriculture: Current debates. *Geography Compass*, 3(5), 1757–1773. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2009.00268.x>
- Robinson, G. M., & Carson, D. A. (2015). The Globalisation of Agriculture: Introducing the Handbook. In *Handbook on the globalisation of agriculture*. (p. 508).
- Rockström, J., Steffen, W. L., Noone, K., Persson, Å., Stuart, F., Lii, C., Rockstrom, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., Lambin, E., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellhuber, H., Nykvist, B., De Wit, C. A., Hughes, T., ... Foley, J. (2009). Planetary Boundaries:

- Exploring the Safe Operating Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity Space for Humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475.
- Rogy, N., Roux, P., Salou, T., Pradinaud, C., Sferratore, A., Géhéniau, N., Hélias, A., & Loiseau, E. (2022). Water supply scenarios of agricultural areas: Environmental performance through Territorial Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*, 366. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132862>
- Roibás, L., Loiseau, E., & Hospido, A. (2017). Determination of the carbon footprint of all Galician production and consumption activities: Lessons learnt and guidelines for policymakers. *Journal of Environmental Management*, 198, 289–299. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.071>
- Röös, E., Karlsson, H., Witthöft, C., & Sundberg, C. (2015). Evaluating the sustainability of diets- combining environmental and nutritional aspects. *Environmental Science and Policy*, 47, 157–166. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.001>
- Rouault, A., Perrin, A., Renaud-Gentié, C., Julien, S., & Jourjon, F. (2020). Using LCA in a participatory eco-design approach in agriculture: the example of vineyard management. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(7), 1368–1383. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01684-w>
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., & Shiina, T. (2009). A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering* 90(1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016>
- RPG. (2019). Registre parcellaire graphique (RPG) : contours des parcelles et îlots culturels et leur groupe de cultures majoritaire. In <https://www.data.gouv.fr/en/datasets/registre-parcellaire-graphique-rpg-contours-des-parcelles-et-ilots-culturels-et-leur-groupe-de-cultures-majoritaire/> Consulté le 25 septembre 2022.
- Rufat, S. (2018). Estimations de la résilience des territoires, sociétés, villes. Méthodes, mesures, validations. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 30. 1-21.
- Sandham, L. A., & Retief, F. P. (2016). The contribution of Geography to Environmental Assessment (EA) practice and research in South Africa. *South African Geographical Journal*, 98(3), 450–460. <https://doi.org/10.1080/03736245.2016.1208585>
- Sanz-Cañada, J., & Muchnik, J. (2011). Introduction : Ancrage et identité territoriale des systèmes agro-alimentaires localisés. *Économie Rurale*, 322, 4-10.
- Sanz-Cañada, J., & Muchnik, J. (2016). Geographies of origin and proximity: Approaches to local agro-food systems. *Culture and History Digital Journal*, 5 (1). <https://doi.org/10.3989/chdj.2016.002>
- Sautereau, N., & Benoit, M. (2016). *Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l'agriculture biologique ?* ITAB Institut technique de l'agriculture biologique
- Scarborough, P., Appleby, P. N., Mizdrak, A., Briggs, A. D. M., Travis, R. C., Bradbury, K. E., & Key, T. J. (2014). Dietary greenhouse gas emissions of meat-eaters, fish-eaters, vegetarians and vegans in the UK. *Climatic Change*, 125(2), 179–192. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1169-1>
- Scheffer, S., & Dalido, A.-L. (2010). *Observer les circuits courts à l'échelle d'un territoire : proposition d'un modèle d'analyse spatiale des données, en termes de systèmes d'information géographique*. 116th EAAE Seminar "SPATIAL DYNAMICS IN AGRI-FOOD SYSTEMS: IMPLICATIONS FOR SUSTAINABILITY AND CONSUMER WELFARE. Parma, Italie.

- Scheromm, P., Perrin, C., & Soulard, C. (2014). Cultiver en ville... Cultiver la ville ? L'agriculture urbaine à Montpellier. *Espaces et Sociétés*, n° 158(3), 49–66. <https://doi.org/10.3917/esp.158.0049>
- Schlich, E. H., Biegler, I., Hardtert, B., Luz, M., Schröder, S., Schroeber, J., & Winnebeck, S. (2005). Assessment of Regional Energy Turnover and Comparison with Global Food. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(3), 125–127. <https://doi.org/10.1065/ehs2003.06.009>
- Schlich, E. H., & Fleissner, U. (2005). The ecology of scale: Assessment of regional energy turnover and comparison with global food. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(3), 219–223. <https://doi.org/10.1065/lca2004.09.180.9>
- Schmidhuber, J., & Tubiello, F. N. (2007). Global food security under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(50), 19703–19708. <https://doi.org/10.1073/pnas.0701976104>
- Schmitt, G., Rouget, N., & Margetic, C. (2016). Les métropoles lilloise et nantaise au prisme du foncier agricole. *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 19(2), 32–37. <https://doi.org/10.3917/set.019.0032>
- Schönhart, M., Penker, M., & Schmid, E. (2009). Sustainable local food production and consumption: Challenges for implementation and research. *Outlook on Agriculture*, 38(2), 175–182. <https://doi.org/10.5367/000000009788632313>
- Schwerdt, G., & Woessmann, L. (2020). Empirical methods in the economics of education. *The Economics of Education: A Comprehensive Overview*, 3–20. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815391-8.00001-X>
- SDES. (2020). *L'empreinte carbone des Français reste stable*. Datalab du Commissariat général au développement durable, janvier 2020.
- Secours Catholique. (2021). *Etat de la pauvreté en France*. Rapport du Secours Catholique d'après les statistiques d'accueil 2020.
- Seufert, V., & Ramankutty, N. (2017). Many shades of gray-The context-dependent performance of organic agriculture. *Sciences advances*, 3, 1-14.
- Shukla, P. R., Skea, J., Reisinger, A., Slade, R., Fradera, R., Pathak, M., Al, A., Malek, K., Renée Van Diemen, B., Hasija, A., Lisboa, G., Luz, S., Malley, J., Mccollum, D., & Some, S. (2022). *Climate Change 2022. Mitigation of Climate Change*. Working Group III Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC. Summary for Policymakers, Cambridge University Press.
- Solagro. (2000). *Dialecte: Tool to assess the environmental performance of farms*. <https://solagro.com/works-and-products/outils/dialecte-2>
- Solagro. (2017). *Haute valeur naturelle HVN*. <https://solagro.org/nos-domaines-d-intervention/agroecologie/haute-valeur-naturelle>
- Sonkin, F., & Treacle, J. (2017, March 19). Institutionalising Agroecology? Reflections on municipal pastoralism in Spain. *Urban Agriculture Magazine*, 33, 58–60. <https://doi.org/10.1080/03066150.2017.1353496>

- Sonnino, R., & Marsden, T. (2006). Beyond the divide: Rethinking relationships between alternative and conventional food networks in Europe. *Journal of Economic Geography*, 6(2), 181–199. <https://doi.org/10.1093/jeg/lbi006>
- Sonnino, R., Tegoni, C. L. S., & De Cunto, A. (2019). The challenge of systemic food change: Insights from cities. *Cities*, 85, 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.08.008>
- Soulard, C.-T. (2015). Les agricultures nomades, une caractéristique du périurbain. *Pour*, N° 224(4), 151–158. <https://doi.org/10.3917/pour.224.0151>
- Springmann, M., Clark, M., Mason-D’Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B. L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S. J., Herrero, M., Carlson, K. M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L. J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., ... Willett, W. (2018). Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, 562(7728), 519–525. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>
- Stanners, D., Bosch, P., Dom, A., Gabrielsen, P., Gee, D., Martin, J., Rickard, L., & Weber, J.-L. (2007). Frameworks for Environmental Assessment and Indicators at the EEA. In Hak, T., Moldan, B., Dahl, A. L. (eds.) *Sustainability Indicators: A Scientific Assessment*. 127-144.
- Stark, F., Archimède, H., Gonzalez Garcia, E., Pocard-Chapuis, R., Fanchone, A., & Moulin, C.-H. (2019). Évaluation des performances agroécologiques des systèmes de polyculture-élevage en milieu tropical humide : application de l’analyse de réseaux écologiques. *Innovations Agronomiques*, 72, 1–14.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., De Vries, W., De Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223). <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steiner, P. (2006). *Les marchés agroalimentaires sont-ils des « marchés spéciaux » ?* Colloque Les marchés agroalimentaires, INRA, Montpellier, France.
- Stylianou, K. S., Fulgoni, V. L., & Jolliet, O. (2021). Small targeted dietary changes can yield substantial gains for human and environmental health. *Nature Food*, 2(8), 616–627. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00343-4>
- Tafari, C. (2022). L’autonomie alimentaire de Porto-Vecchio (Sud-Corse), entre initiatives locales et engagement politique. *Norois*, 262, 101–114. <https://doi.org/10.4000/norois.11864>
- Tendall, D. M., & Gaillard, G. (2015). Environmental consequences of adaptation to climate change in Swiss agriculture: An analysis at farm level. *Agricultural Systems*, 132, 40–51. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.09.006>
- Tendall, D. M., Joerin, J., Kopainsky, B., Edwards, P., Shreck, A., Le, Q. B., Kruetli, P., Grant, M., & Six, J. (2015). Food system resilience: Defining the concept. *Global Food Security* 6, 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2015.08.001>
- Terres en ville. (2020). *PATnorama n°1*. Réseau national des Projets Alimentaires Territoriaux.
- Terres en villes, & Resolis. (2022). *Projets alimentaires territoriaux Évaluation du dispositif national et de ses impacts territoriaux*. Réseau national des Projets Alimentaires Territoriaux.

- Terrieux, A. (2016). Alimenter les villes, un nouvel enjeu pour l'aménagement du territoire ? In *Educagri (Ed.), Alimentation et proximités : Jeux d'acteurs et territoires* (pp. 85–102).
- Thevand, A. (2018). Fiche 2. La notion de collectivité territoriale. In *Ellipses (Ed.), Les indispensables du droit des collectivités territoriales* (pp. 15–20).
- Thompson, E., Harper, A. M., & Kraus, S. (2008). *Think Globally, Eat Locally San Francisco Foodshed assessment*. American Farmland Trust.
- Torre, A., & Vollet, D. (2016). *Partenariats pour le développement territorial*. Editions Quae, Versailles, France.
- Truffer, B., Murphy, J. T., & Raven, R. (2015). The geography of sustainability transitions: Contours of an emerging theme. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 17, 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2015.07.004>
- Tuck, S. L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L. A., & Bengtsson, J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51(3), 746–755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tuomisto, H. L., Hodge, I. D., Riordan, P., & Macdonald, D. W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, 112, 309–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- Turner, G. (2014). *Is global collapse imminent? An Updated Comparison of The Limits to Growth with Historical Data*. Technical report, University of Melbourne, Melbourne sustainable society institute.
- Udo de Haes, H. A. (1996). *Towards a methodology for lifecycle impact assessment*. SETAC-Europe.
- Unifa. (2018). *La fertilisation azotée en France*. <https://www.unifa.fr/> Consulté le 3 avril 2023.
- Utopies. (2017). *Autonomie Alimentaire des villes. État des lieux et enjeux pour la filière Agro-Alimentaire française*. Note de position n°12, Cabinet Utopies.
- Utopies. (2022). *Diagnostic de la durabilité et de la résilience du système alimentaire de la région PACA*. Cabinet Utopies.
- Utopies. (2023). *Locanomics. Comprendre et renforcer les économies locales*. <https://utopies.com/publications/locanomics-comprendre-et-renforcer-les-economies-locales/> Consulté le 20 septembre 2023.
- Van Der Sluijs, J. P., Craye, M., Funtowicz, S., Kloprogge, P., Ravetz, J., & Risbey, J. (2005). Combining Quantitative and Qualitative Measures of Uncertainty in Model-Based Environmental Assessment: The NUSAP System. *Risk Analysis*, 25 (2).
- van der Werf, H., Kanyarushoki, C., & Corson, M. S. (2011). L'Analyse de Cycle de Vie : un nouveau regard sur les systèmes de production agricole. *Innovations Agronomiques*, 12.
- van der Werf, H. M. G., Knudsen, M. T., & Cederberg, C. (2020). Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 3(6), 419–425. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>

- Van Maele-Fabry, G., Libotte, V., Willems, J., & Lison, D. (2006). Review and meta-analysis of risk estimates for prostate cancer in pesticide manufacturing workers. *Cancer Causes and Control*, 17(4), 353–373. <https://doi.org/10.1007/s10552-005-0443-y>
- Vandenbroucke, P., & Delfosse, C. (2019). Transitions alimentaires en rural : pratiques et représentations habitantes. *Bulletin de l'Association de Géographes Français*, 96(n°4), 585–600. <https://doi.org/10.4000/bagf.5903>
- Vanham, D., del Pozo, S., Pekcan, A. G., Keinan-Boker, L., Trichopoulou, A., & Gawlik, B. M. (2016). Water consumption related to different diets in Mediterranean cities. *Science of the Total Environment*, 573, 96–105. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.111>
- Vanham, D., Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2013). The water footprint of the EU for different diets. *Ecological Indicators*, 32, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.020>
- Verhaeghe, L. (2021). *Renouvellement des relations villes-campagnes et transition socio-écologique : quelles perspectives pour le métabolisme ?* Géographie, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne.
- Vicente-Vicente, J. L., Sanz-Sanz, E., Napoléone, C., Moulery, M., & Piorr, A. (2021). Foodshed, agricultural diversification and self-sufficiency assessment: Beyond the isotropic circle foodshed-a case study from avignon (France). *Agriculture (Switzerland)*, 11(2), 1–19. <https://doi.org/10.3390/agriculture11020143>
- Vidal, R., & Fleury, A. (2008). La place de l'agriculture dans la métropole verte. *Projets de Paysage*, 1. <https://doi.org/10.4000/paysage.29957>
- Videgar, P., Perc, M., & Lukman, R. K. (2021). A survey of the life cycle assessment of food supply chains. *Journal of Cleaner Production*, 286. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125506>
- Vieux, F., Darmon, N., Touazi, D., & Soler, L. G. (2012). Greenhouse gas emissions of self-selected individual diets in France: Changing the diet structure or consuming less? *Ecological Economics*, 75, 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.01.003>
- Von Thünen, J. H. (1966). *Isolated State: An English Edition of Der Isolierte Staat*. Pergamon Press.
- Vonthron, S. (2021). *Offre commerciale alimentaire et pratiques spatiales d'approvisionnement des ménages. Construire une géographie des paysages alimentaires*. Géographie, Université Paul Valéry.
- Vonthron, S., Perrin, C., & Soulard, C. T. (2020). Foodscape: A scoping review and a research agenda for food security-related studies. *PLoS ONE*, 15(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0233218>
- Walker, R. T. (2022). GEOGRAPHY, VON THÜNEN, AND TOBLER'S FIRST LAW: TRACING THE EVOLUTION OF A CONCEPT. *Geographical Review*, 112(4), 591–607. <https://doi.org/10.1080/00167428.2021.1906670>
- Wallet, F. (2021). L'évolution des modèles productifs agricoles permet-elle leur coexistence sur les territoires. In Gasselin et al. (Ed.), *Coexistence et confrontation des modèles agricoles et alimentaires Un nouveau paradigme du développement territorial ?* (pp. 73–91).
- Wallet, F., & Bouroullec, M. D. M. (2021). Politique publique et développement des chaînes alimentaires courtes de proximité : une analyse des PDR de la Région Occitanie. *Développement Durable et Territoires*, 12 (1). <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.18989>

- Wallgren, C. (2006). Local or global food markets: A comparison of energy use for transport. *Local Environment*, 11(2), 233–251. <https://doi.org/10.1080/13549830600558598>
- Wang-Erlandsson, L., Tobian, A., van der Ent, R. J., Fetzer, I., te Wierik, S., Porkka, M., Staal, A., Jaramillo, F., Dahlmann, H., Singh, C., Greve, P., Gerten, D., Keys, P. W., Gleeson, T., Cornell, S. E., Steffen, W., Bai, X., & Rockström, J. (2022). A planetary boundary for green water. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(6), 380–392. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00287-8>
- Warde, A. (2005). Consumption and Theories of Practice. *Journal of Consumer Culture*, 5(2), 131–153. <https://doi.org/10.1177/1469540505053090>
- Weber, C. L., & Matthews, H. S. (2008). Food-miles and the relative climate impacts of food choices in the United States. *Environmental Science and Technology*, 42(10), 3508–3513. <https://doi.org/10.1021/es702969f>
- Wei, W., Larrey-Lassalle, P., Faure, T., Dumoulin, N., Roux, P., & Mathias, J. D. (2015). How to conduct a proper sensitivity analysis in life cycle assessment: Taking into account correlations within LCI data and interactions within the LCA calculation model. *Environmental Science and Technology*, 49(1), 377–385. <https://doi.org/10.1021/es502128k>
- Weidema, B. P., & Wesnæs, M. S. (1996). Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 4(3–4), 167–174. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Wiener, J. B. (2007). Think Globally, Act Globally: The Limits of Local Climate Policies. *Law Review*, 155(6).
- Wu, S. R., Liu, X., Wang, L., Chen, J., & Zhou, P. (2021). Integrating Life Cycle Assessment Into Landscape Studies: A Postcard From Hulunbuir. *Landscape Ecology*, 37(5), 1347–1364. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-287195/v1>
- WWF. (2018). *Déforestation importée, arrêtons de scier la branche*. Rapport du WWF France réalisé par le cabinet 3 Keel, novembre 2018.
- Yang, W., Zhen, L., & Wei, Y. (2020). Food consumption and its local dependence: A case study in the Xilin Gol Grassland, China. *Environmental Development*, 34. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2019.100470>
- Yasmeen, G. (1995). Exploring a foodscape: the case of Bangkok. *Malaysian Journal of Tropical Geography*, 26(1), 1–11.
- Zahm, F. (2013). Les indicateurs de performance agro-environnementale dans l'évaluation des Mesures Agro-Environnementale Synthèse des cadres théoriques et analyse de leur usage en. *Innovations Agronomiques*, 31.
- Zahm, F., Ugaglia, A. A., Barbier, J. M., Boureau, H., Del'homme, B., Gafsi, M., Gasselin, P., Girard, S., Guichard, L., Loyce, C., Del, B., Ugaglia, A. A., Barbier, J.-M., Boureau, H., Del'homme, B., Gafsi, M., Gasselin, P., Guichard, L., Loyce, C., ... Redlingshöfer, B. (2019). Évaluer la durabilité des exploitations agricoles : La méthode IDEA v4, un cadre conceptuel combinant dimensions et

propriétés de la durabilité. *Cahiers Agricultures, EDP Sciences*, 28(5), 5.
<https://doi.org/10.1051/ca>

Zeuli, K., Nijhuis, A., Macfarlane, R., & Ridsdale, T. (2018). The impact of climate change on the food system in Toronto. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(11).
<https://doi.org/10.3390/ijerph15112344>

ABREVIATIONS

ACV : Analyse du Cycle de Vie

ACV-T : Analyse du Cycle de Vie Territoriale

AI : Analyse d'Incertitude

AMAP : Associations pour le Maintien d'une Agriculture Paysanne

AS : Analyse de Sensibilité

CC : Circuit Court

DRAAF : Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt

Emissions de GES : émissions de Gaz à Effet de Serre

EPCI : Etablissement Public de Coopération Intercommunale

IAA : Industrie AgroAlimentaire

ICV : Inventaire du Cycle de Vie

MEAD : Maison d'Education à l'Alimentation Durable

OnPAT : Observatoire national des Projets Alimentaires Territoriaux

PAC : Politique Agricole Commune

PAT : Projet Alimentaire Territorial

PCAET : Plan Climat-Air-Energie Territorial

PENAP/ PAEN : Périmètre de Protection et de mise en valeur des Espaces Naturels et Agricoles Périurbains

PLU : Plan Local d'Urbanisme

PNA : Programme National de l'Alimentation

PNAN : Plan National d'Alimentation et de Nutrition

PNNS : Plan National Nutrition Santé

PNR : Parcs Naturels Régionaux

PRAD : Plan Régional de l'Agriculture Durable

RA : Recensement Agricole

RnPAT : Réseau National des Projets Alimentaires Territoriaux

RPG : Registre Parcellaire Graphique

SAT : Système Alimentaire Territorial ou Système Alimentaire (ou Agroalimentaire) de Territoire

SAU : Surface Agricole Utile

SCoT : Schéma de cohérence territoriale

SNBC : Stratégie Nationale Bas Carbone

SRADET : Schéma Régional d'Aménagement, de Développement Durable et d'Egalité des Territoires

UF : Unité Fonctionnelle

ZAN : Zéro Artificialisation Nette

ZAP : Zones Agricoles Protégées

GLOSSAIRE

Agroécologie : un ensemble de pratiques fondées sur les interactions biologiques et l'utilisation des services écosystémiques et des potentiels offerts par les ressources naturelles, en particulier les ressources en eau, la biodiversité, la photosynthèse, les sols et l'air.

Alimentation durable : l'ensemble des pratiques agricoles et alimentaires capables de suffisamment nourrir les êtres humains d'une manière à la fois qualitative et quantitative tout en respectant l'environnement, l'homme et rémunérant d'une manière juste les acteurs tout au long de la chaîne alimentaire.

Circuits courts : correspondent à une forme de commercialisation incluant au maximum un intermédiaire

Collectivité territoriale ou locale : est une personne morale distincte de l'Etat, dotée de compétences administratives avec un budget propre et conseil élu au suffrage public. Il s'agit par exemple de commune, métropole, département, région...

Nouvelle équation alimentaire : une résurgence de la prise en compte de l'alimentation dans les politiques en réponse à la flambée des prix des denrées alimentaires de base et aux préoccupations croissantes concernant la sécurité et la durabilité du système agroalimentaire.

Politiques publiques ou politiques alimentaires locales ou territoriale : correspondent aux actions spécifiques officielles, planifiées ou entreprises par une autorité étatique légitime que ce soit au niveau local, national ou international.

Potentiel nourricier : correspondant également à la souveraineté ou autonomie alimentaire, le potentiel nourricier du territoire correspond à une capacité théorique d'un territoire représentant la capacité à satisfaire des besoins d'une population locale par la production alimentaire ou produite.

Relocalisation agricole/alimentaire : consiste en rapprochement des producteurs et de consommateurs. Cela implique de cerner les besoins d'une population, et de tenter d'y répondre par la production, la transformation et la distribution locale présentes sur le territoire.

Résilience alimentaire : la capacité d'un système alimentaire et de ses différents éléments constitutifs à assurer la disponibilité d'une nourriture adaptée, accessible et en quantité suffisante pour tous, dans un contexte de perturbations variées et imprévisibles.

Reterritorialisation : évoque le rapprochement géographique, culturelle, relationnelle entre les producteurs et les consommateurs souvent impulsée par les pouvoirs publics impliquant une gestion territorialisée de l'alimentation

Système alimentaire territorial : comprend toutes les activités de production et consommation alimentaires ayant lieu dans un espace défini géographiquement et administrativement. Cela inclut les pratiques des agriculteurs, des coopératives, des industriels de l'agroalimentaire, des commerçants, de la grande distribution, des transporteurs, des restaurateurs, des organismes publics et des consommateurs opérant dans un système alimentaire du territoire. Ce terme est utilisé dans ce manuscrit (acronyme SAT) pour décrire les systèmes alimentaires de deux territoires étudiés et pour délimiter le périmètre d'évaluation environnementale.

Système alimentaire territorialisé : comprend une organisation des systèmes alimentaires alternative visant à valoriser les produits dans des filières de proximité, de privilégier une agriculture

familiale et des circuits alternatifs de commercialisation permettant de mieux partager la valeur créée, d'inventer de nouveaux modèles de production respectueux de la santé des consommateurs et limitant l'impact sur l'environnement.

Système alimentaire : la façon dont les hommes s'organisent dans l'espace et dans le temps pour obtenir et consommer leur nourriture. Il inclut l'étape de production ainsi que l'ensemble des étapes en aval et en amont telles que la politique foncière, les intrants agricoles, la transformation, la distribution, le transport, la consommation et la gestion des déchets.

Territoire : un ensemble socio-économique complexe incluant les milieux à la fois physiques, naturels et aménagés.

Transition écologique : est une évolution vers un nouveau modèle économique et social qui renouvelle nos façons de consommer, de produire, de travailler, de vivre ensemble pour répondre aux grands enjeux environnementaux. Cela n'inclut pas uniquement le changement climatique, mais également la rareté des ressources, la perte accélérée de la biodiversité ou la multiplication des risques sanitaires environnementaux.

GLOSSAIRE SPECIFIQUE A L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE

Analyse d'incertitude : l'analyse qui a pour but d'évaluer l'incertitude ou la variabilité des résultats de l'ACV provenant de l'incertitude ou de la variabilité des données d'entrée. D'habitude elle permet de définir l'intervalle de confiance pour les valeurs calculées pour chaque indicateur d'impact.

Analyse de sensibilité : l'analyse de la sensibilité des résultats de l'ACV aux données d'entrée permettant d'identifier celles qui ont la plus forte influence sur de différents indicateurs d'impacts. Ces données d'entrée sont ainsi à connaître avec le plus de précision pour minimiser l'incertitude des résultats. Pour les données d'entrée de moindre sensibilité, qui n'ont que peu d'influence sur l'impact, une valeur approximative peut être suffisante.

Descripteurs d'activité : représentent des données qualitatives et quantitatives sur les types et les volumes des biens produits ou consommés sur le territoire.

Flux de référence : désigne la quantité du produit ou de service analysé, nécessaire pour couvrir les besoins de l'unité fonctionnelle. Les données quantitatives d'entrée et de sortie collectées à l'appui de l'analyse sont calculées en fonction de ce flux.

Fonctions du territoire (ou du système alimentaire du territoire) : définissent la multifonctionnalité du territoire et les services qu'ils rends à ses habitants, les écosystèmes ou l'économie. Elles sont quantifiées au sein d'ACV-T en complément d'un usage de l'unité fonctionnelle classique.

Indicateurs d'ACV : les indicateurs de l'analyse de cycle de vie reflétant l'impact des produits ou des services analysés sur la qualité de l'air, de l'eau, la santé humaine ou l'épuisement des ressources.

Indicateurs de performance : les indicateurs permettent de donner une mesure de l'état des fonctions du territoire analysant la multifonctionnalité du territoire et de ses sous-systèmes. Ils sont à distinguer avec l'unité fonctionnelle classique ou avec les indicateurs d'impact d'ACV.

Inventaire du cycle de vie (inventaire ACV ou ICV) : correspond au bilan complet des flux entrants et sortants, des ressources énergétiques, matières premières et transports nécessaires pour fabriquer un produit ou un système tout au long de son cycle de vie.

L'unité fonctionnelle : l'unité de mesure utilisée pour évaluer le service rendu par le produit permettant de comparer les impacts environnementaux de deux ou plusieurs produits en le ramenant à une unité de mesure commune.

Point chaud (hotspot) : les points critiques qui contribuent le plus sur les impacts environnementaux. Ils déterminent de leviers d'action principaux pour réduire l'impact environnemental global.

Processus : les activités faisant partie de modélisation du système incluant les flux d'entrée et de sortie tout au long de leur cycle de vie.

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Représentation du schéma de Von Thünen de (Mercier, 2017)	20
Figure 2. Comparaison de l'hinterland niçois et sa plaine nourricière (Plaine de Var) en a) 1955 et b) aujourd'hui. De petites parcelles agricoles, souvent en restanques, entouraient la ville après la deuxième guerre mondiale. Source : Outil Remonter le temps, Géoportail.....	21
Figure 3. Quantité d'azote utilisée par hectare de SAU en kg par département. Source : Agreste, Citepa, Unifa, Comifer, 2015. Traitement : SDES, 2018	24
Figure 4. Carte Adonis d'utilisation des pesticides en France, Source : Solagro	25
Figure 5. Carte des intercommunalités de l'adéquation théorique entre production et consommation agroalimentaire. 0 représente zéro potentiel nourricier et 100 est équivalent à la capacité complète théorique d'un territoire à nourrir ses populations. Source : Outil CRATER, Greniers d'abondance (2022)	27
Figure 6. Résumé des impacts environnementaux majeurs des systèmes alimentaires conventionnels	29
Figure 7. Développement de la réglementation et des dispositifs publics en faveur des systèmes alimentaires territorialisés et de la reterritorialisation alimentaire	37
Figure 8. Carte de la distribution des PAT en France Métropolitaine selon le niveau de labélisation. Source : Observatoire national des PAT (OnPAT) du RnPAT (RnPAT, 2023).....	41
Figure 9. Méthodes d'évaluation environnementale existantes pour une analyse des systèmes alimentaires territoriaux (SAT) ou des projets alimentaires territoriaux (PAT). Une croix (X) signifie que la méthode ne répond pas à la caractéristique en question et une coche (V) signifie que la méthode y répond.....	59
Figure 10 Indicateurs d'évaluation environnementale des SATs recensés à partir des travaux existants	61
Figure 11. Les étapes de la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV). Adaptée des travaux de (Torre et Vollet, 2016) et basé sur l'ISO14040	67
Figure 12. Cadre de l'ACV-T modifié pour l'évaluation des systèmes alimentaires territoriaux (SAT) et les trois adaptations majeures consistant à définir 1) les flux alimentaires intra-territoriaux 2) la multifonctionnalité d'un SAT et 3) le cadre d'analyse de sensibilité simplifiée	77
Figure 13. Différentes approches de comptabilité carbone. Basé sur le rapport Secten (Robert et al., 2020).....	78
Figure 14. Périmètre de l'ACV-T révisée pour une planification alimentaire territoriale avec les principaux processus de premier plan et d'arrière-plan (« foreground » et « background »). Le terme local correspond à l'échelle territoriale administrative étudiée pouvant aller de la commune à la région. Crédits : flaticom.com ..	82
Figure 15. Composantes de la phase d'interprétation d'une ACV-T des systèmes alimentaires territoriaux.....	100
Figure 16. Diagramme de diagnostic utilisé pour identifier les activités et leurs processus incertains, dont la sensibilité devrait ou pourrait être étudiée, basée sur (Maurice et al. 2000)	104
Figure 17. Cadre d'analyse d'incertitude et de sensibilité simplifié, proposé pour améliorer la précision des données de l'ACV-T Abréviations : EF = environmental footprint, DQR = data quality ratio.....	107

<i>Figure 18. Commune de Mouans-Sartoux avec ses surfaces agricoles consacrées à la production alimentaire et les magasins commercialisant majoritairement des produits issus d'agriculture biologique.....</i>	<i>110</i>
<i>Figure 19. Cartographie des zones agricoles classées dans le PLU. Source : Elaboration MEAD (2018).....</i>	<i>111</i>
<i>Figure 20. Carte des surfaces des types de sols du Finistère basée sur les données Corine Land Cover 2018 (European Environment Agency, 2020).....</i>	<i>112</i>
<i>Figure 21. Grandes zones agricoles du département du Finistère selon l'OTEX prioritaire.....</i>	<i>114</i>
<i>Figure 22. Les fonctions agroalimentaires du territoire pour les deux cas d'étude avec les résultats pour a) Mouans-Sartoux, b) Finistère et c) les résultats agrégés par pilier de durabilité pour les deux territoires. Plus le score de l'indicateur s'approche de 10, mieux la fonction en question est remplie sur le territoire indiquant un meilleur score de durabilité.....</i>	<i>127</i>
<i>Figure 23. Analyse de contribution des : a) activités agroalimentaires territoriales à l'impact global du système alimentaire de Mouans-Sartoux, b) des types de produits alimentaires à l'impact des produits alimentaires importés. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé ; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines ; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes ; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes ; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Epuisement des ressources en eau ; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles ; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux</i>	<i>132</i>
<i>Figure 24. Analyse de contribution des : a) activités agroalimentaires territoriales à l'impact global du système alimentaire, b) filières agricoles à l'impact de la production agricole locale, c) catégories des produits alimentaires à l'impact des produits alimentaires importés. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé ; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines ; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes ; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes ; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Epuisement des ressources en eau ; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles ; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux.....</i>	<i>134</i>
<i>Figure 25. Comparaison des résultats selon les principes d'allocation en allouant l'impact des produits importés aux producteurs ou aux consommateurs pour a) l'impact global et b) la contribution de l'impact des produits locaux consommés localement. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé ; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines ; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes ; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances cancérogènes ; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Epuisement des ressources en eau ; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles ; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux.....</i>	<i>136</i>
<i>Figure 26. Sources d'impact pour le système alimentaire de Mouans-Sartoux avec les processus dont l'influence est non-négligeable. Les pourcentages relatifs à chaque catégorie ou source d'impact représentent les % de leur contribution à l'impact global du SAT</i>	<i>140</i>
<i>Figure 27. Sources d'impact pour le SAT du Finistère avec les processus dont l'influence est non-négligeable. Les pourcentages relatifs à chaque catégorie ou source d'impact représentent les % de leur contribution à l'impact global du SAT.....</i>	<i>142</i>

Figure 28. Exemple des importations de marchandises dans le département des Alpes-Maritimes en 2022 incluant les pays représentant plus de 5 % des importations des produits en question pour a) viande et produits à base de viande et b) cacao, chocolat et produits de confiserie 144

Figure 29. Exemple des importations des marchandises dans le département du Finistère en 2022 incluant les pays représentant plus de 5 % des importations des produits en question pour a) les pesticides et b) les engrais 145

Figure 30. Carte des importations et des exportations de certains produits clés à l'origine de l'impact environnemental des systèmes alimentaires territoriaux étudiés avec les données nationales pour l'année de référence 2020 concernant a) les pesticides, b) le soja c) le pétrole brut d) le gaz naturel et e) l'uranium 149

Figure 31. Diagrammes de diagnostic du SAT de Mouans-Sartoux relatifs : a) aux données d'entrée des descripteurs d'activité et (b) aux principaux processus ACV leur correspondant. Ces entrées (descripteurs d'activités et processus) sont classées en fonction de leur contribution globale à l'ACV (ordonnée Y) et de leur qualité de données (Data Quality Ratio) (abscisse X)..... 151

Figure 32. Exemple de l'analyse de sensibilité portant sur les variations des données d'entrée des produits ultra-transformés importés, illustrant à la fois les conséquences de ces variations sur : a) l'impact global et b) leur contribution à l'impact global. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine :substances cancérogènes; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Epuisement des ressources en eau; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux..... 153

Figure 33. Exemple des analyses de sensibilité des données d'entrées des processus des produits chocolatés utilisés sur : a) l'impact global (b) leur contribution à l'impact global. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine :substances cancérogènes; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Epuisement des ressources en eau; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux..... 155

Figure 34. Diagrammes de diagnostic relatifs a) aux données des descripteurs d'activité et b) aux principaux processus leurs correspondants pour le Finistère..... 157

Figure 35. Exemple des analyses de sensibilité des données d'entrée clés de la consommation alimentaire des produits locaux sur a) l'impact global du SAT et b) sur la contribution des produits importés à l'impact global. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances non-cancérogènes; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine :substances cancérogènes; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Epuisement des ressources en eau; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux 159

Figure 36. Exemple des analyses de sensibilité de données d'entrée des différents processus de la production porcine sur a) l'impact global et b) sa contribution à l'impact global. Abréviations : CC = Changement climatique ; ACO = Appauvrissement de la couche d'ozone ; RI = Radiation ionisante, effet sur la santé; FOP = Formation photochimique d'ozone ; PF = Particules fines; TNC = Effets toxicologiques sur la santé humaine : substances

non-cancérogènes; TC = Effets toxicologiques sur la santé humaine :substances cancérogènes; A = Acidification ; EE = Eutrophisation, eau douce ; EM = Eutrophisation, marine ; ET = Eutrophisation, terrestre ; ETE = Ecotoxicité d'eau douce ; UT = Usage des terres ; ERE = Epuisement des ressources en eau; EREF= Épuisement des ressources énergétiques fossiles; ERMM = Épuisement des ressources minérales et des métaux..... 161

Figure 37. Évolution des régimes alimentaires des habitants de Mouans-Sartoux avant et après la mise en place du PAT pour a) la globalité de l'échantillon, b) pour les « participants » et c) les « non-participants » aux actions de la MEAD. Un grand consommateur de viande correspond à une consommation équivalente de plus d'un steak haché par jour, consommateur modéré à l'équivalent d'un demi à un steak haché par jour et occasionnel à moins d'un demi-steak haché par jour. Un piscétarien ne consomme pas de viande mais consomme du poisson, un végétarien ne consomme ni de viande ni de poisson, et un végétalien ne consomme aucun produit d'origine animale 176

Figure 38. Evolution du gaspillage alimentaire entre 2017 et 2022 pour a) un échantillon de la population mouansoise et b) pour les deux sous-échantillons. Les estimations se basent sur les déclarations des répondants 177

Figure 39. Evolution du moyen de transport pour le trajet des consommateurs vers les lieux de vente alimentaire entre 2017 et 2022 pour a) un échantillon de la population mouansoise et b) pour les deux sous-échantillons. Les estimations se basent sur les déclarations des répondants 178

Figure 40. Evolutions des habitudes alimentaires des Mouansois ente 2017 et 2022 par rapport aux recommandations du Programme National Nutrition Santé 4 179

Figure 41. Comparaison de l'impact environnemental de l'ensemble du système alimentaire territorial de Mouans-Sartoux avant et après le lancement de son projet alimentaire territorial (2017-2022) pour quatre indicateurs environnementaux (méthode ReCiPe 2016 Midpoint H) 181

Figure 42. Réduction de l'impact environnemental par activités et changements partiellement ou directement liés au projet alimentaire territorial de la municipalité de Mouans-Sartoux, obtenue en comparant les périodes 2017 et 2022. Les valeurs positives correspondent à une réduction, tandis que les valeurs négatives correspondent à une augmentation..... 183

Figure 43. La contribution moyenne de différents changements des habitants de Mouans-Sartoux à la réduction de leur empreinte carbone alimentaire pour a) les habitants impliqués ou bénéficiant des politiques alimentaires locales et b) ceux qui ne le sont pas, par rapport à l'empreinte carbone alimentaire actuelle des citoyens français en kgCO₂eq an⁻¹ 185

Figure 44. Communes approvisionnées par la production agricole des agriculteurs de Mouans-Sartoux selon le % de la production locale y commercialisée 187

Figure 45. Comparaison d'éco-efficacité des circuits courts des agriculteurs locaux de Mouans-Sartoux par rapport aux circuits longs pour a) l'indicateur du changement climatique et b) l'indicateur agrégé d'EF..... 188

Figure 46. Réduction de l'impact environnemental estimé du scénario prospectif testé ainsi que de ses stratégies sectorielles testées individuellement..... 201

Figure 47. Couverture des indicateurs existants par les indicateurs d'impact de l'ACV (méthode EF3.0) 216

Figure 48. Les actions des PAT à développer de manière plus récurrente et approfondie afin d'améliorer son efficacité environnementale ainsi que les politiques locales, nationales et européennes pouvant renforcer et influencer ces actions. Les actions et la réglementation relatives à l'agriculture sont en rouge, celles concernant l'alimentation en bleu et celles liées à la relocalisation en orange. 253

LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau 1. Résumé des actions majeures menées au sein des PAT et de leur impact environnemental potentiel</i>	50
<i>Tableau 2. Fonctions agroalimentaires du territoire, leurs indicateurs de performance et les sources de données</i>	90
<i>Tableau 3. Catégories d'aliments utilisées dans l'évaluation, obtenues à partir de la base de données INCA 3 ..</i>	93
<i>Tableau 4. Bases de données utilisées pour la collecte de données territoriales et les inventaires ACV correspondants</i>	94
<i>Tableau 5. Indicateurs d'ACV de la méthode EF (« Environmental Footprint ») 3.0 et leur description d'après Fazio et al. (2018). Les références relatives aux modèles utilisés sont disponibles dans la documentation de la méthode.</i>	96
<i>Tableau 6. Les estimations de la production agricole et de la consommation alimentaire locales pour les grands secteurs agricoles, leur potentiel nourricier et les estimations des flux intra-territoriaux pour le département du Finistère basé sur les données d'Agreste, du recensement agricole (Chambres d'agriculture de Bretagne 2020) et d'INCA 3 (Anses 2017)</i>	124
<i>Tableau 7. Les estimations de la production agricole et de la consommation alimentaire locales pour les grands secteurs, leur potentiel nourricier et les estimations des flux intra-territoriaux pour la commune de Mouans-Sartoux basés sur les données du terrain et la base données d'INCA 3 (Anses 2017)</i>	125
<i>Tableau 8. Composition de l'échantillon du questionnaire et de ses deux sous-échantillons en comparaison avec la population locale selon l'âge et la catégorie socioprofessionnelle des pourcentages de la colonne population mouansoise provenant de l'INSEE.</i>	172
<i>Tableau 9. Données avant et après la mise en place du PAT de Mouans-Sartoux utilisées pour l'évaluation....</i>	173
<i>Tableau 10. Evolution des habitudes des Mouansois pour les participants et les non-participants aux actions de la MEAD ainsi que l'évolution nationale</i>	180
<i>Tableau 11. Stratégies sectorielles évaluées dans le scénario prospectif du système alimentaire du Finistère et les scénarios et leurs objectifs utilisés pour les construire</i>	199
<i>Tableau 12. Quantités de production agricoles et la consommation alimentaire actuelles ainsi que les estimations utilisées pour le scénario prospectif</i>	203
<i>Tableau 13. Empreinte carbone par régime alimentaire selon les études considérées dans ce travail</i>	224