



**HAL**  
open science

# De la spatialisation à la contextualisation de l'Analyse du Cycle de vie – Une utopie?

Lynda Aissani

► **To cite this version:**

Lynda Aissani. De la spatialisation à la contextualisation de l'Analyse du Cycle de vie – Une utopie?. Sciences de l'environnement. Université rennes 1, 2023. tel-04075316

**HAL Id: tel-04075316**

**<https://hal.inrae.fr/tel-04075316v1>**

Submitted on 20 Apr 2023

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

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

# **De la spatialisation à la contextualisation de l'Analyse du Cycle de vie – Une utopie?**

## **Habilitation à Diriger des Recherches**

Présentée le 31 mars 2023 à l'INRAE de Rennes et à l'Université Rennes 1

Par

**Lynda AISSANI**

Spécialité HDR : Sciences de la Terre et de l'Environnement

### Membres du jury

Rapporteur.rice	Anne VENTURA	Directrice de recherche, Université Gustave Eiffel, Bouguenais
	Enrico BENETTO	Directeur de recherche, Luxembourg Institute of Science and Technology, Luxembourg
	Cécile BULLE	Professeure, Université du Québec à Montréal, Montréal
Examineur.se	Gwenola YANNOU-LE BRIS	Maître de conférence, AgroParisTech, Palaiseau
	Natacha GONDRAN	Professeure, Ecole Nationale Supérieure des Mines de St Etienne, St Etienne
	Luc AQUILINA	Professeur, Université Rennes 1, Rennes



## Remerciements

Cet exercice d'écriture d'HDR je l'ai entamé il y a 3 ans de cela et j'ai voulu prendre le temps de la réflexion, des échanges, du débat, du doute, des remises en question, de la peur de la page blanche et au final de la sensation du devoir accompli et du chemin trouvé. Pour cette déambulation réflexive finalement assez plaisante, j'ai tant de personnes à remercier que je vais forcément en oublier.

Tout d'abord, je remercie l'ensemble des membres de mon jury, Anne Ventura, Enrico Benetto, Cécile Bulle, Gwenola Yannou-Le Bris, Natacha Gondran et Luc Aquilina, pour avoir accepté diligemment, et il me semble avec plaisir, d'évaluer ce travail que cela soit en qualité de rapporteur ou d'examineur. Votre accord me va droit au cœur étant donné vos qualités humaines et scientifiques ce qui augure de débats passionnants. Je remercie Françoise Borel de l'Ecole Doctorale EGAAL pour sa patience et ses réponses précises à mes nombreuses questions. Je remercie également les directeurs d'unités successifs qui m'ont accordé leur confiance, m'ont permis de co-encadrer des thèses (merci Anne Trémier et Fabrice Béline) et enfin m'ont soutenu dans ce processus d'HDR en ne me mettant aucune pression pour vivre le plus sereinement possible cette étape de ma carrière (merci Anne Trémier). Un immense merci aux personnes que j'ai sollicitées pour discuter et relire ce mémoire. Tout d'abord, merci à Marilys Pradel, Lionel Fiabane, Pierre Thiriet et Samuel Le Féon pour leur relecture amicale, attentive, bienveillante, constructive et challengeante. Je les remercie plus largement pour leur amitié et soutien indéfectible qui m'est inestimable. Puis merci à Joël Aubin et Gabrielle Bouleau de m'avoir accordé du temps pour relire et échanger sur le fond et les perspectives de ce mémoire. Ces moments d'échanges volés à vos emplois du temps bien chargés ont été un véritable plaisir.

J'ai choisi de mettre l'accent dans ce mémoire sur la nécessaire interdisciplinarité dans ma conception du métier de chercheuse et je remercie donc tous les chercheurs des autres disciplines ayant accepté de travailler avec moi et surtout de m'avoir fait progresser dans mes réflexions. Un merci particulier à Jean-Baptiste Bahers et Rémi Barbier pour cette ouverture SHS et territoire, à Jacques Méry et Marine Grémont pour leur regard et leur rigueur d'économiste, à Jean-Denis Mathias et Sylvie Huet pour rendre possible et pertinente l'usage de la modélisation numérique et bien-sûr à Thierry Bioteau et Pierre Thiriet pour cette approche spatiale revendiquée. Sans oublier tous les chercheurs en génie des procédés, vous êtes trop nombreux pour vous citer et les acteurs socio-économiques qui se sont prêtés au jeu de la recherche appliquée.

Ce mémoire a également puisé sa source dans les nombreux et riches échanges, travaux et réflexions qui ont lieu au sein des différents réseaux (AgorACV, EcoSD, CODIUM, ACV INRAE). Cela serait trop long de tous vous citer et je suis sûre que vous vous reconnaitrez sans peine. Néanmoins, j'aimerais remercier plus spécifiquement deux personnes. Je remercie Anne Ventura, c'est au détour d'un simple appel téléphonique, en 2010 je crois,

que nos échanges scientifiques passionnants et notre amitié professionnelle ont commencé. Je remercie également Isabelle Blanc, rencontrée à un séminaire EcoSD en 2012 et dont j'admire la sagesse et l'excellence scientifique qui ont parsemé chacune de nos discussions. Ce mémoire est aussi le résultat de tous les échanges que j'ai pu avoir au sein de mon unité de recherche OPAALE mais aussi et surtout au sein de mon équipe de recherche SAFIR. Merci à vous tous, membres (actuels et passés) de l'équipe SAFIR, pour les discussions, les débats, le soutien, les rires et la camaraderie qui nous caractérise. Je remercie également l'ensemble des personnes que j'ai pu encadrer pour la pertinence de leurs travaux, leur patience face à mes multiples et incessantes questions et commentaires et les moments partagés.

J'ai pu vivre sereinement cette étape mais aussi plus largement ma carrière grâce à de multiples moments d'échanges humains que cela soit les potins et rires de la cafet', les moments conviviaux lors des séminaires, les rencontres lors de formations, les discussions à n'en plus finir sur nos déboires administratifs et les fameuses réunions « entre deux portes » qui se finissent en prenant un café. Bref, à vous tous qui vous reconnaitrez, je dis un grand merci.

Si je remonte un peu dans le temps, je remercie également Philippe Duchène et Pascal Mallard qui ont œuvré respectivement pour l'obtention de mon poste d'ingénieure de recherche et mon intégration dans l'équipe et l'institut. Je remercie également Claire Déchaux qui a été une collègue ultra-efficace et agréable avec qui je partageais avec bonheur la position d'ACViste dans l'unité.

Dernière remontée dans le temps pour remercier toutes les personnes que j'ai rencontrées et qui m'ont apporté un soutien au cours de mon parcours professionnel, mes études voire ma scolarité.

Mille mercis à mes proches pour tout.

## **Résumé**

Ce mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches se propose d'explorer l'intérêt, les limites, le sens et les valeurs de certains développements de la méthodologie d'évaluation environnementale qu'est l'analyse du cycle de vie (ACV). Ces développements méthodologiques ont été tout d'abord l'intégration des informations spatiales tout au long de l'ACV (spatialisation) jusqu'à l'intégration des éléments de contexte plus largement (contextualisation). Pour ce faire, un détour via un regard épistémologique de la pratique et de la recherche en ACV s'est révélé nécessaire. Puis les intérêts et limites de la mise en œuvre de la spatialisation en ACV sont détaillés sur la base d'une description circonstanciée de nos travaux depuis une quinzaine d'années. Enfin, la contextualisation de l'ACV comme perspective de recherche est exposée en précisant ces modalités potentielles de mise en œuvre à l'intersection entre différentes disciplines et entre sciences et sociétés.

## **Abstract**

This document, submitted to defend the French Habilitation to conduct researches, proposes to explore the interest, the limits, the meaning and the values of some developments of the environmental assessment methodology as life cycle assessment (LCA). These methodological developments were first of all the integration of spatial information throughout the LCA (spatialization) up to the integration of contextual elements more widely (contextualization). In order to do this, a digression through an epistemological look at LCA practice and research was necessary. Then, the interests and limits of the implementation of spatialization in LCA are detailed on the basis of a description of our work over the last fifteen years. Finally, the contextualization of LCA as a research perspective is presented by specifying its potential implementation modalities at the intersection between different disciplines and between science and society.

## TABLE DES MATIERES

<b>1. Introduction</b>	<b>9</b>
1.1. D'où je viens ?	10
1.2. Ou je vais ?	11
<b>2. L'Analyse du Cycle de Vie – Epistémologie, concepts et usages</b>	<b>12</b>
2.1. Epistémologie d'une méthodologie d'évaluation environnementale : l'acv	13
2.1.1. Un développement méthodologique constant : une source d'instabilité et de renouveau	13
2.1.2. Un enjeu de globalité à défaut d'holisme à travers les notions d'environnement, d'anthroposystème et d'évaluation des impacts	15
2.1.3. La quantification des impacts environnementaux : un moyen mais non une fin	18
2.2. Concepts et usages : démonstration d'un besoin de spatialisation	20
2.2.1. L'approche fonctionnelle : une nécessité et un mirage	20
2.2.2. Les frontières du système : frontières technologiques mais aussi frontières géographiques	21
2.2.3. La caractérisation des impacts : une prise de conscience de la nécessité de spatialisation	24
2.2.4. Cas d'application : Mise en lumière de l'importance du contexte	26
2.3. Conclusions	27
<b>3. La spatialisation de l'ACV : un mal suffisant ?</b>	<b>29</b>
3.1. Qu'entend-t-on par spatialisation ?	30
3.1.1. Définition de la spatialisation	30
3.1.2. Pourquoi spatialiser ?	31
3.2. Comment et quoi spatialiser ?	32
3.2.1. Spatialiser oui mais quels objets ?	32
3.2.2. La spatialisation au cours de l'étape d'évaluation des impacts environnementaux	35
3.2.2.1. Spatialisation de l'évaluation de la toxicité via la modélisation du devenir	35
3.2.2.2. Spatialisation de l'impact eutrophisation via la prise en compte de la sensibilité spatiale	36
3.2.2.3. Le développement d'un indicateur odeur spatialisé	39
3.2.3. La spatialisation pour définir les frontières et fonctions du système	44
3.2.4. Proposition d'un cadre conceptuel pour propager l'information spatiale en ACV	47
3.3. La spatialisation de l'ACV est-elle suffisante ?	50

<b>4. La contextualisation de l'ACV : suite logique ou alternative à la spatialisation dans la poursuite de mes recherches ?</b>	<b>52</b>
4.1. Qu'entend-t-on par contextualisation ?	53
4.1.1. Définition de la contextualisation	53
4.1.2. Définition du terme contexte	53
4.1.3. Pourquoi contextualiser ?	55
4.2. Les méthodologies existantes pour contextualiser	55
4.2.1. « Conséquentialiser », est-ce contextualiser l'ACV ?	55
4.2.2. « Dynamiser », est-ce contextualiser l'ACV ?	55
4.2.3. « Spatialiser », est-ce contextualiser l'ACV ?	56
4.2.4. Une articulation des différentes approches pour contextualiser	56
4.3. Dépendance de la mise en œuvre des modalités de contextualisation a la nature du système étudié	57
4.3.1. Contextualisation de l'ACV, une complexification de l'ACV	57
4.3.2. La mobilisation du concept de déterminant/driver	57
4.3.3. Pour un système ancré territorialement	58
4.3.4. Pour un procédé ou dispositif inséré/implanté	60
4.3.5. Pour un impact localisé	62
4.4. Déplacement des fronts de science, hybridation et interdisciplinarité pour la contextualisation de l'ACV	63
4.4.1. De l'objectivité au pluralisme de la modélisation en ACV	63
4.4.2. Vers une hybridation des méthodologies et des cadres conceptuels	64
4.4.3. Une nécessaire interdisciplinarité à consolider	65
4.4.4. Une ouverture à affirmer vers les acteurs et la société	66
4.5. Perspectives	67
<b>5. Conclusions</b>	<b>70</b>
Références	72
Annexe 1 – Implication dans les projets de recherche	82
Annexe 2 – Activités d'enseignements, de formation par la recherche et d'encadrement	85
Annexe 3 – Publications	87
Annexe 4 – Implication dans les réseaux de recherche	91
Annexe 5 – Pilotage d'un collectif de recherche	92





# 1. INTRODUCTION

« La vérité pure et simple est très rarement pure et jamais simple »

*Oscar Wilde*

## 1.1. D'OU JE VIENS ?

Je viens d'une intersection de différentes origines (germano-française et algérienne) et de différentes passions entre littérature et sciences de la Terre. Intersection. Ce mot en lui-même résume à la fois d'où je viens et où je vais et explique sans aucun doute mes aspirations et perspectives dans ce mémoire.

Ce sont les sciences finalement et notamment la géologie qui l'emporteront dans un premier temps. Je m'inscris alors en DEUG puis en Licence en Sciences de la Vie, de la Terre et de l'Univers à l'Université Claude Bernard Lyon 1. Mes années universitaires me feront prendre conscience à la fois de mon goût pour la recherche, de la faible ouverture de postes de chercheurs en géologie et de l'émergence d'autres enjeux de plus en plus prégnants et notamment la protection de l'environnement. C'est donc à cette intersection de prises de conscience que j'ai fait le choix de suivre une maîtrise en génie de l'environnement toujours à l'Université Claude Bernard Lyon 1.

Cette bifurcation vers l'environnement me laisse entrevoir que cette thématique étiquetée, à l'époque, de « peu académique » est en réalité à l'intersection de différentes disciplines et nécessite alors une approche intégrée complexe, un regard global et une capacité à utiliser la narration. Le génie de l'environnement sera donc désormais ma discipline. Dans ce champ vaste, ce sont les approches de « comptabilité » environnementale et notamment l'analyse du cycle de vie (ACV) qui m'occuperont dès mon stage de DEA 2005 et ce jusqu'à l'obtention de mon doctorat en 2008 à l'Ecole des Mines de Saint Etienne.

Depuis ma prise de poste au Cemagref (devenu Irstea puis INRAE) en octobre 2008 en tant qu'ingénieure de recherche en évaluation environnementale, je me suis consacrée à adapter la méthodologie générique de l'ACV aux systèmes de valorisation des déchets organiques et plus particulièrement lorsque la généralité de la méthodologie apparaissait comme une limite pour l'évaluation de ces systèmes. La principale faiblesse qui m'a occupée est le manque de prise en compte de l'information spatiale pour la modélisation et l'évaluation des systèmes de valorisation des déchets en ACV à travers 15 projets auxquels j'ai participé, 5 projets que j'ai coordonnés (cf. Annexe 1), 7 thèses que j'ai co-encadrées et les enseignements que j'ai délivrés (cf. Annexe 2). Ces travaux ont donné lieu à différents types de publications (cf. Annexe 3). Par ailleurs, ayant à cœur le partage humain et scientifique, je participe activement à différents réseaux de recherche (cf. Annexe 4) et j'ai, depuis 2018, la charge de l'animation scientifique de l'équipe de recherche SAFIR (Stratégie d'amélioration des filières et réduction des impacts) composée d'une vingtaine de personnes (permanents et non-permanents) et de disciplines très différentes (évaluation environnementale, géomatique, génie des procédés, microbiologie sanitaire, métrologie des émissions gazeuses) (cf. Annexe 5).

## 1.2. OU JE VAIS ?

J'ai choisi une citation d'Oscar Wilde pour introduire ce mémoire d'HDR car elle illustre, à mon sens, la complexité de la quête que l'on poursuit en tant que scientifique. Le défi de la poursuite de la « vérité » est d'autant plus prégnant quand il s'agit d'apporter des éléments aux processus décisionnels publics. L'évaluation environnementale et notamment l'ACV ambitionnent cet objectif de vérité. Dès lors, en tant que praticien.ne et chercheur.se, nous devons approcher cette vérité dans les résultats que nous obtenons et interprétons d'autant plus dans le contexte actuel de crise environnementale et de son indispensable prise en compte dans les décisions.

La pratique de l'ACV est révélatrice de ce défi car alors même que le praticien tente de se soustraire à l'ensemble du panel d'incertitudes pouvant entacher sa réalisation, l'interprétation des résultats d'ACV s'accompagne généralement de certains *verbatim* précautionneux : « cela dépend des hypothèses » ou encore « il est difficile de trancher entre ces scénarios ». Même si cette interprétation hésitante embarrasse les décideurs et acteurs, elle témoigne de la nécessaire sincérité et humilité du travail de recherche et d'expertise sur la délicate voire impossible atteinte de la vérité. La pugnacité étant une autre des caractéristiques des chercheurs, ils n'auront de cesse, cependant, de tenter de s'en approcher. Ne faisant pas exception, j'ai moi-même expérimenté cette aspiration à approcher la vérité et une certaine « utilité sociétale » de mes travaux en développant des stratégies de recherche sur la méthodologie ACV et ce sont ces différentes stratégies notamment pour l'intégration des informations spatiales et l'intersection avec différentes disciplines qui font l'objet d'une analyse et d'une mise en perspective dans ce mémoire d'HDR.

L'ensemble des travaux auxquels j'ai pu participer ou contribuer m'ont amenée à d'abord pratiquer l'ACV comme un outil d'ingénierie au service d'un développement technologique raisonné en termes environnemental, puis à « challenger » son adaptabilité avec des développements méthodologiques pour améliorer la finesse de ses résultats et enfin à questionner sa pertinence et son sens. Et c'est finalement sur ce dernier point que j'ai décidé de commencer ce mémoire.

Dans cette préparation d'HDR, j'ai souhaité jouer le jeu de cet exercice réflexif en explorant l'épistémologie de l'ACV et quelques-uns de mes questionnements scientifiques mais aussi « métaphysiques » concernant mon métier et ma thématique de recherche actuelle – la spatialisation – et future – la contextualisation de l'ACV. Je considère cette dernière à l'intersection entre recherche et action et entre sciences de l'environnement et sciences humaines.

J'ai émaillé chacune des parties de ce mémoire de citations d'Oscar Wilde, elles-mêmes décontextualisées, qui me sont apparues tout à fait pertinentes pour illustrer plus poétiquement mon propos sans doute plus prosaïque.

## 2. L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE – EPISTEMOLOGIE, CONCEPTS ET USAGES

« Définir, c'est limiter »

*Le Portrait de Dorian Gray, Oscar Wilde*

Cette première partie vise à interroger l'objectif de l'ACV comme à la fois « outil de connaissance » et « champ de recherche » adressant ainsi la question de l'épistémologie de l'ACV. Il ne s'agit pas pour moi dans cette première partie de questionner le caractère disciplinaire de l'ACV, qui est une vaste question déchaînant les passions, mais d'interroger sa construction, son sens, ses valeurs, ses concepts et ses usages afin d'identifier l'intérêt et la portée des développements méthodologiques actuels et futurs que sont la spatialisation et la contextualisation de l'ACV.

## 2.1. EPISTEMOLOGIE D'UNE METHODOLOGIE D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE : L'ACV

L'épistémologie au sens philosophique francophone du terme est l'étude critique des sciences, destinée à déterminer leur origine logique, leur valeur et leur portée (Barreau 2013). Dans un contexte anglo-saxon, l'épistémologie au sens élargie porte sur la théorie de la connaissance, le terme « connaissance » devant être compris de manière générale et pas uniquement scientifique (Godin 2004). J'examine ici l'historique du développement de l'ACV, son ambition d'exhaustivité et de quantification des impacts et les mets en regard de la pratique afin de recueillir des premiers éléments de réflexion quant à la capacité et la nécessité de l'ACV à se réinventer.

### 2.1.1. UN DEVELOPPEMENT METHODOLOGIQUE CONSTANT : UNE SOURCE D'INSTABILITE ET DE RENOUVEAU

Une des caractéristiques de l'ACV est qu'il s'agit d'une méthodologie relativement jeune, en effet, les premières formalisations méthodologiques datent des années 70. Cette jeunesse relative explique les développements méthodologiques conséquents qu'elle a connus ces dernières décennies et connaît encore. Ce statut *under development* (Finnveden et al. 2009) est à la fois une richesse car il autorise et favorise la créativité des chercheurs et des praticiens mais également une limite pour ses détracteurs arguant l'instabilité des méthodes employées et le manque de robustesse des résultats obtenus. Sur la base des rétrospectives proposées par Guinée et al. (2011) et Zimek et al. (2019), il est possible de retracer les grandes étapes de développements de l'ACV au cours de ces cinquante dernières années et des ouvertures dont elle a fait l'objet.

Les développements méthodologiques de l'ACV ont été marqués par trois grandes phases (Figure 1) :

- une phase de conception : des années 70 au milieu des années 90 permettant de passer de la méthodologie REPA (*Resource and environmental profile analysis*) à la méthodologie ACV (Assies 1992),

- une phase de normalisation internationale : du milieu des années 90 au milieu des années 2000 avec, à terme, deux normes ISO faisant référence (ISO 2006a; ISO 2006b),
- une phase d'acceptation et de consolidation : une considération de l'ACV comme outil stratégique dans l'élaboration des politiques nationales voire supranationales avec par exemple dès 2007 une mention de l'ACV dans la directive européenne de politique intégrée des produits (Sonnemann et al. 2017) et la rédaction du ILCD Handbook, un document de référence pour les praticiens ACV (European Commission 2010).

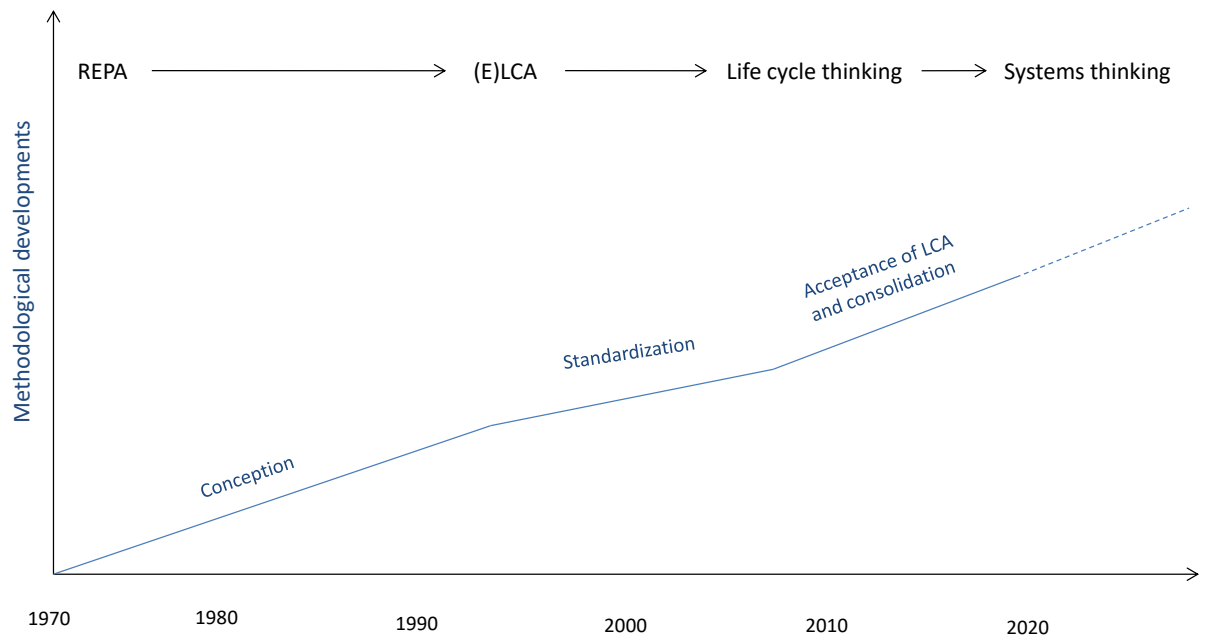


Figure 1 : Graphique illustrant les grandes étapes du développement méthodologique de l'ACV (REPA : Resource and environmental profile analysis, (E)LCA : (environmental) life cycle assessment)

Parallèlement à ces développements, l'ACV ne cesse de connaître des ouvertures (Figure 2) :

- une augmentation du nombre de flux élémentaires considérés passant des ressources à l'énergie, aux déchets et aux émissions dans l'air, l'eau et le sol,
- une diversification, de fait, des catégories d'impacts considérées,
- une considération croissante et de plus en plus intégrée des aspects économiques : dès le début des années 2000 pour le *Life cycle costing* (Rebitzer and Hunkeler 2003) et l'ACV conséquentielle (Ekvall and Andræ 2006)
- une prise en compte des aspects sociaux avec le développement de l'ACV sociale dès le milieu des années 2000 (Dreyer et al. 2006; Jørgensen et al. 2007)
- la mise en lumière d'un besoin d'approche intégrée considérant à la fois les critères environnementaux, sociaux et économiques et en dépassant l'échelle produit/système vers une *organizational LCA* (Martínez-Blanco et al. 2015), pour aller à une échelle économique plus large via l'avènement du *life cycle sustainability analysis* (Onat et al. 2017).

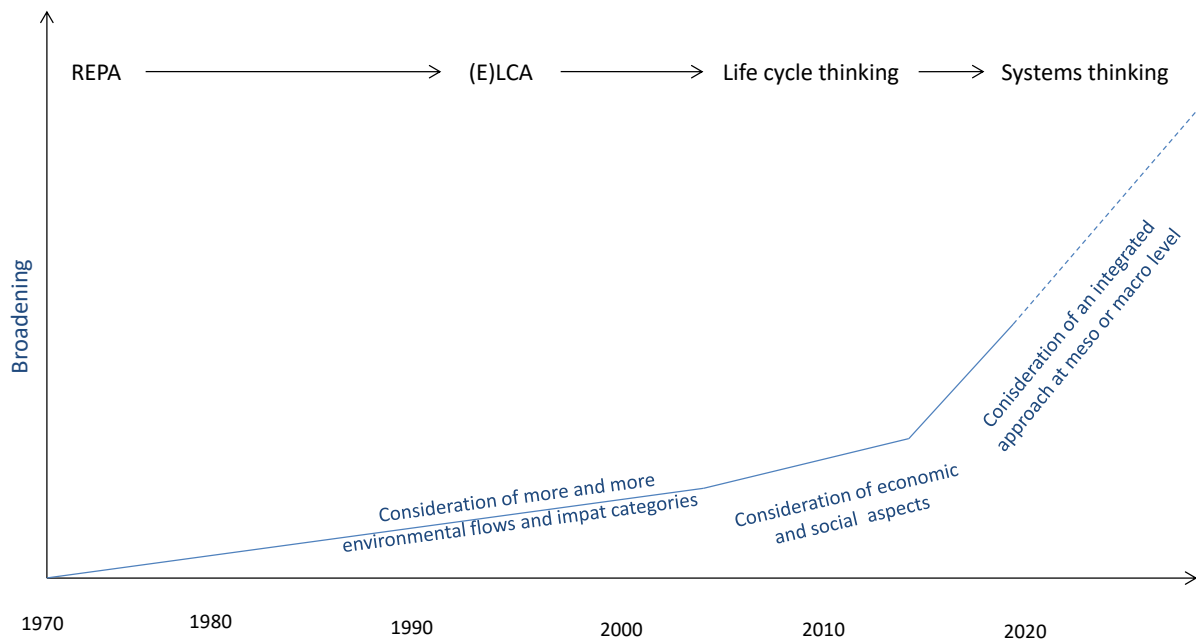


Figure 2 : Graphique illustrant les grandes étapes d'ouverture de l'ACV  
 (REPA : Resource and environmental profile analysis, (E)LCA : (environmental) life cycle assessment)

Ces développements méthodologiques et ouvertures offrent à l'ACV une richesse scientifique et applicative importante autorisant une grande créativité. Cette créativité quelque peu hétérodoxe est parfois peu récompensée car elle s'éloigne du *scientific mainstream* et est parfois désarçonnante pour les utilisateurs ou décideurs peu familiers de l'ACV (Schlierf et al. 2013). Ce foisonnement peut être, en effet, traduit en une instabilité méthodologique et donc un manque de robustesse et de reproductibilité de la méthode et des résultats. L'ensemble de ces développements méthodologiques et ouvertures successifs s'est pourtant assis sur deux approches : la pensée cycle de vie et la systémique. Ces deux approches présentent deux avantages concomitants : le cadrage de la méthodologie et une injonction d'exhaustivité qu'il convient d'interroger.

#### 2.1.2. UN ENJEU DE GLOBALITE A DEFAUT D'HOLISME A TRAVERS LES NOTIONS D'ENVIRONNEMENT, D'ANTHROPOSISTEME ET D'EVALUATION DES IMPACTS

Pour mieux saisir cette injonction d'exhaustivité notamment concernant la notion d'environnement, d'anthroposystème et d'impacts, l'ACV est à replacer dans le cadre plus général de l'évaluation environnementale. L'évaluation environnementale est un processus systématique qui permet d'évaluer et de documenter un système (produit ou service) par rapport à l'environnement. Il s'agit d'évaluer les performances environnementales d'un système dans une démarche de planification ou de prise de décision pour la prévision et la gestion des impacts environnementaux (André et al. 2003). L'objectif est d'évaluer l'état de l'environnement à un instant donné, les impacts environnementaux engendrés par les activités humaines (appelées anthroposystèmes) et les actions de réparation entreprises par ces derniers. L'évaluation environnementale



doit être réalisée selon certaines règles : les normes, la réglementation, les pratiques courantes ou bonnes pratiques dans un cadre formel afin de permettre une prise de décision documentée. Les multiples objectifs ambitieux de l'évaluation environnementale me permettent de mettre en exergue trois points d'attention.

Le premier est lié à la définition de ce qu'on entend par « environnement ». L'environnement est un terme polysémique qui signifie étymologiquement « tout ce qui entoure ». L'éthique environnementale propose une approche morale réflexive sur cette notion d'environnement en mettant en exergue la question de la coexistence de sa valeur intrinsèque et de sa valeur instrumentale (Larrère 2010). En effet, historiquement deux conceptions de l'environnement diamétralement opposées ont été décrites par Taylor (1981). La conception objective définit le terme environnement à travers une liste « d'objets » en interaction tels que les ressources minérales, les organismes vivants, les habitats, etc. Les sociétés humaines ne sont que des objets parmi les autres constituants de l'environnement possédant tous une valeur intrinsèque dans cette conception objective qualifiée alors de biocentrique. La conception subjective de la notion d'environnement propose, quant à elle, une définition légèrement modifiée : « l'environnement représente tout ce qui nous entoure », le *nous* étant par déduction, dans le cadre de l'évaluation environnementale, la société humaine et son habitat donc l'anthroposystème. L'environnement peut donc ici être vu comme une écosphère par opposition à l'anthroposphère. Cette écosphère est caractérisée par un ensemble de milieux composés de l'air, de l'eau et du sol qui constituent l'habitat des êtres vivants et c'est donc principalement sa valeur instrumentale qui est ici considérée. Cette conception subjective qualifiée d'anthropocentrique est le postulat de départ de l'évaluation environnementale, telle que définie en début de section. Elle extrait donc de fait l'être humain de l'environnement et attribue, *a priori*, à ce dernier une valeur instrumentale.

Le deuxième point d'attention est la détermination des impacts des activités humaines sur l'environnement. L'impact environnemental désigne l'ensemble des modifications de l'environnement qu'elles soient négatives ou positives du fait de la réalisation d'une activité humaine. L'environnement étant un « Tout », cette préhension du « Tout » présupposerait une approche holistique pour l'évaluation des impacts environnementaux, basée sur la modélisation de l'environnement comme un système complexe. Un système est un ensemble d'éléments organisés et interagissant en fonction d'un but (de Rosnay 1975). Si un système peut être représenté par l'ensemble de ces éléments, il ne peut se réduire à cela. En effet, les interrelations entre les éléments et avec l'environnement sont la source de sa complexité et le comportement d'un tel système est alors difficile à prédire (Le Moigne 1999). La modélisation de sa complexité étant difficile à réaliser, l'environnement est alors découpé en objets. Cette approche réductionniste est mise en œuvre faute de pouvoir déployer cette nécessaire approche holistique et nous éloigne, de fait, de la complexité et de la complétude de la représentation de l'environnement comme un « Tout ». Cette représentation et modélisation de

l'environnement basée sur la réduction de ce « Tout » en catégories voulues indépendantes et en nombre restreint sont des écueils de l'évaluation environnementale qui supposera, par nécessité, qu'observer des catégories de l'environnement équivaut à observer l'environnement. La catégorisation permet alors de se saisir du concept d'environnement car elle permet de découper la réalité en catégories cognitives ayant une consistance dans le temps et l'espace. Cependant, cette définition de catégories n'est pas neutre en procédant par inclusion et exclusion. En effet, elle peut conduire parfois à disjoindre le signifiant et le signifié et rendre visible certains phénomènes en en rendant invisible d'autres (Bouleau 2016).

Le troisième point d'attention est la définition et la modélisation de ce qu'on entend par anthroposystème. Selon Lévêque et al. (2003), « l'anthroposystème, peut être défini comme une entité structurelle et fonctionnelle prenant en compte les interactions sociétés-milieux, et intégrant sur un même espace un ou des sous-systèmes naturels et un ou des sous-systèmes sociaux, l'ensemble co-évoluant dans la longue durée ». Dans cette définition éclairant le degré de complexité d'un tel système, le sous-système naturel fait partie intégrante de l'anthroposystème et induit une imbrication de frontières entre les différents sous-systèmes. Même si l'évaluation environnementale et plus particulièrement l'ACV ambitionnent la considération de cette complexité, l'observation de sa pratique montre, le plus souvent, une réduction de cette complexité en la modélisation d'un « technosystème » encore appelé technosphère (Ventura 2012). Le technosystème est limité à la partie matérielle et technologique de l'anthroposystème en se résumant, la plupart du temps, à un enchaînement d'étapes modélisées comme des processus transformant des entrants (matière et énergie) en sortants (matière et énergie). Ce technosystème est considéré et modélisé comme un système ouvert en physique, c'est-à-dire qu'il échange de la matière et de l'énergie avec son environnement. Ces échanges avec l'environnement appelés, en ACV, flux élémentaires entrants ou sortants, constituent les incidences du technosystème sur l'environnement et seront traduits et agrégés en impacts environnementaux. Ces échanges sont modélisés de façon statique, à l'équilibre et étant limités, la plupart du temps dans la pratique, aux flux physiques. La modélisation du technosystème est peu dépendante de son contexte socio-économique et son fonctionnement s'apparente alors à celui d'un système « isolé », en d'autres termes un système indépendant des flux monétaires et d'informations.

La modélisation « hors sol » du technosystème a été longtemps revendiquée comme faisant partie de l'essence même de l'ACV et permettant de se prémunir d'interférences non-objectives dans la modélisation telles que les jeux d'acteurs, les marchés économiques, les politiques, etc. Cette approche de modélisation est appelée couramment approche attributive (Sandén and Karlström 2007). Par opposition, l'approche conséquentielle a pour objectif la prise en compte des conséquences sur le contexte (marchés économiques entre autres) de la mise en œuvre du scénario étudié (Sandén and Karlström 2007). Les définitions de ces deux types d'ACV, la précision de leurs usages et

de leurs méthodologies font l'objet de nombreuses publications et de *reviews*. Weidema et Ekvall sont les deux auteurs les plus emblématiques de ce champ de recherche en ACV. Weidema a été le premier à aborder explicitement l'ACV conséquentielle en discutant du besoin d'inclure des éléments de marché dans l'inventaire du cycle de vie (Pedersen Weidema 1993). Même si les débuts de l'ACV conséquentielle se situent dans les années 90, le sujet a été plus largement exploré depuis le début des années 2000. Ekvall marque d'ailleurs la première décennie des années 2000 en proposant une définition de l'ACV conséquentielle qui sera ensuite reprise et enrichie en mettant en œuvre des cas d'application (Ekvall and Andræ 2006). Bon nombre d'auteurs vont alors s'emparer de ce champ thématique pour l'alimenter de réflexions méthodologiques et/ou de cas d'application. Finalement dans la communauté scientifique, les discussions se sont focalisées sur comment faire de l'ACV conséquentielle et quelles sont les différences avec la conduite d'une ACV attributive en entretenant peut-être consciemment ou inconsciemment le mythe qu'un seul de ces deux types d'ACV est correct (Zamagni et al. 2012). Parmi les différentes définitions existantes, nous retiendrons pour l'ACV conséquentielle celle proposée par Zamagni et al. (2012) suite à une revue et analyse de la littérature scientifique de ce champ thématique : « the CLCA is a sophisticated modelling technique that provides a way to assess the environmental consequences of an action/decision by including market mechanisms into the analysis ». L'ACV conséquentielle est souvent perçue et défendue comme un ensemble de techniques et de principes de modélisation permettant la prise en compte des marchés et des effets rebonds. Earles et Halog (2011) disent plus simplement qu'il s'agit de la convergence entre l'ACV conventionnelle (sous-entendue attributive) et les méthodes de modélisation notamment économique. Enfin très récemment, Schaubroeck et al. (2021) proposent de conserver la définition de l'UNEP-SETAC « ALCA attributes a share of the potential environmental impact of the world to a product life cycle, while CLCA assesses the environmental consequences of a decision (e.g., increase of product demand) ».

Ces trois premiers points d'attention attestent d'ores et déjà des défis épistémologiques que doit relever l'évaluation environnementale face à cette injonction d'exhaustivité : évaluer les impacts des anthroposystèmes le plus souvent « hors-sol » sur un objet qu'est l'environnement réduit en catégories alors que par définition il est irréductible.

### 2.1.3. LA QUANTIFICATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX : UN MOYEN MAIS NON UNE FIN

Une autre caractéristique de l'évaluation environnementale éclairant également son fondement épistémologique est sa capacité à produire de la connaissance potentiellement utilisable pour réduire les incidences des anthroposystèmes sur l'environnement, la mise en œuvre de la réduction des incidences n'étant néanmoins pas dans son champ. La pratique de l'évaluation environnementale doit mettre tout en œuvre pour que les résultats obtenus soient des données d'entrée aux processus (décisionnels) de réduction

des impacts que sont, par exemple, l'optimisation et la re-conception technologique, énergétique ou encore organisationnelle des activités humaines étudiées. L'ACV se positionne dès lors comme un outil permettant d'accompagner le concept de découplage (European Commission 2007). Ce concept a pour objectif d'illustrer la possible dé-corrélation entre croissance économique et augmentation des impacts sur l'environnement (UNEP 2011). Afin d'avoir une idée de la commensurabilité de la réduction à effectuer, la quantification des impacts s'avère nécessaire. Le défi de quantification des impacts est l'affaire de bon nombre de méthodologies d'évaluation environnementale telles que le bilan carbone, l'empreinte écologique et l'ACV. Néanmoins, ce défi de quantification est porté à son paroxysme dans l'ACV via l'ambition de pluralité des impacts pris en compte et l'ambition de leur quantification. En effet, l'ACV met en œuvre un certain nombre de métriques ayant pour objectif la quantification de l'ensemble des flux de matière et d'énergie et leur traduction quantitative en impacts potentiels sur l'environnement. Cette quantification des impacts environnementaux est considérée comme la panacée car produisant des éléments de connaissance de base indispensable pour une réduction de la pression des anthroposystèmes sur l'environnement. Sur la base du principe énoncé par Lord Kelvin « *If you can not measure it, you can not improve it.* », l'ACV ambitionne, par le biais de la quantification des impacts potentiels, l'amélioration de l'état de l'environnement (ou l'évitement d'une dégradation plus forte) en utilisant des métriques différentes pour « caractériser » (terme consacré en ACV) les impacts dans chaque catégorie de l'environnement.

La mise en œuvre de la quantification des impacts en ACV est réalisée grâce à des méthodes de caractérisation basées sur deux grandes approches : *midpoint* et *endpoint* (Figure 3), la première quantifiant les effets et la deuxième allant jusqu'aux dommages sur les aires de protection que sont la santé humaine, la diversité des écosystèmes et l'épuisement des ressources (Hauschild et al. 2013).

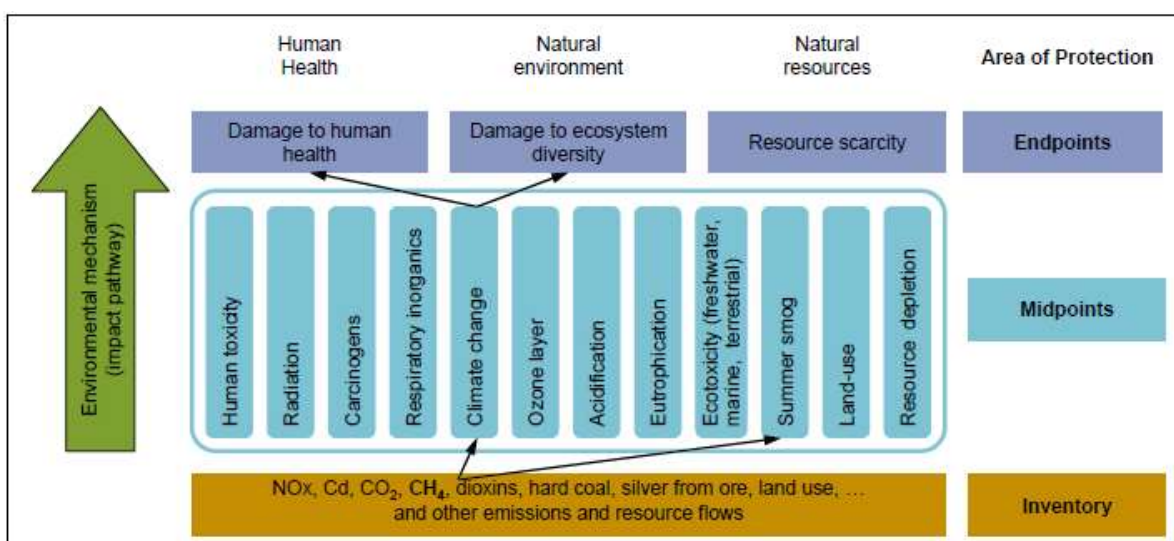


Figure 3 : Description schématique de l'étape d'évaluation des impacts (European Commission 2010)

Quel que soit le type d'approches et de méthodes de caractérisation utilisées, l'ACV ne prétend pas produire un résultat juste et absolu des performances environnementales d'un système. Elle argue une quantification relative comme une condition nécessaire mais non suffisante à la compréhension d'un système notamment dans un objectif d'aide à la décision. Une citation de John Maynard Keynes (économiste de la première partie du 20<sup>ème</sup> siècle) illustre cette logique : « *It is better to be roughly right than precisely wrong.* ». Cette logique de quantification est assumée et mise en relief avec l'usage du terme « potentiels » adossé à la locution « impacts environnementaux » dans les normes ISO (ISO 2006a; ISO 2006b) et l'ILCD Handbook (European Commission 2010). C'est ce terme « potentiel » qui porte en lui-même la subtilité d'une quantification des impacts environnementaux à la fois nécessaire mais non toute puissante et basée sur une approche comparative (relative) et non absolue de quantification des impacts environnementaux des scénarios étudiés.

## 2.2. CONCEPTS ET USAGES : DEMONSTRATION D'UN BESOIN DE SPATIALISATION

Après cet éclairage épistémologique mettant en lumière l'enjeu et la difficulté d'une approche holistique de l'évaluation environnementale par l'ACV, certains concepts nécessitent d'être explicités pour identifier les points clés méthodologiques et leurs limites lors de la réalisation d'une ACV. Dans le cadre de développements méthodologiques comme la spatialisation et la contextualisation, les concepts concernés sont notamment la définition de l'unité fonctionnelle, les frontières du système et la caractérisation des impacts. Un bref tour d'horizon des cas d'application de l'ACV dans la littérature scientifique a également été réalisé pour identifier les domaines d'applications les plus étudiés.

### 2.2.1. L'APPROCHE FONCTIONNELLE : UNE NECESSITE ET UN MIRAGE

Un des concepts clés de l'ACV est l'unité fonctionnelle. L'unité fonctionnelle représente la performance quantifiée du système (ISO 2006a) sur laquelle pourra être basée la comparaison des systèmes évalués par ACV (European Commission 2010). Selon European Commission (2010), la définition de l'unité fonctionnelle doit permettre de répondre aux questions suivantes : *what, how much, how well, and for how long*. Deux concepts sont associés à l'unité fonctionnelle : la fonction et le flux de référence.

La fonction est révélatrice du service rendu par le système et a pour ambition de représenter la nature existentielle du système évalué : pourquoi le système existe ? Quel est son but ? Même si le terme « fonction » est ici exprimé au singulier pour une question d'unicité du concept, un système peut porter un pluralisme de fonctions. Le traitement de la multifonctionnalité d'un système représente une des grandes difficultés de cette étape

de définition de l'unité fonctionnelle. L'identification de la fonction n'est pas synonyme d'identification de l'unité fonctionnelle. Citons l'exemple de la production agricole où la fonction est de produire des denrées alimentaires mais l'unité fonctionnelle peut être « la production d'une tonne de denrées alimentaires » ou « la production d'un hectare de denrées alimentaires » entre autres. Ces deux unités fonctionnelles prises comme exemple vont permettre de mettre en évidence les avantages d'un système agricole intensif et d'un système agricole extensif respectivement. L'unité fonctionnelle étant la base de comparaison de plusieurs systèmes, elle doit mettre en exergue une fonction commune entre les systèmes évalués. Plus l'unité fonctionnelle est précise et complète, plus elle contraindra la comparabilité des systèmes. La complétude de l'unité fonctionnelle passe notamment par une contextualisation du service rendu (European Commission 2010). Cette contextualisation peut être une localisation de la production, un profil d'usage du produit, etc. Le praticien doit alors faire le choix d'un angle d'analyse et donc le choix d'une fonction et d'une expression de la fonction. Une fois l'unité fonctionnelle définie, le flux de référence doit être déterminé et quantifié. Le flux de référence est la quantité de produits/consommables nécessaire pour satisfaire l'unité fonctionnelle. C'est le flux auquel les intrants et les sortants du système vont être rapportés (European Commission 2010). L'unité dans lequel il est généralement exprimé est une masse, une énergie voire une surface, souvent complétée par une information de localisation (European Commission 2010).

Réduire la fonction à l'unité fonctionnelle peut alors apparaître comme une nécessité en ACV. Cependant, dans le cas d'un système multifonctionnel, le choix de la fonction principale et le traitement des co-fonctions se révèlent être une gymnastique lourde de conséquence sur les résultats de l'ACV. Même si tout praticien ACV sait que les résultats ne s'interprètent qu'à l'aune de l'unité fonctionnelle, l'usage dans un objectif stratégique décisionnel de tels résultats pose question quant à la robustesse des décisions et orientations prises sur cette base (Collado-Ruiz and Ostad-Ahmad-Ghorabi 2010). L'enjeu de repenser cette approche fonctionnelle en s'affranchissant de la définition classique de l'unité fonctionnelle apparaît depuis quelques années dans la littérature notamment lors de l'ACV de systèmes particuliers tels qu'un territoire (Loiseau et al. 2013) ou une filière territoriale (Laurent 2015b; Loiseau et al. 2018). Se dessine alors une alternative au mirage de l'unité fonctionnelle unique et complète, une approche par indicateur de fonction où l'information spatiale prend de plus en plus de place (Laurent 2015b).

### 2.2.2. LES FRONTIÈRES DU SYSTÈME : FRONTIÈRES TECHNOLOGIQUES MAIS AUSSI FRONTIÈRES GÉOGRAPHIQUES

La définition des frontières du système étudié par l'ACV a pour objectif d'étendre et/ou de restreindre le système au regard des besoins exprimés par l'unité fonctionnelle. Classiquement en ACV attributive, cet exercice se limite à identifier au sein de la technosphère, les étapes du cycle de vie à considérer en fonction des objectifs et de l'unité

fonctionnelle définis (ISO 2006b). Cette modélisation du système et la détermination de ses frontières sont réalisées dans la perspective de la pensée cycle de vie et donc idéalement, aux frontières du système d'où seuls des flux élémentaires entrent et sortent (European Commission 2010). Selon la nature de l'objet étudié, différents types de frontières peuvent être définis pour l'évaluation d'un système (Figure 4) :

- *gate to gate* : à l'échelle d'une usine ou d'un site, pour évaluer une technologie,
- *cradle to gate* : du berceau à la porte de l'usine, pour évaluer un procédé de production à partir de matières premières,
- *gate to grave* : de la porte de l'usine à la tombe, pour évaluer l'usage et/ou la fin de vie d'un produit,
- *cradle to grave* : du berceau à la tombe, pour évaluer l'ensemble du cycle de vie d'un produit.

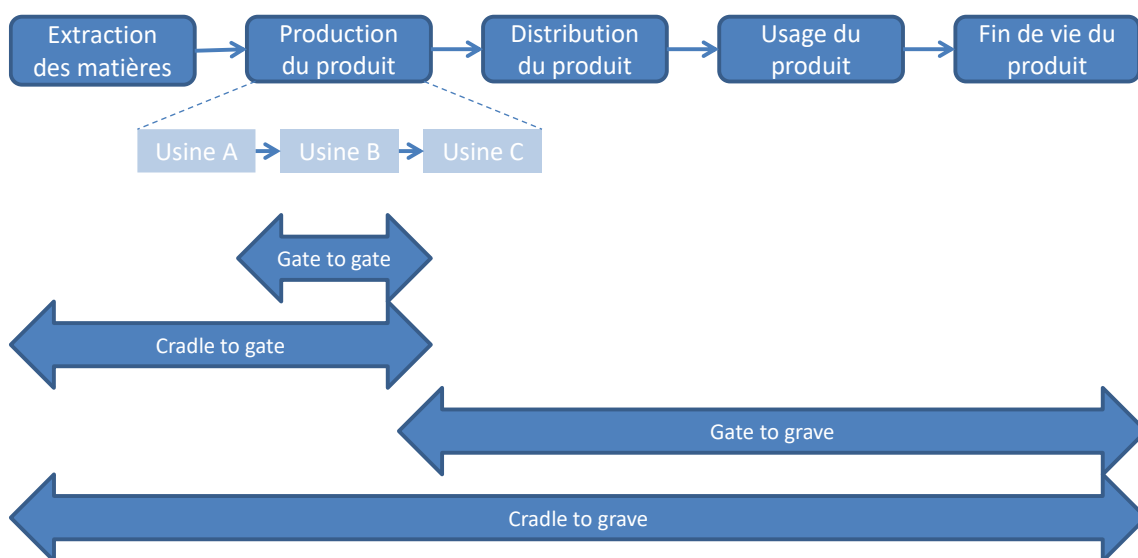


Figure 4 : Description schématique des différents types de frontières du système inspirée de European Commission (2010)

Bien qu'apparemment seul le dernier type de frontières *cradle to grave* semble représenter la complétude du cycle de vie, les trois autres types représentent également une complétude de cycle de vie au regard des restrictions faites dans l'unité fonctionnelle et les objectifs définis de l'ACV en question. Cependant, il est important de noter que ces restrictions de frontières du système peuvent, dans certains cas, induire une focalisation sur des étapes du cycle de vie peu impactantes comparées à l'ensemble du cycle de vie (*cradle to grave*). Ces restrictions doivent donc être toujours justifiées et argumentées.

Au sein des frontières d'un système, deux types d'activités peuvent être identifiés : les activités de premier plan et les activités d'arrière-plan. Les activités de premier plan sont les procédés du système étudié tandis que les activités d'arrière-plan sont les procédés « support » permettant la réalisation des procédés de premier plan tels que la production d'énergie, de carburant, d'infrastructures, de réactifs, de matières premières nécessaires, etc. L'intérêt de cette différenciation est double selon European Commission (2010) :

- identifier le type de données à collecter : lors d'une modélisation de type attributive, pour les activités d'arrière-plan, on pourra se contenter de données moyennes, alors que pour les activités de premier plan, on s'attachera à avoir recours à des données plus spécifiques (*site-specific* ou *site-dependent*),
- identifier les procédés sur lesquels le décideur peut avoir une action : dans un objectif d'écoconception ou de réduction des impacts par identification des leviers d'action, les décideurs peuvent essentiellement – voire uniquement – agir sur les activités de premier plan.

A la lumière de ce double intérêt, la définition de ce qui est de l'arrière-plan et ce qui est du premier plan dépend des objectifs de l'étude. En effet, par exemple, un procédé de recyclage pourra être de premier plan si on s'intéresse spécifiquement à la fin de vie ou si le décideur en a la maîtrise ou d'arrière-plan s'il n'existe pas d'enjeu décisionnel sur cette étape. Selon une approche conséquentielle, la modélisation de l'arrière-plan est effectuée avec plus d'attention ; elle mobilise plutôt des données spécifiques et parfois inclut des activités d'arrière-plan non nécessaires pour une modélisation attributive. L'approche conséquentielle permet de mettre en contexte le système étudié et nécessite de ce fait des informations géographiques et temporelles pour identifier les activités d'arrière-plan à prendre en compte. L'ACV conséquentielle dépasse, dès lors, la modélisation du seul technosystème et approche la modélisation d'un anthroposystème tel que défini *supra*.

L'étape de définition des frontières du système est une étape qui a pour objectif non seulement de délimiter le technosystème mais qui peut aussi lui assurer un ancrage dans son environnement. L'identification des relations entre le technosystème et son environnement (outre les flux de matières et d'énergie identifiés et quantifiés lors de l'inventaire) fait appel à des disciplines complémentaires de l'ACV telles que la géographie, l'économie, les sciences de gestion et la sociologie. Le système considéré dépasse le « simple » technosystème pour évoluer vers un système plus complexe en intégrant les interrelations avec des éléments de son environnement et de son contexte. Selon Miller et al. (2013), la modélisation multi-agents pourrait être utilisée en ACV pour l'évaluation environnementale de nombreux objets en connexion avec leur environnement comme la production d'énergie renouvelable ou encore les réseaux d'industries. En promettant une modélisation moins isolée/déconnectée et donc plus réaliste, l'évaluation par ACV de tels systèmes « contextualisés » représente un véritable enjeu pour l'intégration de l'ACV aux réflexions stratégiques globales telles que celles nécessaires à la construction des politiques publiques nationales voire supranationales (Miller et al. 2013). Depuis quelques années, la modélisation des systèmes complexes selon une approche conséquentielle repose effectivement la plupart du temps sur le recours à des modèles multi-agents et des approches basées sur la dynamique des systèmes notamment dans le domaine de l'agriculture (Ding and Achten 2022; KC et al. 2020; Marvuglia et al. 2018) et la mobilité (Querini and Benetto 2015).



### 2.2.3. LA CARACTERISATION DES IMPACTS : UNE PRISE DE CONSCIENCE DE LA NECESSITE DE SPATIALISATION

Comme décrit dans le paragraphe 2.1.3, la caractérisation des impacts est l'étape clé de l'ACV car elle permet d'évaluer la commensurabilité des performances environnementales d'un système en traduisant les données d'inventaire en impacts environnementaux potentiels selon l'équation suivante :

$$I = \sum_s m_s \times FC_{s,i}$$

où I est le score d'impact ; m est la masse de la substance s ; FC est le facteur de caractérisation de la substance s pour l'impact i.

Pour ce faire, les méthodes de caractérisation s'appuient sur le chemin d'impact (*impact pathway*) qui illustre l'ensemble des processus environnementaux dont une substance émise fait l'objet jusqu'à son impact final (Figure 5) (Joliet et al. 2010).

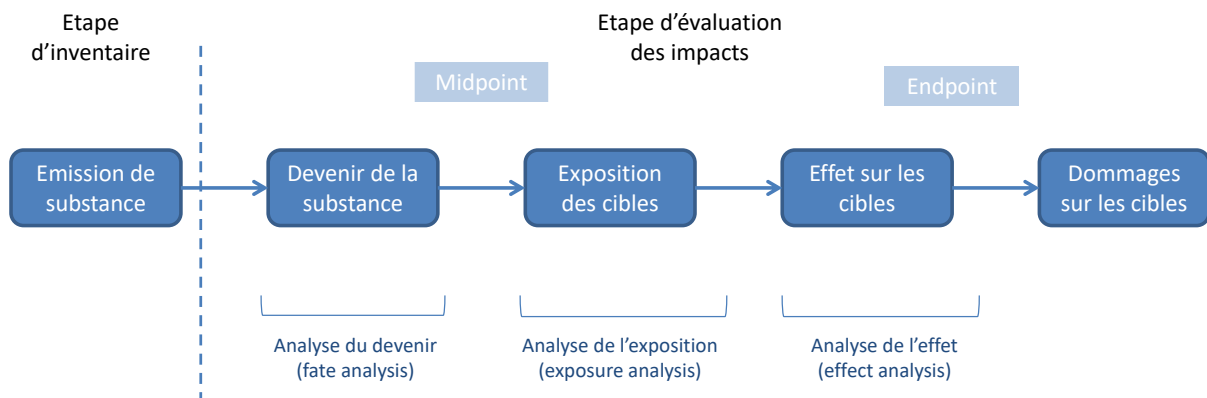


Figure 5 : Description du chemin d'impact (*impact pathway*) théorique d'un impact en ACV

L'occurrence et l'intensité d'un impact environnemental dépendent des caractéristiques de l'émission de la substance (sa quantité, sa fréquence, etc.), de son devenir (sa répartition dans les différents compartiments environnementaux du fait de phénomènes de dilution, dégradation, dispersion etc.), des caractéristiques de l'exposition des cibles à la substance (la quantité à laquelle sont finalement exposées les cibles) et de son effet (effets sur les cibles liés à l'exposition) (Potting and Hauschild 1997). De fait, un facteur de caractérisation est le produit de trois facteurs (European Commission 2010) : le facteur du devenir (*fate factor*), le facteur d'exposition (*exposure factor*) et le facteur d'effet (*effect factor*) :

$$FC = FF \times XF \times EF$$

où FC est le facteur de caractérisation ; FF le facteur du devenir ; XF le facteur d'exposition ; EF le facteur d'effet.

Au regard de la figure 5 représentant le chemin d'impact, la quantification de ces phénomènes (devenir, exposition, effet) nécessite d'avoir, au préalable, renseigné un

certain nombre d'informations géographiques du fait de leur potentielle variabilité. Ce besoin a été identifié relativement tôt dans la littérature scientifique. C'est l'écart existant entre impacts potentiels calculés et impacts environnementaux réels qui a été pointée du doigt notamment du fait du manque de différenciation spatiale prise en compte dans le calcul (Potting et al. 1998). Ainsi, les conditions météorologiques, les densités de population ou encore les concentrations en bruit de fond (*background concentrations*) devraient être considérées (Krewitt et al. 1998). L'idée est alors de s'éloigner de la définition classique des facteurs de caractérisation dite site-générique pour aller vers plus de spécificités donc vers des facteurs dits site-spécifiques. Très rapidement, à mi-chemin entre le générique, non représentatif de la réalité et le spécifique, difficile à mettre en œuvre pratiquement en ACV, les facteurs de caractérisation site-dépendants (*site dependent*) font leur apparition (Potting and Hauschild 1997). L'idée n'est pas alors de développer des facteurs de caractérisation pour chaque coordonnée géographique mais plutôt de définir des zones regroupant un certain nombre de conditions similaires en observant les valeurs de paramètres déterminés comme influents pour la catégorie d'impact observée. De manière simplifiée, les facteurs de caractérisation dits site-générique (*site generic*) sont vus comme valables et robustes pour des enjeux d'échelle globale (de type changement climatique), les facteurs dits site-spécifiques (*site specific*) pour des enjeux locaux (de type toxicité), quand les facteurs dits site-dépendants concernent l'échelle régionale pour par exemple des impacts comme l'eutrophisation ou l'acidification (Mutel et al. 2012). La caractérisation site-dépendante mène à la notion d'archétype qui désigne une zone géographique représentative d'une certaine situation pour un impact environnemental donné (respectant par exemple les conditions de température et de nature du sol pour voir un impact environnemental se manifester ou pour agir sur son intensité).

Dans la littérature, des tentatives de prise en compte de la différenciation spatiale dans l'élaboration des facteurs de caractérisation sont apparues depuis quelques années notamment pour les catégories d'impact classiques de l'ACV telles que l'acidification, l'eutrophisation ou l'oxydation photochimique (Bellekom et al. 2006; Fréchette-Marleau et al. 2008; Hettelingh et al. 2005; Huijbregts and Seppälä 2000; Norris 2002). De nouvelles catégories d'impact apparaissent également, pour des problématiques éminemment locales et proposant donc d'emblée une caractérisation différenciée spatialement, par exemple l'impact sur la biodiversité (de Baan et al. 2013; Hanafiah et al. 2011), le bruit (Cucurachi and Heijungs 2014; Cucurachi et al. 2014), ou encore liés à l'empreinte eau (Bayart et al. 2010; Boulay et al. 2011; Pfister et al. 2009). Il est à noter que dans certains domaines (en particulier pour l'agriculture), le devenir peut ne pas être considéré dans l'étape de caractérisation mais dès l'inventaire. C'est par exemple le cas de l'inventaire développé pour les pesticides, PestLCI (Dijkman et al. 2012; Nemecek et al. 2022). Le développement le plus emblématique concernant la spatialisation de l'évaluation des impacts est la création de la méthode IMPACT World+ (Bulle et al. 2019). Cette méthode de caractérisation a pour ambition l'évaluation de l'impact des émissions

à n'importe quel endroit dans le monde par des facteurs de caractérisation selon quatre niveaux de résolution spatiale : global, continental, national et résolutions natives pour tous les impacts régionaux avec une indication de l'incertitude associée due à la variabilité spatiale.

La spatialisation de la caractérisation des impacts prend désormais une place importante dans les enjeux de recherche et de pratique de l'ACV ce qui permet de questionner plus sereinement le besoin de spatialisation de la méthodologie ACV de manière générale (Aissani 2019; Mutel et al. 2019; Patouillard et al. 2016; Patouillard et al. 2018).

#### 2.2.4. CAS D'APPLICATION : MISE EN LUMIERE DE L'IMPORTANCE DU CONTEXTE

C'est bien à travers les différents cas d'application de l'ACV que son potentiel et ses limites s'expriment le plus. L'intérêt et l'efficacité des développements méthodologiques doivent donc être confrontés aux besoins applicatifs. Pour ce faire, en s'appuyant sur la rétrospective proposée par Zimek et al. (2019), l'évolution des cas d'usages est ici analysée pour identifier les limites méthodologiques de l'ACV associées.

Zimek et al. (2019) ont identifié 20 sujets/objets d'étude récurrents en ACV dans la base de données *Scopus* et ont étudié leur part dans la production scientifique au sein de cette base de données (Figure 6). Les objets les plus étudiés sont de natures différentes :

- les applications les plus répandues et généralistes : « *application related to sustainability* » et « *application related to products and processes* »,
- les objets concernant des domaines d'application spécifiques tels que les systèmes énergétiques, les infrastructures, le transport ou encore la gestion des déchets,
- les développements méthodologiques concernant d'une part la méthodologie ACV de manière générale « *LCA methodology* » et d'autre part, un point méthodologique particulier qu'est l'évaluation des impacts « *life cycle impact assessment* ».

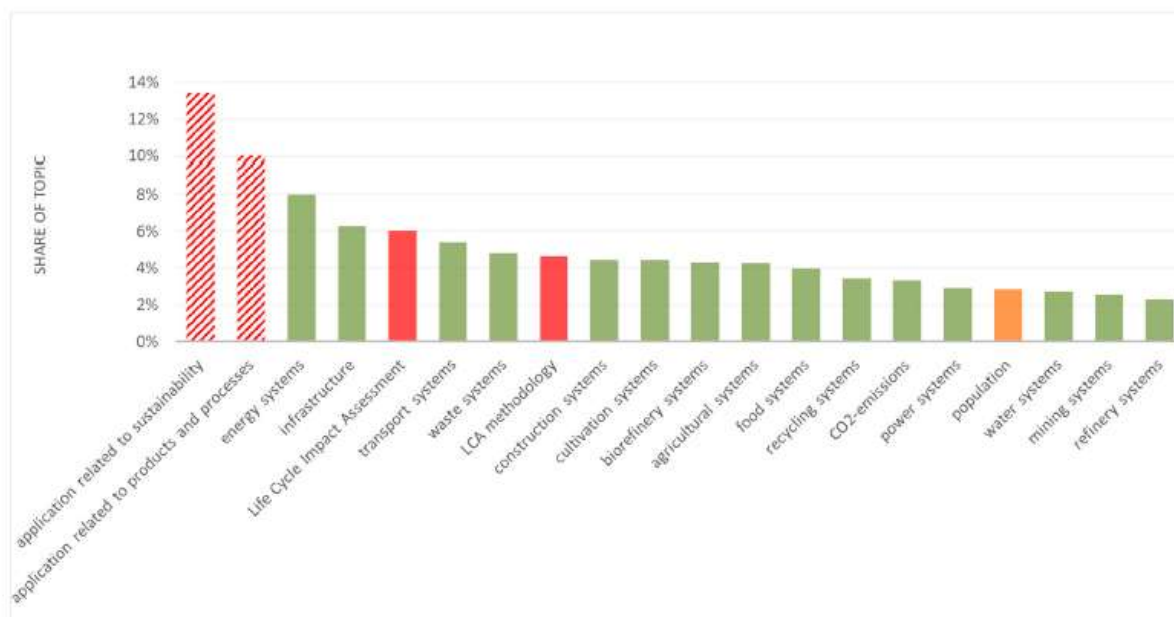


Figure 6 : Graphique représentant la part des 20 sujets récurrents dans la littérature sur l'ACV issue de Zimek et al. (2019) (histogramme rouge rayé = application spécifique de l'ACV; histogramme rouge = méthodologie; histogramme vert = objets d'étude; histogramme orange = sujet social)

Une grande majorité des ACV publiées étudie donc des procédés et produits courants et ne concerne pas spécifiquement un domaine d'application. La plupart de ces types d'ACV n'a pas de portée stratégique forte mais uniquement une ambition de comparaison entre différentes alternatives ou encore un objectif de validation d'un développement méthodologique particulier via un cas d'application *lambda*. Lorsque les cas d'application de l'ACV ont une portée stratégique plus forte, ils peuvent être vus comme appartenant à un domaine d'application précis et peuvent être mis en perspective au regard des autres ACV appliquées à ce domaine. Fréquemment, ce type d'ACV a pour ambition de fournir des éléments de réflexion prospectifs notamment dans le domaine de l'énergie, du transport et de l'agriculture. C'est dans ces cas précis que la prise en compte des éléments de contexte apporte une compréhension supplémentaire du comportement possible du système étudié dans son environnement (prise en compte du comportement des utilisateurs, réaction des marchés économiques, conséquences de l'évolution des politiques publiques, contraintes territoriales, etc.) et améliore « l'interprétabilité » des résultats d'ACV.

### 2.3. CONCLUSIONS

Examiner l'ACV sous l'angle de l'épistémologie m'a offert la possibilité de mettre en perspective son sens et ses valeurs au regard de ses usages et de son potentiel de développement. Cette méthodologie d'évaluation environnementale pleine de promesses connaît actuellement un renouveau méthodologique permis par une prise de conscience

de l'importance de repositionner l'objet d'étude dans son environnement et non l'en isoler pour mieux évaluer ses impacts environnementaux. La communauté scientifique de l'ACV a voulu historiquement s'extraire de nombreuses complexités telles que la modélisation de l'environnement et des interrelations entre l'environnement et l'objet d'étude pour proposer une approche simplifiée et étendre sa pratique. La pratique de l'ACV avait ainsi quelque peu perdu le sens du réel concernant notamment l'évaluation de certains objets d'étude très ancrés dans leur environnement/contexte et l'usage d'une telle évaluation dans le cadre d'un processus décisionnel (publique). Re-spatialiser/re-contextualiser l'objet d'étude et donc par extension l'ACV est un véritable challenge car il sera parfois nécessaire de déconstruire ses fondements méthodologiques pour mieux saisir l'essence et la portée de ces nouveaux enjeux. Le préfixe « re » porte donc ici tout son sens.

### 3. LA SPATIALISATION DE L'ACV : UN MAL SUFFISANT ?

« Aucune carte du monde n'est digne d'un regard si le pays de l'utopie n'y figure pas »

*L'Ame de l'homme sous le socialisme (1891), Oscar Wilde*

L'analyse épistémologique m'a permis de formaliser la confrontation entre l'ambition holistique affichée de l'évaluation environnementale, plus particulièrement de l'ACV, et ses limites vis-à-vis de cette ambition dans sa théorisation et sa mise en pratique. Ma compréhension de l'ACV, initiée lors de mon stage précédant ma thèse, s'est vite heurtée à cette contradiction. Dès lors, mes premiers travaux en tant que doctorante puis chercheuse se sont focalisés sur l'intégration de l'information spatiale en ACV que j'ai coutume d'appeler « spatialisation » ou encore « différenciation spatiale » comme tentative de prise en compte du contexte (spatial) dans l'évaluation environnementale.

### 3.1. QU'ENTEND-T-ON PAR SPATIALISATION ?

#### 3.1.1. DEFINITION DE LA SPATIALISATION

Un des premiers challenges que j'ai rencontrés a été de formaliser ce que pouvait signifier le terme « spatialisation » et son application en ACV pour légitimer l'existence de ce front de science et la pertinence de s'en saisir. A travers les différents travaux que j'ai menés, que cela soit au travers de ma thèse, des projets de recherche ou même de l'encadrement de travaux de thèse, la première tâche a consisté en l'explicitation du terme. Aujourd'hui, je propose comme définition des termes « spatialisation » ou « différenciation spatiale » de l'ACV : « l'intégration de l'information spatiale en ACV que cela soit pour définir le système et ses frontières, déterminer l'unité fonctionnelle, construire l'inventaire, quantifier les impacts environnementaux ou interpréter les résultats ». Il s'agit de positionner l'objet étudié dans un cadre spatial. J'assume cette définition qui est sciemment large afin de n'exclure aucune tentative de prise en compte de l'information spatiale en ACV. Je propose une distinction entre la pratique et la recherche concernant la spatialisation en ACV, la première légitimant la seconde et la seconde apportant du formalisme à la première. Dans la pratique, un grand nombre d'ACV intègre des informations spatiales dans la définition du système et l'inventaire sans pour autant se revendiquer d'une quelconque « spatialisation » de l'ACV, cette intégration étant jugée naturelle et pertinente selon le cas d'étude. Dans un sens, on pourrait même considérer que toutes le font, en choisissant, par exemple, lors de l'étape d'inventaire un mix énergétique représentatif du territoire d'étude. Or, comme le cadre de l'ACV n'est pas formellement adapté à une intégration plus poussée de l'information spatiale, soit les praticiens s'arrêtent rapidement dans cette prise en compte de l'information spatiale avec une plus ou moins grande frustration ou bien ils proposent des développements adaptatifs de l'ACV afin de considérer l'information spatiale et dès lors, la spatialisation devient un champ de la recherche en ACV.

Il est à noter que dans la littérature scientifique internationale en langue anglaise, on retrouvera le terme *spatialisation*, *spatial differentiation* mais également *spatially-explicit* et *regionalisation*. Le terme *regionalisation* me semble peu adapté pour exprimer la

spatialisation de l'ACV car, à mon sens, il représente une précision du terme plus générique par rapport au terme *spatialisation*. Devant la confusion des termes, je propose une distinction de définition entre une spatialisation par localisation et une spatialisation par régionalisation respectivement *location* et *regionalisation* en anglais. La localisation est une spatialisation relativement précise où le praticien apporte une information géoréférencée soit sous forme de point ou de polygone. La régionalisation est une spatialisation basée sur une approche par archétypes spatiaux qui représentent une zone dont les limites sont plus ou moins floues et dont certaines caractéristiques sont jugées homogènes telle qu'une unicité politique, organisationnelle et décisionnaire avec pour exemple une ville, un pays ou un territoire, ou encore une unicité environnementale basée sur une homogénéité climatique ou morphologique avec pour exemple un bassin versant ou une zone urbaine (cf. Figure 7).

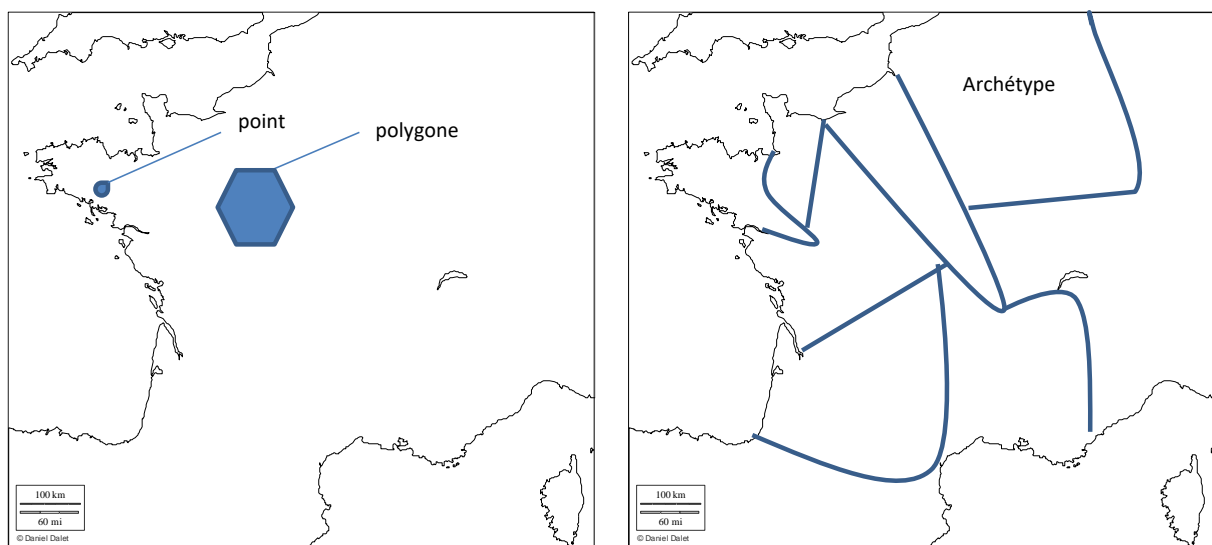


Figure 7 : Représentation de la localisation par point et polygone et de la régionalisation par archétype

### 3.1.2. POURQUOI SPATIALISER ?

Les définitions étant posées, les raisons de la pertinence et même parfois la nécessité de la spatialisation de l'ACV doivent être précisées. La section 2.2 de ce document a permis d'éclairer un certain nombre de ces raisons. Elles sont multiples et concernent les différentes étapes de l'ACV notamment la définition des frontières du système, de sa fonction et de son unité fonctionnelle et de la caractérisation des impacts. Si on s'extrait de ces raisons légitimes mais spécifiques aux étapes de l'ACV et qu'on change de focale pour dé-zoomer, la principale raison est de poursuivre l'espoir que la spatialisation de l'ACV pourrait accroître la portée opérationnelle des résultats en améliorant la précision, la représentativité, l'appropriation et l'usage des résultats par les décideurs. Sur la base de cette raison non-équivoque, les travaux de spatialisation apparaissent justifiés même s'ils induisent une augmentation de la complexité de la pratique de l'ACV que cela soit tant dans sa méthodologie que dans sa mise en œuvre. Or sommes-nous certains que la



spatialisation de l'ACV détient le potentiel d'amélioration de la qualité des résultats qu'on lui donne ? Est-ce que nous nous rapprocherions de la réalité ? L'ACV doit-elle tenir cette promesse de vérité ? Les efforts d'intégration de l'information spatiale en ACV seront-ils vains ? Poursuivons-nous donc une utopie plutôt qu'un espoir ?

Cette cascade de questions « existentielles » met en évidence la complexité de la légitimation de ce front de science qu'est la spatialisation de l'ACV puisque finalement pour obtenir les réponses à cette question, il faut être capable de spatialiser et d'attester d'une diminution d'écart entre les résultats d'ACV spatialisée et la réalité. Or ce dessein de validation empirique est voué à l'échec car si nous connaissions la réalité nous n'aurions pas besoin d'essayer de nous en approcher. Cette réflexion quelque peu « philosophique » nous amène à reconsidérer la question par la négative : qu'aurions-nous à perdre en termes de qualité de pratique et de résultats d'ACV si nous mettions en œuvre la spatialisation ? En d'autres termes, quels gains en attendre au regard du coût de sa mise en œuvre ? Je propose d'apporter des éléments de réponse à ce questionnement et de l'étendre au concept de contextualisation au terme de ce mémoire.

## 3.2. COMMENT ET QUOI SPATIALISER ?

### 3.2.1. SPATIALISER OUI MAIS QUELS OBJETS ?

Prenons le parti que la spatialisation peut être vue comme un champ de recherche légitime au sens où sa mise en œuvre ne dégraderait pas la qualité de la pratique et des résultats ACV attendus. Il convient alors d'identifier les systèmes pour lesquels la spatialisation de l'ACV fait sens afin de rationaliser les efforts de développement méthodologique.

De manière relativement évidente, les systèmes concernés sont ceux pour lesquels l'emprise spatiale est indubitable et dont la définition et la circonscription ne peuvent se passer d'une telle considération. Deux types de systèmes font l'objet d'un tel besoin : les systèmes dits ancrés spatialement et les territoires.

Les systèmes ancrés spatialement sont des systèmes présentant des liens et des interrelations avec leur environnement spatial, ces liens et interrelations définissant l'essence même du système. En d'autres termes, ce sont des systèmes dont la définition-même dépend du contexte géographique. Ces systèmes peuvent, par exemple, relever de la mobilité, de la production d'énergie renouvelable, de l'agriculture, de l'aménagement du territoire ou encore de la gestion des déchets. Ces systèmes présentent la caractéristique principale d'être en relation extrêmement forte avec leur contexte géographique. Dès lors, leur modélisation, pour être pertinente, ne pourra se soustraire d'une considération du couple système/contexte géographique.

Les territoires quant à eux sont des systèmes qui par nature se définissent en partie par leurs caractéristiques géographiques. Ce ne sont pas des systèmes conventionnellement évalués par l'ACV même si des cas d'études existent et leurs méthodologies d'évaluation se formalisent (Beaussier et al. 2022; Loiseau et al. 2018; Loiseau et al. 2013). Pour ces systèmes, la question ne se résume pas à « comment intégrer des informations spatiales » mais « comment évaluer ces systèmes spatiaux par essence ».

Ces deux types de systèmes (les systèmes dits ancrés spatialement et les territoires) se révèlent donc très différents et leur évaluation par l'ACV ne présentera pas les mêmes types de défis. Mes travaux se sont concentrés sur les systèmes ancrés spatialement avec notamment comme objectif de mieux prendre en compte les liens entre le système et son environnement spatial pour mieux définir ses frontières, sa fonction et son unité fonctionnelle. Par ailleurs, selon les flux de substances émises tout au long du cycle de vie de ces systèmes, il peut y avoir un intérêt à spatialiser le calcul de certaines catégories d'impact et notamment les impacts dont la portée des effets est relativement locale tels que l'eutrophisation ou encore la toxicité humaine.

Un type de système particulier et suffisamment complexe m'a permis d'étudier et de développer la spatialisation de l'ACV, il s'agit des filières. Selon Morvan (1991), « une filière de production est une succession d'opérations de transformation dissociables entre elles et liées par des enchaînements techniques. Ces opérations donnent lieu à un ensemble de relations économiques et commerciales, qui débouchent elles-mêmes sur des stratégies de la part des acteurs de la filière ». Je me suis plus particulièrement intéressée aux filières de valorisation, c'est-à-dire à celles qui ont pour objectif de tirer de la valeur d'un résidu qui possède *a priori* peu de valeur au départ. Ces filières ont, le plus souvent, la particularité d'être très dépendantes du contexte géographique en ce qui concerne le type de résidu et le type de valorisation possible.

La filière de méthanisation illustre bien ces enjeux d'ancrage spatial concernant l'origine des résidus qu'elle traite et des possibles valorisations des produits qu'elle génère. La méthanisation est un procédé de dégradation de la matière organique en condition anaérobie. A l'issue de ce procédé, deux produits sont obtenus : un biogaz constitué majoritairement d'un mélange de CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub> et un digestat solide-pâteux riche en éléments fertilisants (azote et phosphore). Intégré à une filière <sup>1</sup>, le procédé de méthanisation présente l'avantage de permettre le traitement de la matière organique résiduelle des territoires (déchets alimentaires, déchets d'agro-industries, résidus de cultures, déjections d'élevage, déchets verts, boues de station d'épuration etc.) pour faciliter sa valorisation (épandage ou export du digestat) tout en produisant un biogaz valorisable sous forme d'énergie (gaz, électricité, chaleur) (cf. Figure 8).

---

<sup>1</sup> On parlera de **filière méthanisation** quand le système considéré ira de la collecte des déchets en passant par leur traitement par différents procédés dont la méthanisation et jusqu'à la valorisation de ces produits, biogaz et digestat.

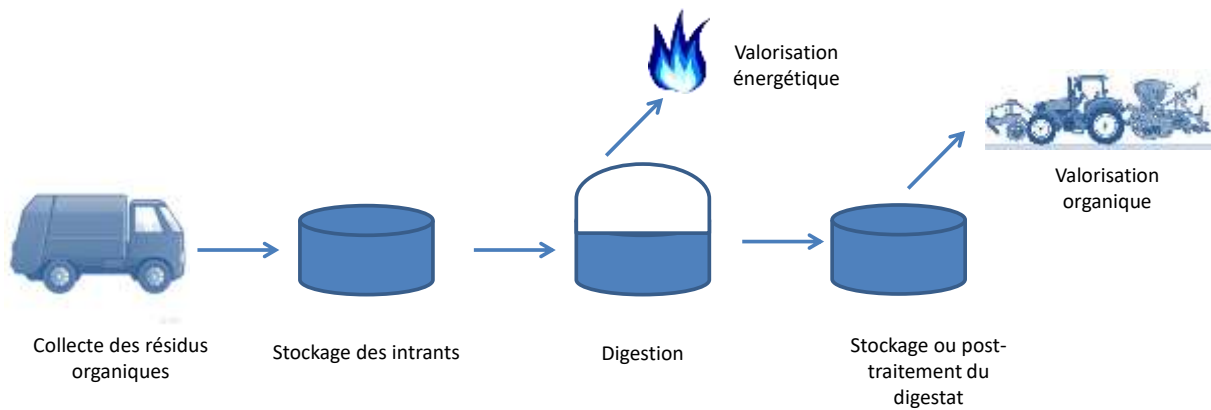


Figure 8 : Schéma de la filière méthanisation

Le *design* de ces filières est extrêmement dépendant de caractéristiques spatiales/territoriales telles que la disponibilité de gisements de déchets, la présence d'exutoire pour le biogaz et le digestat, le modèle d'affaires selon le type de territoire (urbain, rural ou péri-urbain), la dynamique territoriale sur la gestion des déchets, etc. (Figure 9).

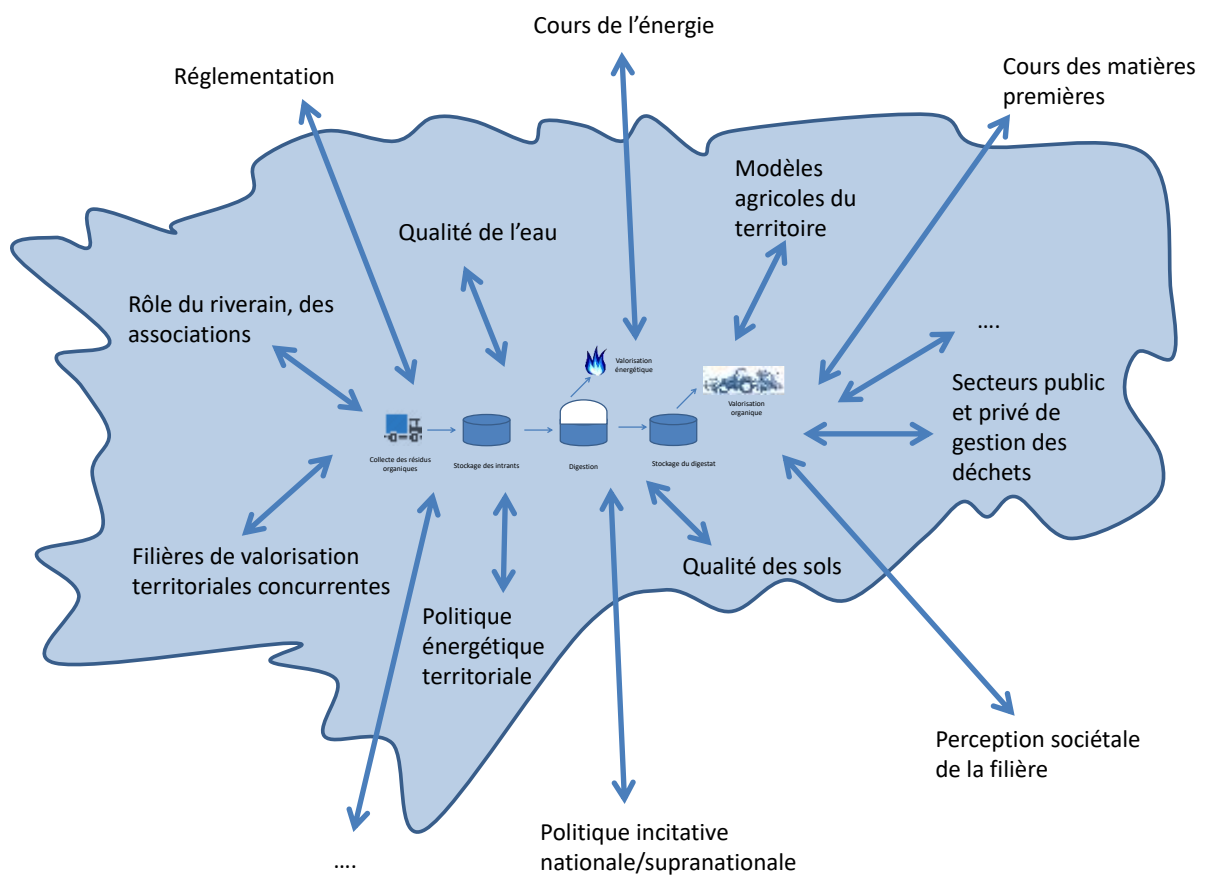


Figure 9 : Schéma des interactions possibles entre la filière méthanisation, son territoire d'implantation et son contexte plus large

L'évaluation environnementale de cette filière présente alors de véritables enjeux de spatialisation. Repositionner la filière dans son cadre spatial est indispensable pour définir ses objectifs, ses besoins, ses limites et évaluer ses impacts. Dès lors, une grande partie de mes développements méthodologiques (Aissani et al. 2013; Aissani et al. 2017b; Aissani et al. 2019; Aissani et al. 2022; Avadí et al. 2020; Guitton and Aissani 2016; Laurent et al. 2016; Prudhomme et al. 2011) a été appliquée à l'évaluation des performances environnementales de cette filière dans le contexte plus général d'atténuation des gaz à effet de serre (valorisation du biogaz), d'économie circulaire (boucle des nutriments) et de diversification des revenus agricoles.

### 3.2.2. LA SPATIALISATION AU COURS DE L'ETAPE D'EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

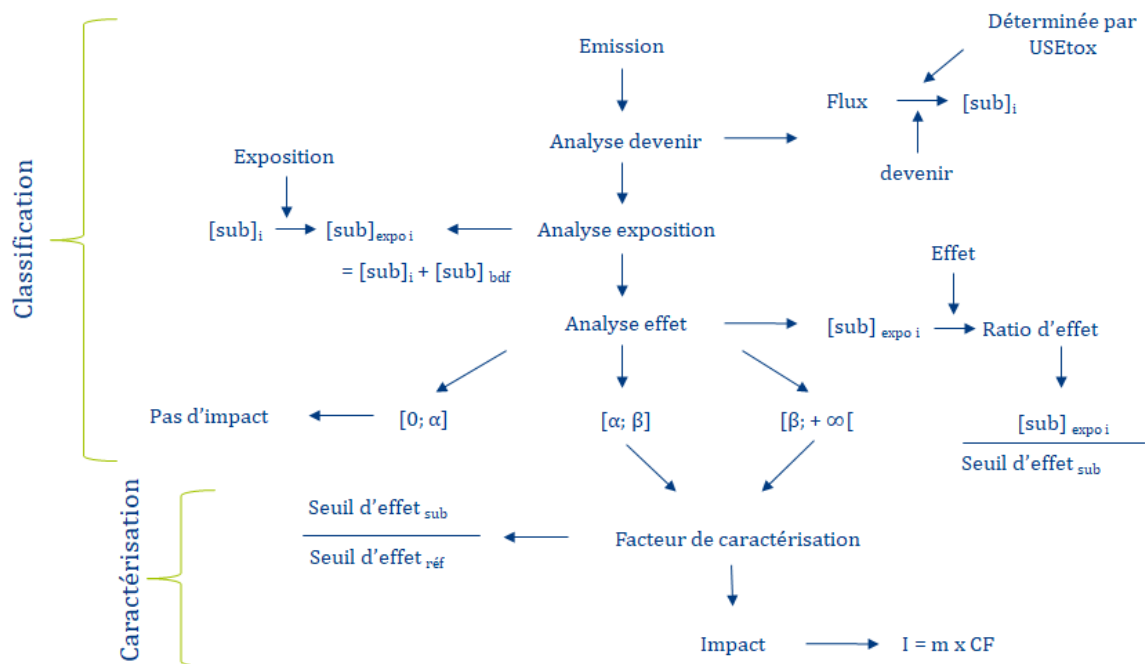
Comme mentionné dans la section 2.2.3, une des étapes de l'ACV qui se prête le plus à cette spatialisation est l'étape d'évaluation des impacts. Potting and Hauschild (1997) ont attiré l'attention sur le manque d'information spatiale dans l'élaboration des facteurs de caractérisation des impacts, ce manque étant considéré comme délétère pour une évaluation « réaliste » des impacts potentiels dont l'occurrence et l'intensité peuvent être fortement impactées par le contexte géographique. C'est donc en particulier pour les impacts locaux tels que l'eutrophisation et la toxicité que l'information spatiale apparaît nécessaire à leur quantification. Ces catégories d'impacts se révèlent être également porteuses d'enjeux dans l'étude des filières et procédés de valorisation des résidus organiques. C'est donc sur ces catégories d'impacts qu'ont porté en premier lieu mes travaux de spatialisation. A l'issue de ces expériences, j'ai travaillé au développement complet d'un indicateur permettant de spatialiser l'évaluation de l'impact odeur en ACV. Dans ce mémoire, je ne décris pas de manière équitable l'ensemble de ces travaux. En effet, je propose une description plutôt ramassée des travaux sur les impacts toxicité et eutrophisation. Je fais une description plus détaillée des avancées sur la construction de l'indicateur odeur afin de mettre en lumière ce travail plus abouti et structurant en termes de spatialisation de l'étape d'évaluation.

#### 3.2.2.1. SPATIALISATION DE L'EVALUATION DE LA TOXICITE VIA LA MODELISATION DU DEVENIR

Mes travaux de thèse ont porté sur l'intégration des paramètres spatiaux dans l'évaluation des impacts locaux et notamment la toxicité où j'ai initié cette réflexion sur l'usage de modèles de devenir (Aissani 2008). Dans le cadre de ma thèse, j'ai utilisé le modèle *USES-LCA* (Huijbregts et al. 2005) qui s'avéra rapidement obsolète face au nouveau modèle *Usetox* plus consensuel développé en 2008 (Rosenbaum et al. 2008).

Les travaux de thèse de Mathilde Marchand, que j'ai encadrés, nous ont permis d'explorer l'usage de *Usetox* pour calculer la concentration à l'équilibre d'une substance au regard de la localisation de son lieu d'émission et pour prendre en compte les caractéristiques

géographiques des différents compartiments de réception pour le calcul de son impact (Marchand et al. 2013). C'est par le biais d'une approche risque, en d'autres termes en considérant des effets seuils, qu'un cadre conceptuel a été proposé (Figure 10).



**Légende :**

$[sub]_i$  : concentration de la substance émise dans le compartiment environnemental  $i$  ;  $[sub]_{expo i}$  : concentration d'exposition dans compartiment  $i$  ;  $[sub]_{bdf}$  : concentration bruit de fond ; seuil d'effet  $_{sub}$  : seuil d'effet de la substance émise ;  $\alpha$  et  $\beta$  : facteurs de classification ; seuil d'effet  $_{réf}$  : seuil d'effet de la substance de référence ;  $I$  : impact ;  $m$  : masse et  $CF$  : facteur de caractérisation

Figure 10 : Cadre conceptuel d'usage de Usetox pour le calcul de l'impact toxicité selon une approche risque (Marchand 2013)

L'objectif de ces travaux était de tester la pertinence du modèle imbriqué (*nested model*) *Usetox* comme moyen de spatialisation de l'émission et du calcul de l'impact associé. L'usage adapté de *Usetox* via la réduction de la taille des boîtes et l'utilisation de données géographiques *Corine Land Cover*, s'est révélé convaincant pour la spatialisation de l'impact toxicité. En effet, la spécificité de cet impact repose sur une émission très localisée avec probablement des effets locaux mais également des effets à plus grande échelle. Dès lors, le modèle de spatialisation à utiliser a tout intérêt à permettre la prise en compte de ces deux échelles d'effet, ce que fait finalement relativement bien un modèle imbriqué tel que *Usetox*.

### 3.2.2.2. SPATIALISATION DE L'IMPACT EUTROPHISATION VIA LA PRISE EN COMPTE DE LA SENSIBILITE SPATIALE

*A contrario* dans le cas de l'impact eutrophisation (dégradation de la qualité de l'eau du fait d'un bloom algal permis par l'enrichissement des eaux en nutriments azotés et/ou phosphorés), l'enjeu de sa quantification spatialisée repose notamment sur la prise en compte de la sensibilité spatiale à cet impact. Afin de considérer cette sensibilité, la

question de la résolution spatiale la plus appropriée se pose alors. On parlera de résolution native pour la résolution à laquelle le calcul et la spatialisation de l'impact apparaissent les plus pertinents et réalisables. La résolution native peut prendre deux formes : une dimension spatiale (longueur, surface, etc.) ou des objets spatiaux de fonctionnalité définie, mais de taille variable (zone administrative, etc.). Pour l'impact eutrophisation, la résolution native est sous la forme « objet » : le bassin versant. Le bassin versant étant un concept qui peut regrouper de très grands ou des petits bassins versants, nous avons choisi de travailler sur la base du découpage proposé par Pella et al. (2006) à l'échelle de la France métropolitaine en utilisant les objets appelés secteurs hydrographiques et masses d'eau côtières et de transition (Figure 11).



Figure 11 : Carte des secteurs hydrographiques en France métropolitaine et la Corse (à gauche) et des masses d'eau côtières et de transition pour l'ouest de la France (à droite)

La sensibilité spatiale a été évaluée à ces échelles en utilisant une approche de type *proxy* (Aissani and Nitschelm 2019). Le *proxy* est une façon d'appréhender un phénomène complexe en considérant seulement un indicateur ou une combinaison d'indicateurs permettant d'estimer le phénomène de manière indirecte ou dérivée. Un *proxy* pertinent est un proxy pour lequel on estime que la corrélation avec la variable principale ou le phénomène étudié est bonne. Dans le cadre du calcul d'un impact eutrophisation spatialisée, nous avons basé notre approche de type *proxy* sur le calcul d'un facteur de sensibilité (SF) pondérant le potentiel d'eutrophisation (EP) du facteur de caractérisation (CF) la méthode CML-IA :

$$CF_{i d} = EP_i \times SF_d$$

où CF est le facteur de caractérisation ; EP le potentiel d'eutrophisation ; SF le facteur de sensibilité ; i la substance ; d le milieu récepteur à l'échelle du secteur hydrographique.

Le SF est calculé par la fréquence de dépassement de seuil de bon état écologique, ce dernier étant mesuré par la concentration en chlorophylle-*a* et phéopigments des cours d'eau, en période productive. Les données de concentrations utilisées pour les secteurs

hydrographiques proviennent des stations de monitoring de la qualité de l'eau présentes sur le territoire métropolitain. Quant aux données pour les masses d'eau côtières et de transition, elles proviennent du projet PREVIMER de l'Ifremer qui a permis via l'utilisation d'images satellitaires de construire une correspondance entre couleur de l'eau et concentration en chlorophylle-*a*.

La fréquence de dépassement est calculée au sein d'un même secteur hydrographique pour l'eau douce et pour les masses d'eau côtières et de transition (Figure 12). Une distinction est faite concernant les substances contributrices à l'impact : seules les substances azotées sont considérées pour le calcul de l'eutrophisation marine, et *a contrario*, seules les phosphatées sont considérées pour l'eutrophisation d'eau douce. Cette distinction, quoique réductrice pour certaines masses d'eau est satisfaisante dans le cas de cette première approche de spatialisation de l'indicateur eutrophisation via la prise en compte de la sensibilité territoriale. Le calcul du SF est différent pour l'eutrophisation d'eau douce ( $SF_{fw}$ ) et l'eutrophisation marine ( $SF_M$ ) :

$$SF_{fw} = f_{hydrographic\ sector} = \frac{\text{number of measures with a concentration} > 60\mu\text{g/l}}{\text{total number of measures for concerned hydrographic sector}}$$

où  $SF_{fw}$  est le facteur de sensibilité à l'eutrophisation d'eau douce ; *f* est la fréquence de dépassement de seuil par secteur hydrographique.

$$SF_M = f_{coastal} \times \left(1 - \frac{\text{distance}}{\text{distance max}}\right)$$

où  $SF_M$  est le facteur de sensibilité à l'eutrophisation marine ;  $f_{coastal}$  est la fréquence de dépassement de seuil par masse d'eau côtière et de transition ; *distance* est la distance entre le secteur hydrographique où se produit l'émission et l'exutoire marin ; *distance max* est la plus grande distance calculée entre un secteur hydrographique et son exutoire marin en France métropolitaine.

Cette expertise que j'ai construite autour de l'impact eutrophisation a été mobilisée dans le cadre de l'expertise scientifique collective (ESCO) CNRS, INRA, Irstea et IFREMER via la coordination du chapitre Evaluation des flux de N et P issus de l'activité humaine vers le milieu aquatique et méthodes d'évaluation de l'impact d'eutrophisation résultant (Aissani et al. 2017a).

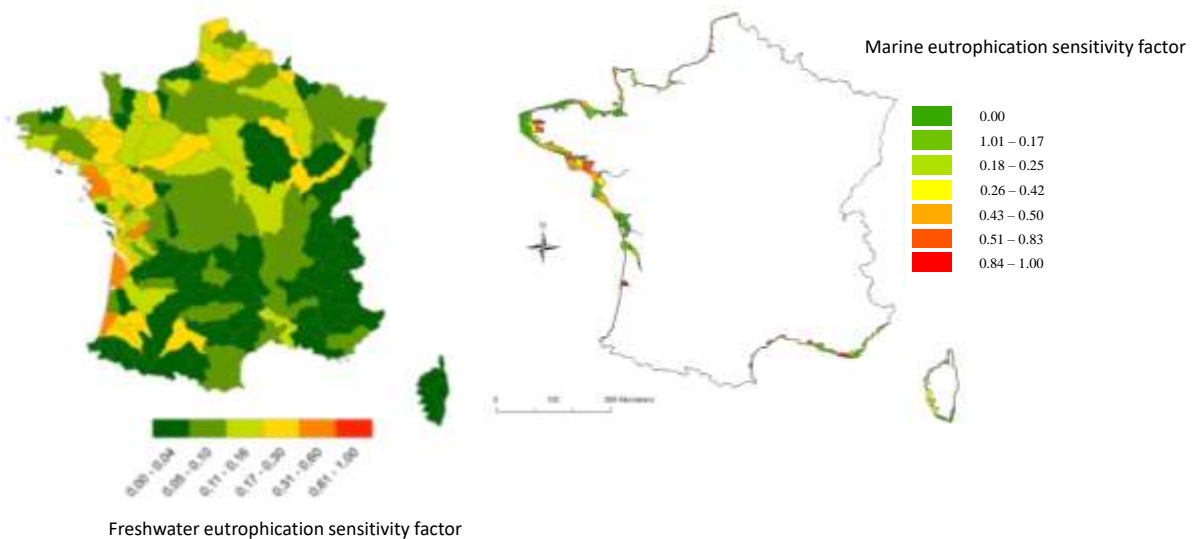


Figure 12 : Carte des facteurs de sensibilité à l'eutrophisation à l'échelle du secteur hydrographique pour l'eutrophisation d'eau douce (à gauche) et à l'échelle des masses d'eau de transition côtières pour l'eutrophisation marine (à droite) (Aissani and Nitschelm 2019)

### 3.2.2.3. LE DEVELOPPEMENT D'UN INDICATEUR ODEUR SPATIALISE

La spatialisation permet également d'envisager le développement d'indicateurs d'impact inexistant en ACV tels que les odeurs. Le développement de l'indicateur odeur en ACV a été réalisé en deux temps : une première approche dans le cadre de la thèse de Mathilde Marchand et un travail plus finalisé dans le cadre du projet de recherche ODEVAL. Dans le cadre de la thèse de Mathilde Marchand que j'ai encadrée, il s'agissait d'un travail exploratoire de construction de l'indicateur odeur en utilisant le modèle *Usetox* pour calculer la concentration à l'équilibre de la substance émise qui a été ensuite utilisée en comparaison au seuil olfactif pour déterminer l'occurrence de l'impact odeur (Marchand et al. 2013). Bien que ce travail ait été jugé pertinent par les pairs, j'ai pris le parti d'explorer une toute nouvelle approche de cet impact dans le projet ODEVAL, où la différenciation spatiale est placée au cœur du développement.

Le projet ODEVAL, au sein duquel j'ai coordonné 2 lots, a été l'occasion d'encadrer le travail d'une post-doctorante, Amandine Foulet, et de commencer une collaboration fructueuse avec Pierre Thiriet, expert en modélisation spatiale. Le travail décrit ci-dessous est donc le fruit de ce travail d'équipe interdisciplinaire entre ACV, géographie physique et dispersion atmosphérique. Il a mené à une publication soumise<sup>2</sup> et une carte interactive disponible librement sur internet <http://odour-indicator-odeval.transform.inrae.fr/#/>.

Cette nouvelle approche s'est appuyée sur trois étapes : i) la détermination du devenir de la substance après émission (*fate factor (FF)*) (Foulet et al. 2018b) et de l'exposition

<sup>2</sup> Foulet, A., Thiriet, P., Bioteau, T. & Aissani, L. (2023). Spatially explicit methodology for a new indicator in life cycle assessment.



résultante (*exposure factor (XF)*) (Foulet et al. 2018c) par le recours à un modèle de dispersion, ii) la détermination de l'*intake fraction (iF)* qui est obtenu en calculant le produit des facteurs FF et XF et iii) la construction d'une base de données de seuils olfactifs et des facteurs d'effet associés pour 69 substances (*effect factors (EF)*) (Foulet et al. 2018a). L'indicateur odeur spatialisé obtenu (SEOP) est alors pour une substance *i* et un lieu d'émission *p* :

$$SEOP_{i,p} = CF_{i,p} = EF_i \cdot iF_p$$

Concernant la détermination du devenir de la substance, les modèles atmosphériques gaussiens de dispersion sont les plus usités et les plus aisés pour fournir une estimation de la concentration d'une substance après émission (Capelli et al. 2013). Ces modèles sont basés sur des équations intégrant les processus complexes de turbulence et de terrain. La dispersion de l'odeur peut être représentée par un panache qui évolue dans le temps et l'espace (Figure 13).

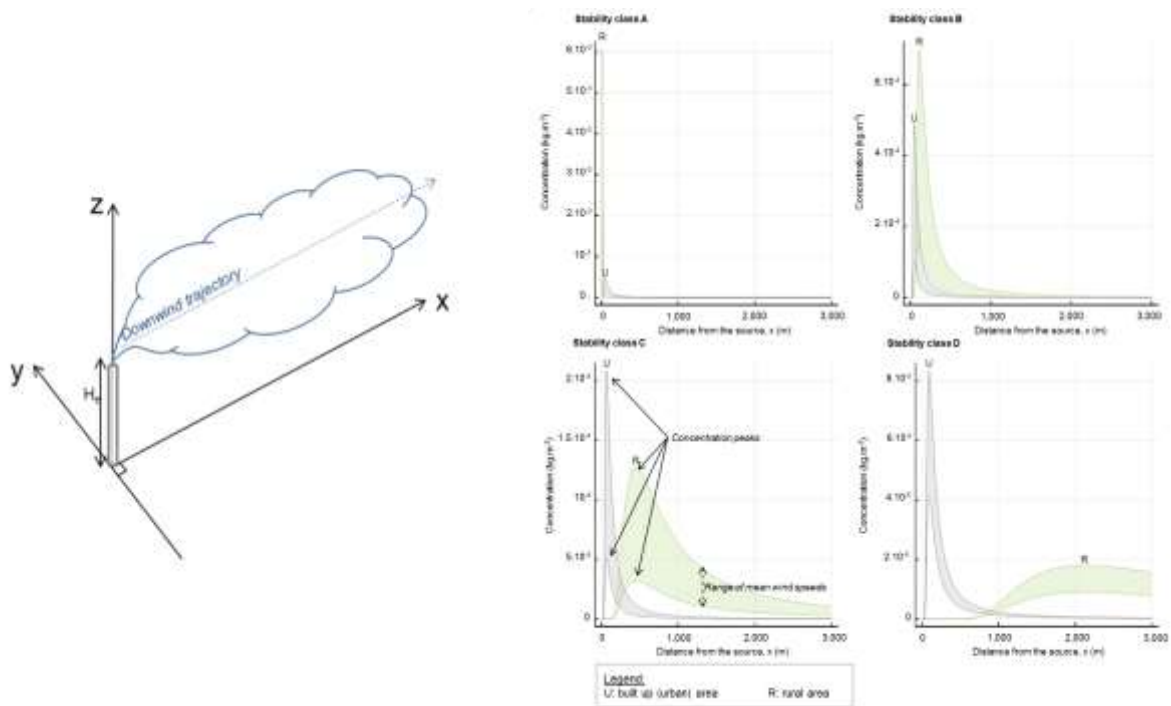


Figure 13 : Schéma illustrant la dispersion de composés odorant (plume) après émission dans l'atmosphère (à gauche) et une idée de la diversité des profils gaussiens obtenus selon les caractéristiques spatiales (à droite)

Le modèle de dispersion atmosphérique utilisé dans ces travaux suit la direction du vent (axe  $x$ ) mais s'étend également sur l'axe horizontal  $y$  et vertical  $z$  et repose sur l'équation gaussienne suivante :

$$C(x, y, z, t) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[ \exp\left(-\frac{z-H_e}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{z+H_e}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

où  $C$  est la concentration selon les axes  $x$ ,  $y$  et  $z$  ;  $Q$  est le taux d'émission (débit) ;  $v$  est la vitesse du vent ;  $H_e$  est la hauteur de la source d'émission ;  $\sigma_y$  et  $\sigma_z$  sont fonction de l'axe  $x$  (direction sous le vent) pour les zones rurales et urbaines respectivement développés par Pasquill (1974) et Briggs (1973).

Deux défis ont constitué cette réflexion sur le devenir. Le premier a été de spatialiser la gaussienne c'est-à-dire d'utiliser des valeurs spatialisées à la résolution native de  $1 \text{ km}^2$  pour les paramètres spatiaux que sont  $v$ ,  $\sigma_y$  et  $\sigma_z$  et ce à l'échelle de la planète. Le second a été d'interpréter de façon appropriée la courbe gaussienne pour élaborer le FF, le XF et l'iF. Deux données sont représentatives du phénomène de dispersion : la concentration maximale (pic de concentration ou  $C_{\text{peak}}$ ) et l'étendue de la dispersion ( $L$ ). Pour cette dernière, un calcul d'aire sous la courbe (AUC) a été proposé afin de couvrir 90% ( $\alpha$ ) de la dispersion (Figure 14).

$$\alpha = \frac{AUC_L}{AUC_\infty} \times 100$$

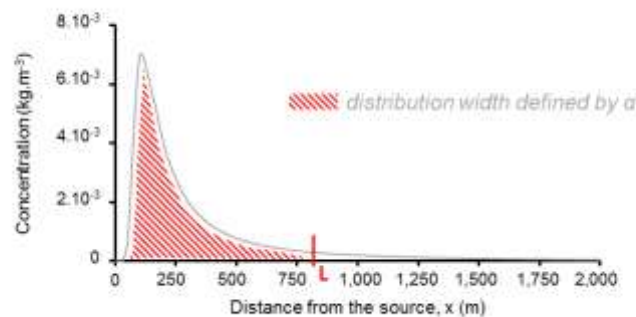


Figure 14 : Définition de l'étendue de la distribution de la concentration avec le paramètre  $\alpha$ , qui a été utilisé pour déterminer la distance maximum ( $L$ )

C'est par une approche de type logique floue (Zadeh 2008) que  $C_{\text{peak}}$  et  $L$  ont pu être prises en compte simultanément afin d'élaborer le FF dont la valeur est comprise entre 0 et 1 (Figures 15 et 16).

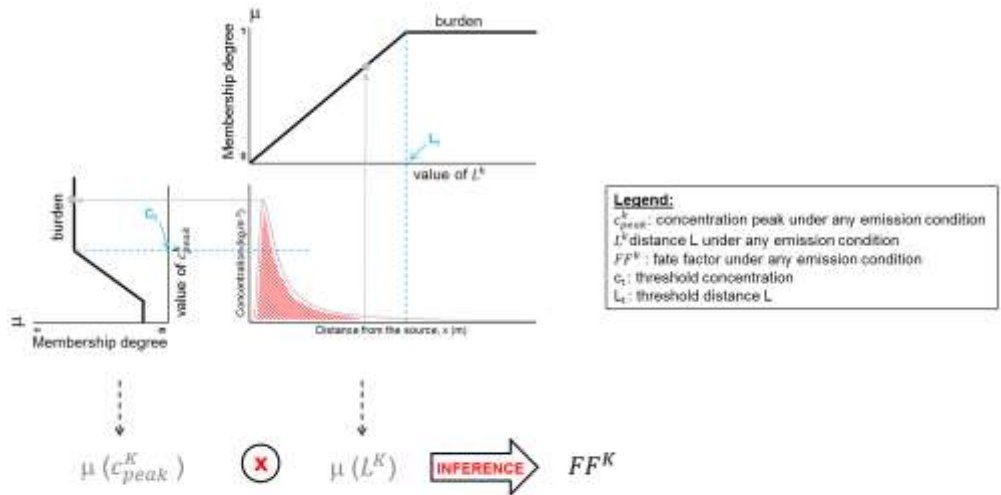


Figure 15 : Détermination du FF à partir d'une fonction d'appartenance de la concentration maximum et de la distance (L)

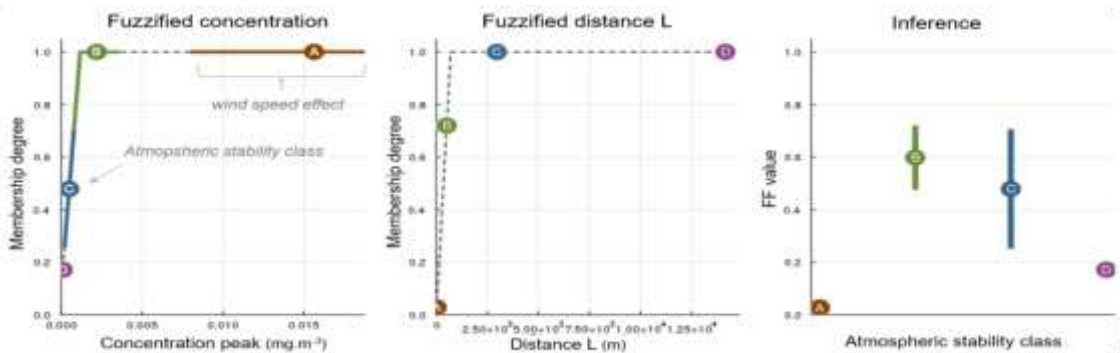


Figure 16 : Exemple des étapes de fuzzification et d'inférence pour déterminer les FF en utilisant la logique floue comme fonction de la concentration, de la distance (L) et des classes atmosphériques (A-D) pour un composé odorant émis à 10 m du sol en zone rurale

A l'issue de cette approche par logique floue, les FF sont déterminés pour chaque maille de 1 km<sup>2</sup> à l'échelle de la planète. Le XF est alors déterminé en utilisant la distance (L), le dénombrement de la population à la maille 1km<sup>2</sup> (EP) et les directions de vent.

$$XF = \frac{EP_L}{RP}$$

où  $XF$  est le facteur d'exposition ;  $EP_L$  est la population exposée dans l'aire de dispersion définie par L ;  $RP$  la population de référence définie comme la population maximum qui pourrait être exposée.

Il reste alors à réaliser le produit des cartes FF et XF pour obtenir l'iF (Figure 17).

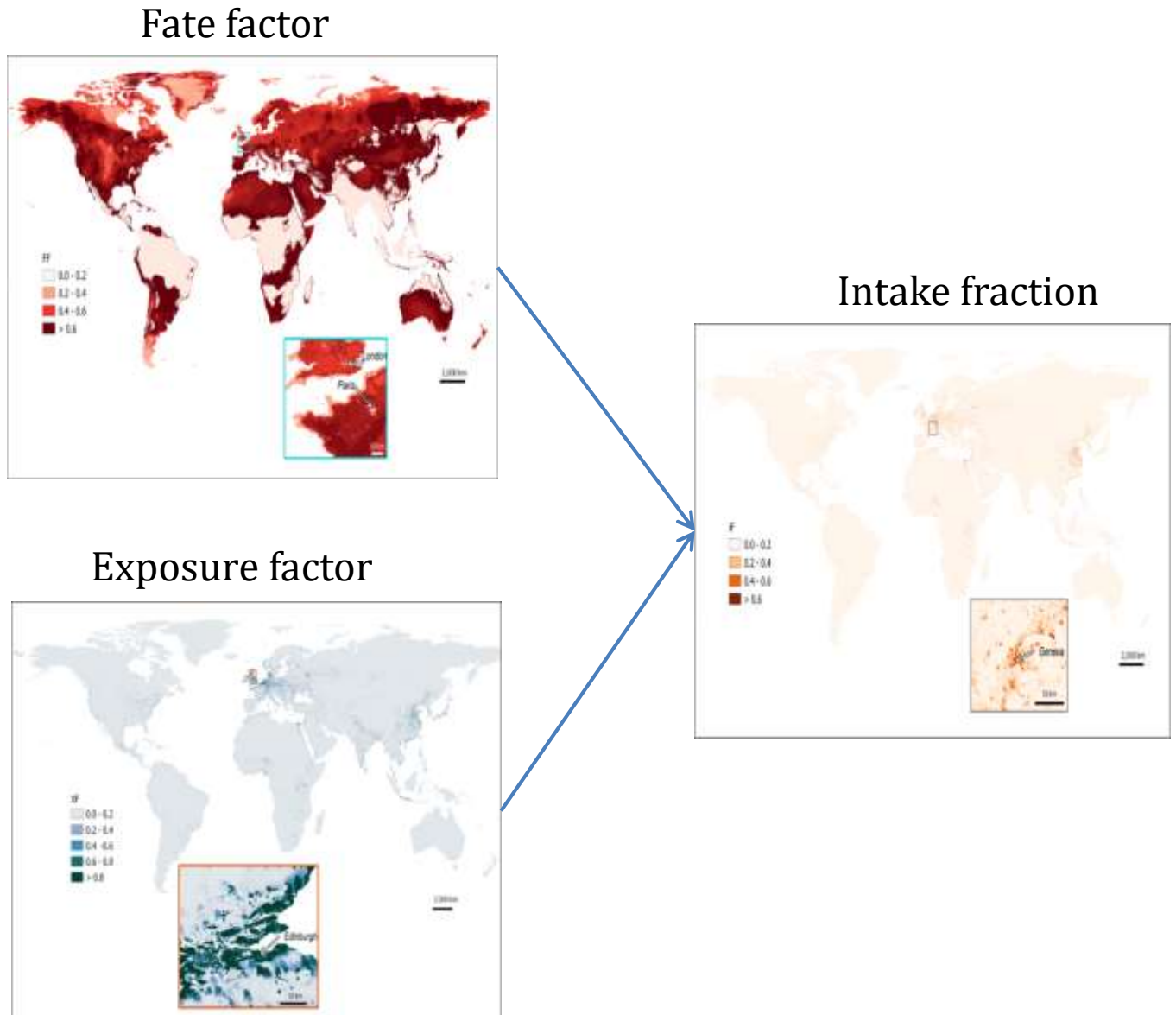


Figure 17 : Distribution spatiale des FF (en haut à gauche), des XF (en bas à gauche) et des iF (à droite) pour une émission à une hauteur de 10 m

Pour finaliser le calcul du facteur de caractérisation pour chaque substance, l'iF est multiplié par l'EF associé à chaque substance  $i$  qui est un ratio de seuils olfactifs (ODT) exprimé par kg équivalent d'une substance de référence, le sulfure d'hydrogène.

$$EF_i = \frac{\overline{ODT}_i}{\overline{ODT}_{H_2S}}$$

Une base de données des EF pour 69 substances a été créée sous VBA indiquant pour chacune des substances les seuils olfactifs et les coefficients de variation des EF obtenus.

Un travail d'identification de la sensibilité des résultats de FF au modèle de dispersion (distance  $L$  notamment) et à l'approche par logique floue (fonction d'appartenance notamment) a été mené.

Afin d'identifier le domaine de validité d'un tel indicateur et plus largement de tendre vers une démonstration de l'intérêt de la spatialisation, une dernière étape du travail a consisté à tester l'inversion entre deux valeurs de SEOP selon la distance entre deux sources d'émissions (5, 10, 50 ou 100 km) et selon la rugosité de la localisation de la source (urbain ou non), cette inversion traduisant l'impact de la spatialisation dans les résultats. Ce test de domaine de validité peut aussi être vu comme une sorte d'abaque aidant les praticiens de l'ACV à identifier la pertinence d'effort de spatialisation selon la distance de leurs sources d'émissions à comparer et leur contexte en termes de présence de bâtis.

Le travail de spatialisation des indicateurs est sans doute celui que j'ai trouvé le plus gratifiant en termes de méthodologie et d'opérationnalisation. Ces développements méthodologiques ont un côté laborieux car ils nécessitent un nombre important de données, y compris spatiales, une gestion rigoureuse de ces données spatiales et le recours à de la modélisation. Malgré cela, ils nécessitent à la fois de la créativité et de l'interdisciplinarité pour mettre en musique des disciplines spécifiques, telles que la géomatique, la dispersion et l'approche ACV. Une fois les indicateurs développés, leur mise en pratique est possible via des démonstrateurs (carte interactive et calculateur) pour l'impact odeur et des méthodes de caractérisation spatialisées importables pour l'impact odeur et eutrophisation sous le logiciel OpenLCA en capacité à prendre en charge de l'information spatiale pour le calcul des impacts.

### 3.2.3. LA SPATIALISATION POUR DEFINIR LES FRONTIERES ET FONCTIONS DU SYSTEME

Parallèlement à ces travaux de spatialisation de l'étape d'évaluation des impacts, j'ai entrepris une réflexion sur les besoins de spatialisation de la première étape de l'ACV, la définition du champ de l'étude, et plus spécifiquement lors de la définition des frontières du système étudié et de sa fonction. Cette réflexion a émergé suite à différentes ACV que nous avons menées sur les filières de valorisation des déchets et notamment la filière méthanisation. Comme décrit en section 3.2.1, la filière méthanisation a une double particularité : la première étant d'être multifonctionnelle (traiter des déchets, produire de l'énergie, produire un digestat) et la deuxième étant d'être très dépendante de son territoire d'implantation pour entre autres, la définition du modèle économique, des pratiques d'exploitation et des exutoires territoriaux pour l'énergie et le digestat. Dès lors, selon l'angle d'analyse et le focus mis sur une fonction particulière, les interprétations possibles des résultats de l'ACV sont divergentes (Aissani et al. 2013). De toute évidence, aucune de ces interprétations n'est ni tout à fait juste ni tout à fait fausse dans l'absolu mais dépendent de l'angle d'analyse. Par exemple, il nous a été possible de montrer pour un cas d'étude sur un territoire précis soit l'intérêt environnemental d'une synergie industrielle entre le site de méthanisation et un industriel local pour l'utilisation de la

chaleur issue de la cogénération du biogaz, soit l'intérêt environnemental du post-traitement du digestat en utilisant la chaleur issue de la cogénération du biogaz pour une étape d'évapo-concentration du digestat afin de le rendre facilement transportable et ainsi l'exporter hors du territoire. Ces deux scénarios d'usage du biogaz sont de fait incompatibles et vont rendre des services tout à fait différents au territoire. Nous observons ici un paradoxe puisque des vérités *a priori* contraires se retrouvent pour définir un même type de réalité. Il y a une sorte de complémentarité entre ces « vérités » mettant en exergue une qualité nouvelle du système, une émergence : la coexistence de ces deux vérités est possible et elle n'est lisible que quand on étudie le tout (le système et ses parties dans leur ensemble).

Cette déconvenue dans l'interprétation des résultats peut être expliquée par la nature même du système étudié. En effet, le *design* de la filière méthanisation est très dépendant des caractéristiques du territoire si bien qu'une évaluation hors-sol (ou hors-contexte) d'un tel système apparaît inadaptée. La considération du couple « filière de méthanisation/territoire » est alors une alternative à construire pour une évaluation de l'intérêt environnemental de la méthanisation plus pertinente. Cette réflexion systémique a été conduite à travers deux travaux dans une logique de continuité méthodologique : la thèse de Faustine Laurent (Laurent 2015a) que j'ai encadrée et le projet DETERMEEN que j'ai coordonné (Aissani et al. 2017b). La méthodologie développée s'appuie sur différentes étapes (Figure 18):

- le diagnostic du territoire afin de recueillir les données nécessaires pour objectiver les besoins du territoire sur des thèmes comme les déchets, l'énergie, la qualité de l'eau et la qualité des sols, et au calcul des indicateurs de fonction,
- l'élaboration des indicateurs de fonction traduisant les opportunités et contraintes du territoire vis-à-vis du développement de la filière méthanisation,
- la quantification des indicateurs permettant d'identifier la ou les fonctions que pourraient rendre la méthanisation sur le territoire,
- un croisement entre score des indicateurs et caractéristiques techniques de la filière de méthanisation via une matrice d'orientation techniques pour faire émerger des schémas de filière et le type de modèle économique pressenti sur le territoire d'étude.

## 2. Identification des enjeux clés de la filière sur le territoire et traduction en indicateurs de fonction formalisés mathématiquement

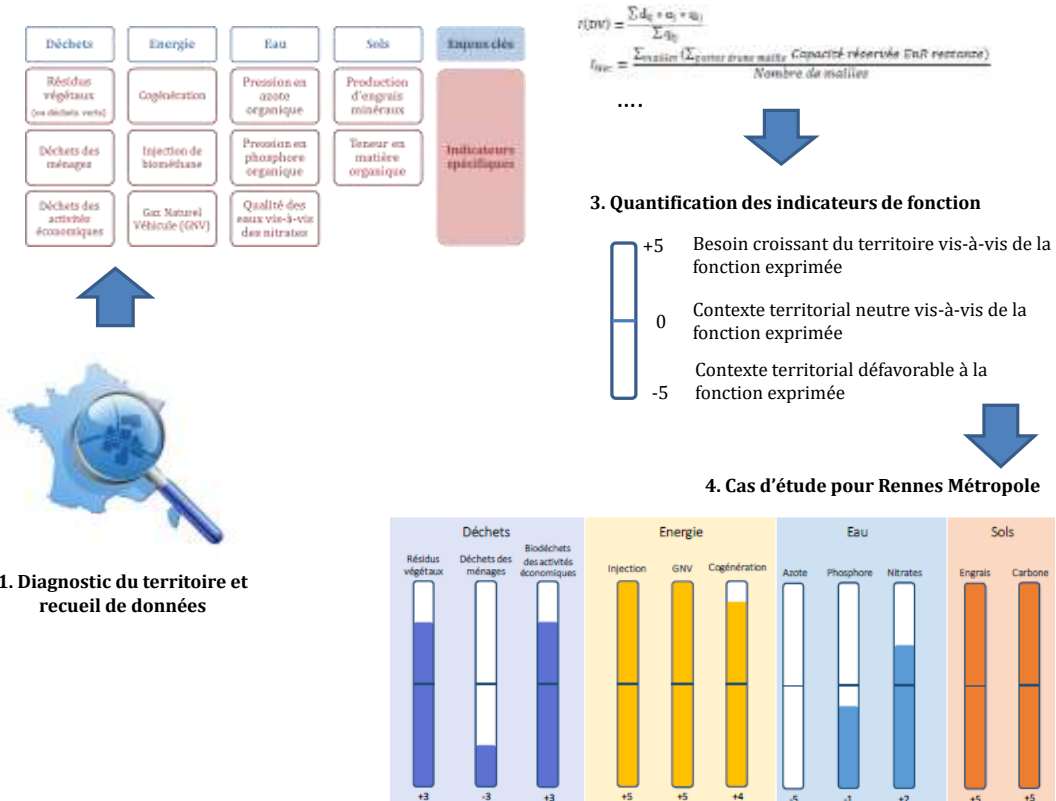


Figure 18 : Démarche systémique de définition de la filière de méthanisation et de ses fonctions au sein d'un territoire (Aissani et al. 2017b)

Cette démarche systémique a mis en évidence que penser au-delà du technosystème en prenant en compte l'interaction du technosystème avec certaines caractéristiques spatiales du territoire permettait d'appréhender de manière plus appropriée la définition du système étudié et de ses fonctions. La démarche est cependant lourde à mettre en œuvre même si elle se limite pour le moment aux caractéristiques spatiales et doit donc être déployée essentiellement pour les systèmes ancrés territorialement. L'usage des outils SIG est essentiel pour l'opérationnalisation de cette approche et en fait un véritable support de dialogue avec les décideurs et notamment les collectivités dans les cas d'études nous concernant avec la mise en œuvre d'un portail cartographique en ligne dans le cadre du projet DETERMEEN. Une opérationnalisation d'une telle ampleur sort du champ de la recherche et est plutôt du ressort des bureaux d'études (ou encore de structures de transfert des résultats de la recherche) comme démontré dans le projet DETERMEEN. Il est alors possible de questionner le rôle de chacun des acteurs (chercheur, consultant, collectivité) dans ce type de démarche. Dans le cadre du projet DETERMEEN :

- le chercheur (INRAE et BRGM) a produit les fondements théoriques de la construction des indicateurs et de leur calcul,
- le consultant (AKAJOULE) a mis en œuvre le recueil des données, le calcul et la plateforme cartographique,

- la collectivité (Rennes Métropole) a appuyé la collecte des données, a participé à la construction des indicateurs et a été utilisatrice des résultats finaux dans sa réflexion en matière de développement de la méthanisation au sein de son territoire.

Ces expériences mettent en exergue la nécessité de co-construction et donc la nécessité de ces types de partenariats (Aissani and Laurent 2016). La réalisation de l'ACV sort du champ strict du praticien et entre dans le champ de la concertation même si à ce stade cette dernière n'est pas encore totalement ouverte, notamment au public. Cette nécessité de co-construction et d'ouverture de type science participative avait déjà été mise en lumière dans le cadre du projet PRODDEVAL dont j'avais assuré la coordination dont l'objectif était de comprendre le rôle et la place de l'ACV dans les processus décisionnels publics et notamment en gestion des déchets (Barbier et al. 2014). La co-construction a permis dans le projet DETERMEEN de décloisonner technosystème et anthroposystème et d'avancer sur une évaluation moins hors-sol.

#### 3.2.4. PROPOSITION D'UN CADRE CONCEPTUEL POUR PROPAGER L'INFORMATION SPATIALE EN ACV

Les travaux de spatialisation des impacts et de définition du système étudié ont permis de mettre en évidence l'intérêt et la faisabilité de l'intégration de l'information spatiale dans des étapes méthodologiques clés de l'ACV. Dès lors, une réflexion plus globale apparaissait essentielle à mener. Cette réflexion avait pour objet d'identifier les niveaux possibles de spatialisation de chaque étape de l'ACV selon l'objectif poursuivi en termes de spatialisation des résultats. Outre ces niveaux de spatialisation, l'enjeu réside également dans le besoin de propagation de la spatialisation au sein de l'ACV. C'est dans le cadre du projet DETERMEEN que j'ai travaillé à l'élaboration du cadre conceptuel de *continuum* de spatialisation (Aissani and Le Féon 2015). Un tel cadre a pour objectif de propager la prise en compte des informations spatiales de manière continue et homogène à chaque étape de l'ACV. Une revue de littérature réalisée dans le cadre du projet DETERMEEN a permis de mettre en évidence que la spatialisation en ACV est un domaine de recherche très actif, proposant, la plupart du temps, des solutions efficaces de considération de l'information spatiale mais seulement à l'échelle d'une, voire au mieux, de deux étapes successives de l'ACV dans la grande majorité des publications analysées. Sur la base du très faible nombre d'articles proposant une réflexion globale de l'intégration de l'information spatiale à l'ACV, nous n'avons pas identifié l'émergence d'un cadre générique permettant d'appliquer la propagation de l'information spatiale tout au long des étapes de l'ACV (Figure 19). Ces réflexions étaient en effet appliquées, la plupart du temps, à des cas d'études très précis,



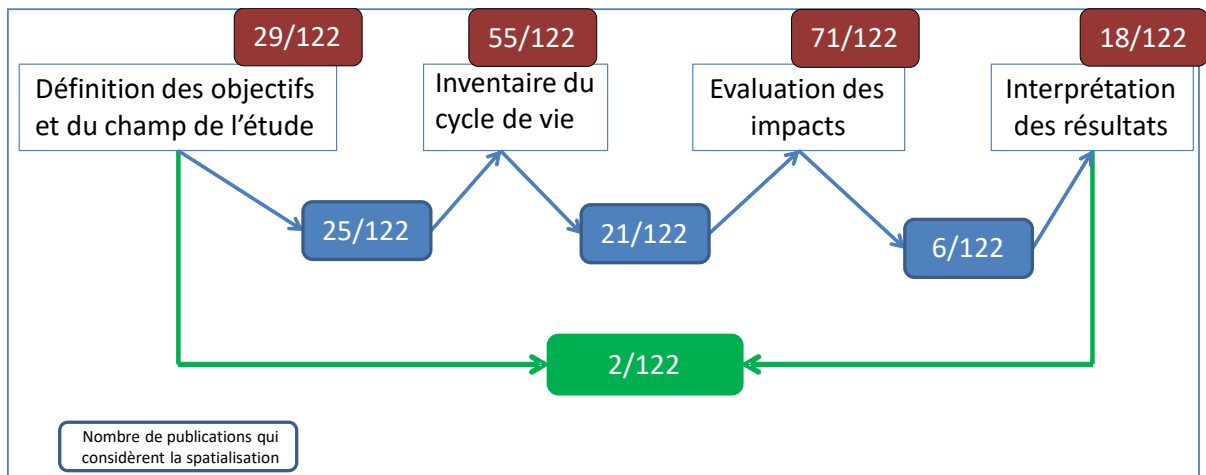


Figure 19 : Répartitions du nombre d'articles selon l'étape du cycle de vie concernée (en rouge) et selon les liens qu'ils effectuent entre des étapes successives de l'ACV (en bleu et vert) (Aissani and Le Féon 2015)

Le *continuum* de spatialisation développé consiste alors en :

- l'élaboration de différents niveaux d'intégration de la différenciation spatiale pour chaque étape de l'ACV,
- la détermination des liens de dépendance entre ces niveaux d'une étape de l'ACV à l'autre.

Cette continuité et homogénéité de la propagation permettent d'assurer la pertinence et l'efficacité de l'information spatiale incluse. A la lecture des différents niveaux de spatialisation pour chaque étape de l'ACV, il apparaît évident que des liens entre étapes doivent être construits notamment pour les niveaux de spatialisation requis les plus forts. Ces liens sont d'autant plus nécessaires que le principe du cadre conceptuel du *continuum* de spatialisation requiert une propagation continue et homogène de l'information spatiale. En première approche, nous avons proposé la construction de chemins permettant de lier les différents niveaux de spatialisation entre eux d'une étape à l'autre de l'ACV (Figure 20).

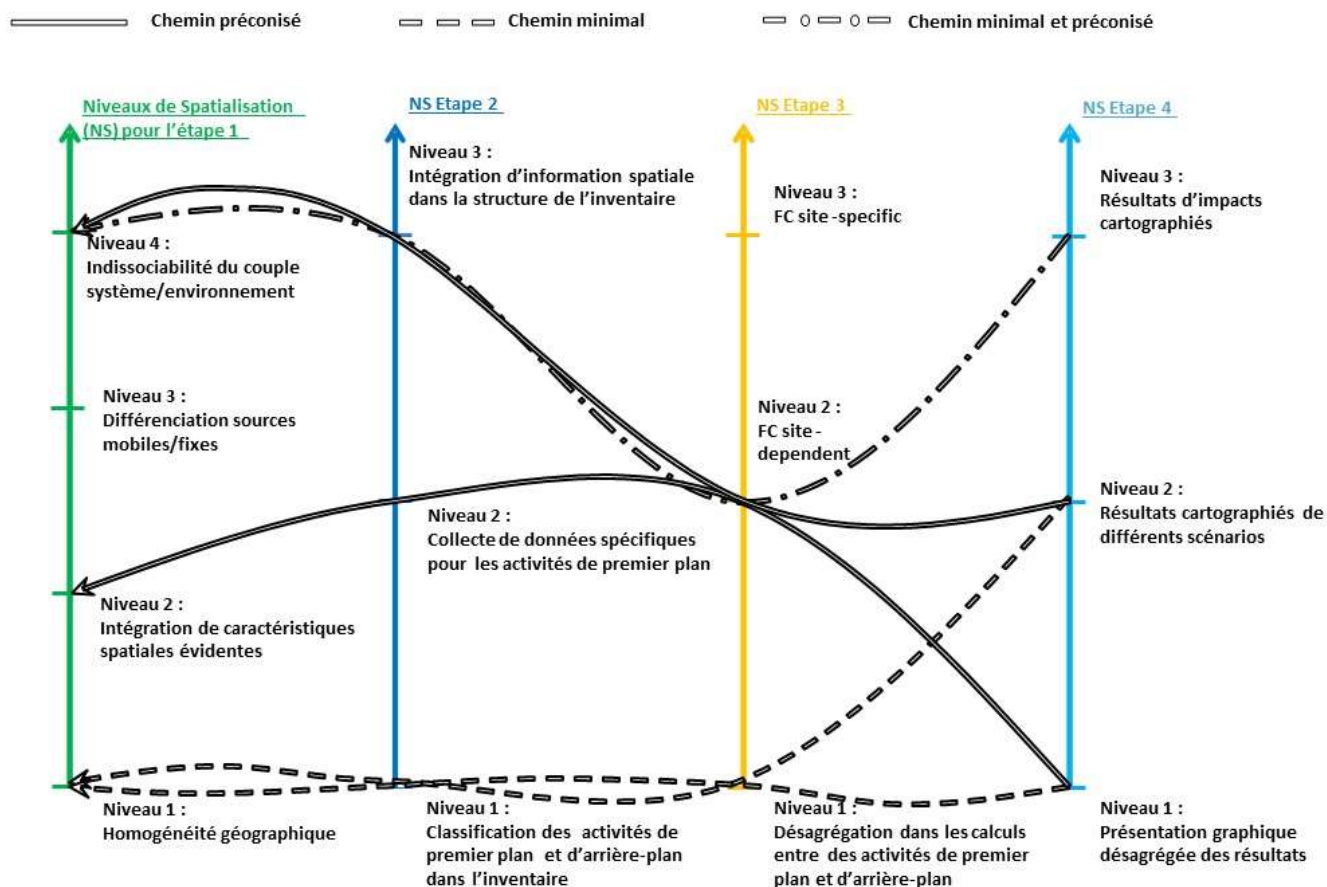


Figure 20 : Schéma du *continuum* de spatialisation matérialisé par les niveaux de spatialisation pour chaque étape de l'ACV et les liens de dépendance entre les niveaux d'une étape à l'autre (Aissani and Le Féon 2015)

La figure 20 décrit les liens entre niveaux de spatialisation d'une étape à l'autre de l'ACV d'un niveau  $n$  à un niveau  $n-1$ . Il s'agit d'identifier pour un niveau de spatialisation donné d'une étape  $n$ , les niveaux de spatialisation (i) minimal et (ii) minimal et préconisé ou (iii) préconisé à l'étape  $n-1$ . Le chemin minimal représente le niveau de spatialisation minimum à l'étape  $n-1$  pour atteindre le niveau de spatialisation souhaité à l'étape  $n$ . Le chemin préconisé représente le niveau de spatialisation souhaitable à l'étape  $n-1$  pour atteindre le niveau de spatialisation souhaité à l'étape  $n$ . Le chemin minimal et préconisé représente le niveau de spatialisation souhaitable (qui se retrouve être le minimal) à l'étape  $n-1$  pour atteindre le niveau de spatialisation souhaité à l'étape  $n$ . En répétant cette procédure pour chaque niveau et à chaque étape de l'ACV, des chemins de spatialisation continus et homogènes sont obtenus.

La mise en œuvre de ce cadre conceptuel de *continuum* de spatialisation en ACV requiert à la fois des outils numériques (SIG, modèle conceptuel de données, modèles multi-agents, base de données spatialisées, portail web) et une approche « multi » : multidisciplinaire, multi-partenaire, multi-échelle, etc. pour espérer tendre vers une justesse de l'intégration des informations spatiales.

### 3.3. LA SPATIALISATION DE L'ACV EST-ELLE SUFFISANTE ?

Au regard de l'ensemble des développements décrits *supra*, on pourrait être amené à penser qu'il faut d'abord poursuivre ces développements et faire aboutir leur opérationnalité avant de pouvoir identifier s'ils sont suffisants pour répondre, dans un premier temps, à l'enjeu de spatialisation et, dans un deuxième temps, à l'enjeu de résolution de la complexité de l'usage de l'ACV dans le cadre de processus décisionnels publics. On pourrait être également amené, à la lumière des promesses et des limites déjà identifiées, à questionner l'intérêt de la seule spatialisation de l'évaluation environnementale comme tentative de considération de la complexité. Le travail de spatialisation reste encore aujourd'hui un chantier inachevé. En l'état, il n'autorise toujours pas une évaluation univoque de la qualité de prise en compte des enjeux de spatialisation ni des interrogations sur les difficultés à la mettre en œuvre. Cependant, même incomplets, ces développements méthodologiques ont permis de cerner un certain nombre de points :

- la spatialisation est nécessaire pour améliorer la caractérisation des impacts environnementaux potentiels car ils sont régis en grande partie par des phénomènes physiques/biologiques/chimiques. La prise en compte du contexte pour améliorer leur évaluation pourrait, à minima, se résumer à la prise en compte de l'information spatiale,
- la spatialisation résout partiellement l'enjeu d'une amélioration de la définition de l'unité fonctionnelle et des frontières de l'étude en ACV pour des systèmes ancrés territorialement car l'apport d'information spatiale contribue à une définition plus appropriée mais non suffisante pour en saisir toute la complexité, cette dernière étant liée à d'autres éléments du contexte tels que les jeux d'acteurs, la réglementation, les modèles d'affaires, etc.,
- la spatialisation achoppe à la résolution du manque d'holisme dans la considération de l'anthroposystème étudié et de son impact sur l'environnement du fait de la catégorisation réalisée (technosystème et catégorie d'impact). Pour rappel, cette catégorisation a pour objectif de se soustraire à la question de la complexité. Or, c'est cette même catégorisation qui nous fait « oublier » le contexte et donc apparaît comme « l'antithèse » de la résolution de la complexité.

Finalement la spatialisation peut apparaître comme « le volume émergé de l'iceberg » d'un enjeu plus vaste que serait la contextualisation pour tenter de résoudre la complexité de l'évaluation par ACV des impacts environnementaux d'un anthroposystème. La spatialisation comme seule approche peut même être perçue finalement comme « l'arbre qui cache la forêt » en induisant un focus sur le critère spatial/géographique occultant le reste des critères liés au contexte. En d'autres termes, la prise en compte, même exhaustive, des dimensions spatiales du système étudié ne saurait refléter l'ensemble des

aspects de son contexte. Le risque associé est d'induire une réalité tronquée et illusoire de la prise en compte du contexte. En effet, la tentative de résolution de la complexité nous pousse à défier la pensée binaire sous-tendue par une vision compartimentée et à réaliser un effort conséquent de contextualisation. Le parti que je prends à l'issue de ces développements et réflexions est d'explorer de manière plus large l'enjeu de contextualisation de l'évaluation environnementale et notamment dans le cadre de l'usage de l'ACV dans la sphère décisionnelle publique.

4. LA CONTEXTUALISATION DE L'ACV : SUITE LOGIQUE OU  
ALTERNATIVE A LA SPATIALISATION DANS LA POURSUITE  
DE MES RECHERCHES ?

« Le progrès n'est que l'accomplissement des utopies »

*Oscar Wilde*

La prise en compte du contexte dans l'évaluation environnementale et notamment l'ACV m'apparaît comme une tentative différente de la spatialisation. La contextualisation, si elle permet de considérer le système dans son ensemble, tout en prenant en compte les liens entre les éléments dudit système et son contexte, représente-t-elle :

- une alternative à la spatialisation ou à d'autres approches existantes en ACV ?
- s'additionne-t-elle à elles ou est-elle un ensemble plus grand permettant d'articuler les méthodologies existantes entre elles ?

Pour apporter des éléments de réponse à ces questions, le terme contextualisation et ses modalités d'usage en ACV et dans un cadre décisionnel doivent être explicités. Les méthodologies permettant la mise en œuvre de la contextualisation seront alors décrites et leurs potentiels usages et articulations évalués selon la nature du système à contextualiser. Enfin le déplacement et l'émergence de nouveaux fronts de science seront envisagés donnant lieu à l'identification de mes perspectives de recherche.

## 4.1. QU'ENTEND-T-ON PAR CONTEXTUALISATION ?

### 4.1.1. DEFINITION DE LA CONTEXTUALISATION

Littéralement, la contextualisation est l'action de remettre/repositionner dans un contexte un objet, un propos, une situation. L'élément d'importance à souligner dans cette définition est le préfixe *re* qui sous-entend que, dans un premier temps, l'objet/propos/situation a été extrait et examiné de manière « hors contexte » et qu'on décide de manière consciente et volontaire de l'y remettre pour se soustraire de la compréhension partielle que l'on a pu en avoir. D'une manière générale, la contextualisation vise à donner plus de sens à cet objet/propos/situation, à l'éclairer à la lumière des conditions et modalités de son émergence et/ou de sa réalisation et à permettre sa compréhension pleine, entière et univoque.

### 4.1.2. DEFINITION DU TERME CONTEXTE

Ces conditions et modalités d'émergence et/ou de réalisation représentent alors le contexte. Le contexte est donc par essence un terme englobant qui se veut, à la fois, holiste mais également réductible aux seules conditions et modalités nécessaires à la compréhension de l'objet/propos/situation. Il peut donc être à la fois ou seulement : socioéconomique, technologique, culturel, institutionnel, temporel, spatial, politique, physique, biologique... Selon moi, il peut donc être simultanément caractérisé par sa multiplicité et son unicité. Cette ambivalence introduit la possible catégorisation du contexte alors même qu'il est censé représenter un « Tout » potentiellement indistinct.

Il apparaît illusoire, dans un premier temps, d'imaginer être en capacité à mettre en pratique cette considération du contexte comme un « Tout » et que ce « Tout » impacterait, de manière homogène, la modélisation d'un système en ACV. La raison principale est, certainement, la difficulté de manipulation de cette complexité du « Tout ». Une façon de se soustraire à cette difficulté est d'approcher la contextualisation d'un système par la considération des interactions de différentes natures (économiques, politiques, sociales, spatiales) entre le contexte et le système étudié. Par conséquent, il s'agit de considérer un nouveau système qui est l'intersection entre le système et son contexte que l'on peut exprimer de la façon suivante : « système  $\cap$  contexte ». Cette modélisation est alors appelée *context-specific*.

Dans la littérature scientifique ACV, le terme *context-specific* apparaît seulement à quatre reprises dans le titre d'articles, le plus ancien datant de 2007 mais les trois autres ayant été publiés beaucoup plus récemment (2018, 2019 et 2021). Ces quatre articles proposent la détermination :

- d'une méthode d'allocation *context-specific* pour l'évaluation de la valorisation des déchets de bois (Werner et al. 2007),
- d'une méthode de caractérisation *context-specific* pour l'ACV sociale dans le cadre du développement du *RESPONSA framework* (REgional SPecific cONtextualised Social life cycle Assessment) pour les systèmes basés sur l'économie du bois (Siebert et al. 2018),
- de critères de durabilité *context-specific* pour la sélection d'espèces de plantes pour les bâtiments écologiques (Radhakrishnan et al. 2019),
- d'un logiciel ACV *context-specific* pour le bâtiment (Kanafani et al. 2021).

Pour ce dernier, le terme de *context-tailored* est même utilisé attestant d'une modélisation d'un système adaptée à son contexte. L'ensemble de ces articles revendiquent la nécessité de la mise en œuvre de la contextualisation pour la modélisation du système mais aussi pour son évaluation. Werner et al. (2007) argumentent cette nécessité de contextualisation du fait de la subjectivité dont le praticien ACV fait preuve lors de la modélisation du système étudié et la réalisation de son inventaire. Dans un article plus ancien, Werner and Scholz (2002) explicitaient le vœu pieu d'une modélisation d'un système en ACV sans subjectivité qu'elle soit implicite ou explicite, cette subjectivité étant essentiellement liée à la difficulté de s'extraire du contexte. Afin de mettre en lumière cette subjectivité, Hofstetter et al. (2000) proposent d'ajouter à la dualité écosphère/technosphère, une *valuesphere* intégrant de manière explicite les choix et le système de valeurs des acteurs et décideurs concernés par le système étudié. Hofstetter et al. (2000) parleront alors de la notion de *context-related* pour identifier ces liens existants implicites ou explicites au contexte. Le postulat est donc ainsi posé : il serait illusoire de déterminer de manière objective l'écosphère et la technosphère/technosystème en s'affranchissant de tout contexte (Hofstetter et al. 2000). La notion de *valuesphere* permet de questionner la valeur intrinsèque ou instrumentale

accordée à l'environnement par l'écosystème d'acteurs et de décideurs du système étudié et de la rendre explicite lors de la modélisation d'un système en ACV.

#### 4.1.3. POURQUOI CONTEXTUALISER ?

La promesse de la contextualisation de l'ACV repose sur une analyse plus fine et pertinente du système pour une compréhension sans ambiguïté de sa nature et de son impact. Dès lors, de manière littérale la contextualisation semble donc tomber sous le sens pour approcher la « réalité » d'un système et tendre vers l'utilité sociétale de son évaluation environnementale. Mais alors, pourquoi nous évertuons-nous à « décontextualiser » pour ensuite contextualiser les systèmes étudiés et notamment dans les ACV menées dans le cadre de processus décisionnels ? La raison principale est, certainement, la difficulté de compréhension et de représentation de cette complexité. Une deuxième raison pourrait être le souhait, sans doute vain, qu'en s'extrayant du contexte, on puisse réduire la part subjective qui lui est liée. Dans la mesure où la mise en contexte apparaît désormais un passage obligé de l'évaluation environnementale d'un système et de l'usage de ses résultats dans un cadre décisionnel à différentes échelles (locale, nationale, supranationale), l'enjeu de sa mise en pratique est des plus prégnants.

### 4.2. LES METHODOLOGIES EXISTANTES POUR CONTEXTUALISER

#### 4.2.1. « CONSEQUENTIALISER », EST-CE CONTEXTUALISER L'ACV ?

A la lumière de l'ensemble des notions et arguments explicités ci-dessus, la tentation est grande de, finalement, penser que contextualiser l'ACV, c'est réaliser une ACV conséquentielle. En effet, Zamagni et al. (2012) proposent de voir l'ACV conséquentielle comme une approche induisant un degré de liberté et une ambition plus grande dans la mise en œuvre d'une ACV. Or comme décrit en 2.1.2, l'ACV conséquentielle a pour objectif la prise en compte des conséquences sur le contexte (marchés économiques entre autres) de la mise en œuvre du scénario étudié. Dès lors, il est difficile de faire fi de cette définition et il apparaît donc réducteur de considérer cela comme de la contextualisation. La contextualisation a pour objectif de considérer le contexte pour l'ensemble des étapes de l'ACV et pas seulement de considérer les effets rebonds ou d'entraînement engendrés par la mise en œuvre du système sur son contexte. L'ACV conséquentielle répond donc en partie à la contextualisation mais ne pourrait restreindre la contextualisation à cela.

#### 4.2.2. « DYNAMISER », EST-CE CONTEXTUALISER L'ACV ?

L'ACV dynamique est apparue, il y a une vingtaine d'années, notamment dans un objectif de modélisation numérique dynamique du système étudié. Ces systèmes sont souvent des



procédés ou une cascade de procédés que le praticien chercherait à optimiser et/ou à leur appliquer une dynamique temporelle notamment pour prendre en compte une temporalité différenciée des émissions (Lebailly et al. 2014; Levasseur et al. 2010). Mais certains auteurs ont identifié très tôt le potentiel de l'ACV dynamique pour considérer le contexte et les interactions entre le système étudié et son contexte. Par exemple, Pehnt (2006) s'intéresse aux rétroactions qu'à le premier plan sur l'arrière-plan et notamment sur les systèmes de production d'aluminium et d'acier et les futures infrastructures de production d'énergie pour la mise en œuvre de technologies de production d'énergies renouvelables. A la lecture de cet article et d'autres (Ding and Achten 2022; Pigné et al. 2020; Roux et al. 2017), la frontière entre ACV dynamique et ACV conséquentielle est ténue et souvent articulée en complémentarité. L'élément saillant est que l'ACV dynamique est souvent pratiquée dans une logique de compréhension de la temporalité des liens du premier-plan vers l'arrière-plan (ou un compartiment de l'environnement) et non un souci de modélisation du système impacté par son contexte. Néanmoins, son potentiel est incontestable pour faire interagir un système et son contexte même si on ne peut restreindre la contextualisation à la mise en œuvre de l'ACV dynamique.

#### 4.2.3. « SPATIALISER », EST-CE CONTEXTUALISER L'ACV ?

La spatialisation pourrait alors émerger comme une solution à la mise en œuvre pratique de la contextualisation. Ce qui est vrai mais la spatialisation est UNE et non LA solution à la contextualisation de l'ACV. Le contexte ayant une composante spatiale intrinsèque, la spatialisation permet de considérer cette dimension mais ne doit absolument pas réduire la contextualisation à cela en passant à côté des autres dimensions. Dès lors, les outils de spatialisation (SIG, analyse spatiale, diagnostic géographique) pourront autoriser la prise en compte des spécificités géographiques mais aussi spatialiser les autres dimensions immatérielles comme les informations socio-économiques, les jeux d'acteurs, l'articulation des différentes politiques territoriales, etc. (Aissani 2019).

#### 4.2.4. UNE ARTICULATION DES DIFFERENTES APPROCHES POUR CONTEXTUALISER

A la lumière de l'analyse *supra*, la mise en œuvre de la contextualisation en ACV peut être alors possible en articulant les différentes approches existantes mais ne pourrait s'y réduire. Cette articulation se positionne, en effet, dans un cadre conceptuel plus large qu'est celui de la contextualisation. Cette contextualisation est donc une complexification de l'ACV en s'autorisant la mise en œuvre successive ou simultanée des approches précédemment citées dans l'objectif de décrire et de prendre en compte dans la modélisation les liens entre le système étudié et son contexte. Selon la nature du système étudié ou du contexte, cette articulation pourra être différente et nécessitera, sans doute, l'usage de concepts additionnels.

### 4.3. DEPENDANCE DE LA MISE EN ŒUVRE DES MODALITES DE CONTEXTUALISATION A LA NATURE DU SYSTEME ETUDIE

#### 4.3.1. CONTEXTUALISATION DE L'ACV, UNE COMPLEXIFICATION DE L'ACV

La promesse poursuivie via la contextualisation de l'ACV est de surmonter le double réductionnisme suivant :

- une approche unidimensionnelle que l'on pourrait assimiler à une approche disciplinaire et donc une approche partielle,  
ET
- une approche via un seul point de vue que l'on pourrait assimiler à l'absence des acteurs ou au regard d'un seul acteur, souvent le décideur privé ou public et donc une approche partielle.

La complexification apparaît alors comme une voie prometteuse du développement de la contextualisation de l'ACV pour étendre sa robustesse et sa portée. En effet, la complexification consiste à mettre en dialogue des connaissances, des points de vue et des approches (Proutheau et al. 2011). Elle peut donc être vue comme une manière de « relier » selon un principe dialogique car il s'agit à la fois :

- de mettre en œuvre la complémentarité des approches, des représentations et des connaissances,  
ET
- de maintenir, de voir et de reconnaître les antagonismes, les paradoxes insurmontables de ces approches, représentations et connaissances qu'on ne peut réconcilier et qui peuvent même être en concurrence ou en lutte.

Afin de déployer la pensée complexe en ACV, je propose de chercher à comprendre les liens entre le système étudié et son contexte via l'usage du concept de *driver*.

#### 4.3.2. LA MOBILISATION DU CONCEPT DE DETERMINANT/DRIVER

Afin de conceptualiser la contextualisation de l'ACV, je pose un premier concept qui est le terme déterminant ou *driver* (Aissani et al. 2022). Si on s'intéresse au terme francophone « déterminant », il peut être défini comme un élément qui détermine la réalisation d'une action de façon décisive. Le terme anglophone « *driver* » renvoie, quant à lui, à un champ lexical un peu différent qui est celui de conduire/diriger. Dans la suite de ce mémoire, le terme *driver* sera préféré dans l'idée de propagation au sein d'une chaîne cause-conséquence de son action sur l'émergence, la réalisation et les caractéristiques du système étudié.

Contextualiser l'ACV peut donc reposer, dans un premier temps, sur la caractérisation des liens entre le système et son contexte. Ces liens peuvent être figurés via la notion de

*drivers*. Les *drivers* sont des caractéristiques du contexte et peuvent être de nature politique, économique, environnementale et sociale. Une question se pose alors : peut-on représenter l'interaction « système-contexte » via des *drivers* quelle que soit la nature du système étudié et la nature de son contexte (Aissani et al. 2022) ?

#### 4.3.3. POUR UN SYSTEME ANCRE TERRITORIALEMENT

Pour certains systèmes, le contexte est le territoire (commune, aire urbaine, bassin versant, région, pays, etc.) d'implantation et de fonctionnement du système. Au-delà d'être un simple espace géographique, la notion de territoire renvoie également à de multiples dimensions : socio-économique, historique, culturelle et politique. L'usage du terme « territorialiser » (pour parler de la contextualisation de l'ACV quand le contexte est un territoire) pourrait alors apparaître judicieux. Mais ce terme « territorialiser » mérite d'être explicité. Territorialiser pourrait/devrait signifier : « prendre en compte l'ensemble des dimensions du territoire et de leurs interactions avec le système étudié ». Le système étudié en question peut être de nature différente : un système de production agricole, d'énergie renouvelable, de valorisation de résidus produits localement, de mobilité, etc. Finalement, tous les systèmes dont l'ancrage territorial est indéniable et dont le *design* du système dépend. C'est ici le cadre conceptuel du diagnostic sociotechnique (Belmin 2021) qui peut être utilisé seul ou en complément des autres approches décrites précédemment pour territorialiser un système et par voie de conséquence l'ACV réalisée.

J'ai commencé à mettre en œuvre cette approche de territorialisation au sein du projet de recherche BEECOME 1 (2021-2022). Pour ce faire, différentes disciplines et approches apparaissaient nécessaires à articuler. Dès lors, BEECOME 1 est un projet interdisciplinaire mobilisant la géographie sociale, la géographie physique, la modélisation numérique et l'évaluation environnementale autour d'un même objet les filières de gestion des biodéchets d'une collectivité et un même objectif les liens entre les filières et le territoire figurés par les *drivers*.

Dans ce projet, un travail d'identification des *drivers* territoriaux influençant la mise en œuvre des filières a donc été entamé pour comprendre l'émergence et les modalités de réalisation des filières de valorisation des biodéchets (alimentaires et de jardin) d'un territoire, dans le cas présent celui de Rennes Métropole. Ces *drivers* explicitent les caractéristiques prédominantes du territoire en termes socio-économiques, politiques et de jeux d'acteurs qui peuvent avoir une influence sur l'émergence des filières et leur mise en œuvre. Cette explicitation lie intimement le système étudié, ici la filière, à son territoire de mise en œuvre ce qui permet de le rendre spécifique à son contexte (*context-specific*). La première étape du travail a consisté en la compréhension et la modélisation du métabolisme territorial de Rennes Métropole en quantifiant la production de deux types de biodéchets des ménages (déchets de cuisine et de table et déchets verts), en

déterminant leur répartition dans les différents exutoires et en identifiant les acteurs concernés du territoire. Une dizaine d'acteurs<sup>3</sup> a été interrogée via des entretiens semi-directifs d'une à deux heures dans une logique de diagnostic sociotechnique. L'objectif de ces *interviews* était un travail de projection de chaque acteur dans une situation souhaitée de gestion des biodéchets des ménages à horizon 10 ans. Dans cet exercice de projection, il leur a été demandé d'identifier les freins et moteurs de mise en œuvre de ces situations souhaitées en termes de réseaux d'acteurs, d'existence de rapports de force/coopération, de mode de gouvernance, de périmètre géographique, de justice sociale et de durabilité économique.

L'analyse de ces entretiens nous a permis de dégager :

- Des *drivers* : des caractéristiques du territoire pouvant influencer la production des biodéchets des ménages et leur répartition dans les filières de valorisation du territoire. A ce stade, deux *drivers*<sup>4</sup> ont été identifiés : un quantitatif (nombre d'options de tri à la source à la disposition des ménages) et un qualitatif (niveau d'interaction entre l'EPCI et sa Région) mais leur relation avec la production et la gestion des biodéchets des ménages reste à consolider via la bibliographie et des entretiens avec des acteurs d'autres territoires ayant déjà éprouvés ces *drivers*.
- Des scénarios de contrainte : des scénarios temporels marqués par une évolution des contraintes réglementaires, sociales ou économiques quant à la gestion des biodéchets. Trois scénarios de contraintes ont été élaborés : 2024 avec l'obligation du tri à la source, puis, 2027 et 2031 avec des contraintes supplémentaires pesant sur la gestion des déchets verts

Enfin, l'ensemble de ces éléments a été implémenté dans un modèle dynamique décrivant les trajectoires de transition du territoire (évolution de la production et de la répartition des flux de biodéchets dans les différentes filières) (Aissani et al. 2022). Ce projet BEECOME 1 a permis de démontrer la faisabilité (preuve de concept) de la contextualisation possible d'un système sur la base d'une revue bibliographique, d'une nécessaire et enrichissante phase de dialogue avec les acteurs et d'une phase de formalisation qui s'est appuyée sur une approche de métabolisme urbain et de modélisation mathématique. De ces enseignements, nous avons commencé à dégager des trajectoires dont la robustesse doit être améliorée. Le projet BEECOME 1 a permis également de questionner le lien entre les *drivers* et les différents potentiels futurs métaboliques des territoires urbains (un article soumis en cours de révision<sup>5</sup>). En effet, la

---

<sup>3</sup> Les acteurs interrogés sont : la chargée de coordination de la planification à la Région, une directrice technique de la collectivité de Rennes Métropole, un élu en charge des déchets de Rennes Métropole, l'ADEME Région, des associations Zero Waste, Compost+ et Vert le jardin, l'observatoire de l'environnement de Bretagne, des scientifiques en procédés et en sociologie.

<sup>4</sup> Nous nous sommes restreints à deux *drivers* afin de mener la preuve de concept à son terme. De nombreux autres *drivers* restent à identifier, qualifier et quantifier.

<sup>5</sup> Papangelou, A., Bahers, J-B., Aissani, L. (2023) Drivers and futures of urban metabolism. Journal of Industrial Ecology.

recherche sur le métabolisme urbain adopte généralement une approche explicative et rétrospective des *drivers* des flux et des stocks urbains, ce qui se traduit par des perspectives d'avenir conservatrices, si tant est qu'elles existent. Sur la base d'une analyse narrative de la littérature sur les *drivers* et des futurs du métabolisme urbain, un cadre conceptuel pour identifier systématiquement les *drivers* du métabolisme urbain et pour s'engager de manière critique sur les visions d'avenir transformatrices ou non qu'ils entraînent. Le cadre comprend sept catégories thématiques de *drivers* (démographiques, économiques, culturels, politiques, technologiques, environnementaux et infrastructurels) et une huitième catégorie (le pouvoir) qui sera utilisée comme une lentille à travers laquelle les interactions entre les *drivers*, les activités et les flux dans la ville sont examinées de manière critique. En appliquant le cadre à l'étude de cas de la gestion des biodéchets de Rennes Métropole, nous l'avons trouvé utile pour l'identification systématique des facteurs souvent négligés. Le projet BEECOME 1 a donc été le terreau du projet BEECOME 2.

Le projet BEECOME 2 (2023-2026) a, quant à lui, pour ambition de consolider cette approche de contextualisation des filières de valorisation des biodéchets. Sur la base d'une identification plus exhaustive des *drivers*, et d'une qualification et quantification plus robustes de leurs liens au territoire, il s'agira de générer des trajectoires de gestion circulaire des biodéchets et d'évaluer les impacts environnementaux potentiels de ces trajectoires. La complexité du projet BEECOME 2 est révélatrice de la difficulté actuelle de la mise en œuvre de la transition des territoires et présente donc la promesse de mieux y parvenir en s'appuyant sur la nécessaire interdisciplinarité entre sciences humaines et sociales et sciences de l'environnement et la non moins nécessaire interaction avec les acteurs des territoires concernés. Un des objectifs du projet BEECOME 2 consiste à évaluer les impacts environnementaux des différentes trajectoires pour chaque territoire d'étude sur la base de la méthodologie d'ACV « contextualisée dynamique ». La trajectoire n'est pas un objet usuellement évalué par ACV et elle ne peut être appréhendée sans son évolution temporelle (des étapes vers une destination finale). BEECOME 2 est donc un projet se proposant la mise en œuvre de la contextualisation de l'ACV via l'interdisciplinarité et la combinaison d'approches narrative et dynamique.

#### 4.3.4. POUR UN PROCÉDE OU DISPOSITIF INSERE/IMPLANTE

Pour les systèmes dont le contexte n'est pas un territoire comme un procédé ou un dispositif au sein d'une chaîne de production, d'un atelier, d'une filière ou d'une usine, leur contextualisation peut être vue comme une spécification de leur insertion au sein de leur contexte :

- technique : contraintes techniques de mise en œuvre, en termes de cadence de travail, besoin en fluides, en énergie, accessibilité des ressources, etc.,

- économique : investissement, retour sur investissement, plus-value sur la qualité du produit, coût des matières premières, fluides et énergie nécessaires, réversibilité de mise en œuvre, etc.
- social : impact sur les conditions de travail, sur le nombre d'emplois, sur les cadences, sur les maladies professionnelles, sur les compétences, sur les salaires, etc..

La contextualisation s'avère opportune dans certains cas et notamment par exemple dans le cas de dispositifs ou procédés connus ou envisagés pour améliorer les conditions de travail mais peu implémentés car représentant des risques économiques et/ou techniques perçus par les décideurs. Dès lors, la prise en compte du contexte dans la modélisation dudit dispositif/procédé a pour ambition d'envisager l'ensemble des liens entre le système et son contexte et de comprendre les contraintes et bénéfices éco-socio-environnementaux engendrés lors de sa mise en œuvre comme démontré par Petit et al. (2018). Une telle évaluation contextualisée peut alors délivrer des résultats permettant une écoconception de l'insertion du système dans son contexte et allant donc au-delà de la simple écoconception du dispositif ou procédé. Une écoconception limitée au dispositif/procédé achopperait à apporter des éléments décisionnels d'insertion dans un atelier/usine/filière tout en garantissant l'accomplissement de sa fonction première. L'intérêt de prise en compte des dimensions sociales en écoconception n'est plus à démontrer (Kim et al. 2020). La contextualisation doit donc être envisagée ici comme une méthodologie permettant aux parties prenantes (décideurs privés et publiques, utilisateurs, citoyens, consommateurs, etc.) de se saisir d'un problème avec différents angles d'attaque (économique, technique, social, environnemental). C'est ici le cadre conceptuel du *design for sustainability* (Ceschin and Gaziulusoy 2016) qui peut être utilisé pour contextualiser ce type de système et l'ACV réalisée. A ceci peut s'ajouter une démarche centrée utilisateur (*user centered*) qui peut être considérée comme une façon de contextualiser pouvant aller jusqu'à une démarche *human-centred* pour tendre vers des innovations responsables (Borthwick et al. 2022).

Je traite ce sujet actuellement via le co-encadrement de la thèse de Xiaoling Zhou qui a démarré au 1<sup>er</sup> janvier 2022 dont le sujet est le développement d'une approche de contextualisation de l'ACV pour éco-concevoir et promouvoir l'usage des systèmes de protection localisée par flux d'air en industrie agroalimentaire. La problématique de la protection des produits contre les pollutions externes (molécules, micro-organismes, particules, etc.) est cruciale dans de nombreuses industries, de la micro-électronique à la pharmacie en passant par l'agroalimentaire. Dans ce dernier domaine en particulier, il existe une volonté de plus en plus forte de produire sans conservateurs (sous l'impulsion des consommateurs et des réglementations), sans pour autant raccourcir les dates limites de vente de manière trop drastique. Une solution industrielle classique pour limiter au maximum les contaminations aériennes est de mettre en place des salles propres, avec des protocoles de productions très stricts : c'est par exemple le cas des industries

pharmaceutique ou électronique. Il est en revanche difficile d'appliquer ces protocoles de production dans beaucoup de pans de l'industrie agroalimentaire (à l'exception notable de la production de produits infantiles), et il est en outre impossible d'un point de vue logistique et économique d'adapter toutes les usines pour en faire des salles propres. Des solutions de protection localisée, consistant à assurer des conditions environnementales optimales au plus près des zones à risque (température, contamination particulière, etc.), ont donc été développées à partir des années 2000. L'idée est d'isoler l'environnement proche des objets à protéger en permettant un accès physique (protections localisées par flux d'air propre) ou non (isolateurs). Si l'on se concentre sur les protections localisées par flux d'air, on ne peut que constater le décalage entre le fort engouement qu'elles suscitent lorsqu'elles sont présentées aux différents acteurs socio-économique, et le déploiement certes existant mais réduit de ces solutions sur le terrain. Une façon de franchir un cap pourrait donc être de mieux définir les apports en termes de qualité de produit et de performances environnementales des solutions de protection localisées tout en quantifiant en regard le coût et les contraintes techniques de ces solutions et les bénéfices sociaux associés. En effet, les apports de la protection localisée peuvent être multiples :

- une meilleure performance sur la protection elle-même et donc sur la qualité du produit ;
- un recyclage possible du flux d'air propre et froid, permettant un plus faible volume d'air à conditionner au niveau global de l'atelier et dès lors des gains énergétiques ;
- un recyclage possible du flux d'air froid, permettant des conditions de travail plus agréables dans l'air ambiant (températures basses à proximité des produits et plus élevées concernant l'ambiance dans laquelle évoluent les opérateurs).

Les méthodes pour prendre en compte l'ensemble des avantages sociaux, économiques, techniques et environnementaux de la protection localisée et pour considérer son insertion dans une usine non pas comme un objet supplémentaire indépendant d'un existant mais comme un élément faisant partie d'un tout et pouvant à ce titre être optimisé, ne sont pas triviales. En d'autres termes, la contextualisation de l'ACV se matérialiserait via l'usage d'une méthodologie de *user centered design* articulée avec l'ACV pour être en capacité à éco-concevoir un système dans son contexte d'usage, économique, social, technique, etc.

#### 4.3.5. POUR UN IMPACT LOCALISE

La contextualisation de l'évaluation d'un impact est, quant à elle, plus sujette à interrogation. Comme dit en conclusion de la section 3 de ce mémoire, la spatialisation apparaît, dans la plupart des cas, suffisante pour affiner le calcul de l'impact. Dans quelques rares cas, la contextualisation pourrait se révéler nécessaire.

Dans le cadre de la thèse de Perlette Totoson (2021-2024) que je co-encadre, la réflexion porte sur l'évaluation de la criticité des ressources et son intégration dans la méthodologie ACV pour une ressource particulière qui est le phosphore. L'enjeu de cette thèse est d'intégrer le recyclage local du phosphore comme levier de diminution de l'évaluation de sa criticité à l'échelle locale. Pour ce faire, les caractéristiques du territoire d'usage du phosphore recyclé doivent être prises en compte et dépassent la « simple » considération de caractéristiques géographiques. En effet, des *drivers* comme les pratiques agricoles, l'impact de la réglementation, l'intérêt agronomique et économique de la substitution et les préférences des agriculteurs concernant l'usage du phosphore issu du recyclage local, entre autres doivent être considérées pour estimer le potentiel de recyclage local du phosphore. La contextualisation de l'ACV prend donc ici la forme d'une méthodologie d'intégration des *drivers* d'usage du phosphore d'origine organique (potentiel de recyclage local du phosphore) afin de construire un indicateur de criticité territorialisé du phosphore pour l'ACV. Un travail de publication est en cours<sup>6</sup>.

Par ailleurs, dans le cadre du travail sur l'évaluation de l'impact odeur décrit en section 3, nous avons choisi de construire une méthodologie de caractérisation de type *midpoint* et donc de proposer l'évaluation de l'impact « odeur potentielle ». Pour aller plus loin et évaluer le dommage autrement dit « la gêne potentielle », il sera nécessaire d'intégrer des informations contextuelles différentes de celles utilisées pour l'approche *midpoint* notamment pour approcher l'impact hédonique de l'exposition aux différentes substances odorantes et transformer cet impact « odeur potentielle » en dommage tel que la « gêne potentielle ».

#### 4.4. DEPLACEMENT DES FRONTS DE SCIENCE, HYBRIDATION ET INTERDISCIPLINARITE POUR LA CONTEXTUALISATION DE L'ACV

La mise en regard des enseignements épistémologiques autour de la méthodologie ACV, de sa pratique et de l'évolution des développements méthodologiques associés face à la nécessité de sa contextualisation pour l'évaluation d'un certain type de systèmes et d'impacts permettent d'observer le déplacement d'un certain nombre de fronts de science laissant entrevoir des potentiels futurs de la recherche en ACV.

##### 4.4.1. DE L'OBJECTIVITE AU PLURALISME DE LA MODELISATION EN ACV

---

<sup>6</sup> Totoson, P. Pradel, M., Chanut, J-P., Thiriet, P., Aissani, L. How recycling concept is taken into account in the raw material criticality assessment? An overview of methodology applicable on phosphorus.



Que cela soit pour la modélisation du système, de sa (ses) fonction(s) ou de ses impacts, mon ambition en ACV désormais, est de changer de focale pour passer d'une modélisation voulue la plus « objective » possible (c'est-à-dire en dehors de toute autre considération et donc hors contexte) à une modélisation « pluraliste ». La modélisation « objective » ambitionne de représenter de manière univoque dans l'espace et dans le temps un système alors que la modélisation « pluraliste » (terme emprunté aux Sciences Politiques) ambitionne une représentation sociotechnique avec une inscription équivoque dans le temps et l'espace. Dès lors, grâce à une approche pluraliste de la modélisation en ACV, on accepte qu'un système puisse être représenté de différentes façons, toutes ces façons étant valides, porteuses de leurs propres biais et pouvant parfois coexister quand elles proviennent de différents acteurs. Prendre en compte le contexte dans la modélisation d'un système est donc une manière d'appréhender la pluralité des modélisations possibles en reconnaissant le caractère spécifique du couple « système-contexte ». La reconnaissance de la pertinence de cette pluralité de points de vue et donc de représentations possibles d'un système en ACV permet de s'extraire de l'épineuse question de l'objectivité *versus* la subjectivité de la modélisation et d'admettre le caractère pluriel et complexe de la représentation d'un système.

Cette approche pluraliste est de manière évidente opportune à mettre en œuvre pour la modélisation d'un système et de ses fonctions. On imagine aisément que, par exemple, une filière territorialisée de gestion des biodéchets puisse être représentée de manière totalement différente selon que l'acteur est un décideur politique, un exploitant industriel d'unité de traitement, une association pour l'environnement et un citoyen, sans qu'aucune de ces représentations ne porte en elle seule la vérité. L'approche pluraliste peut être rapprochée de l'approche de triangulation consistant à utiliser des visions ou disciplines différentes pour aborder une question de recherche et sa complexité utilisée en sciences humaines et sociales dans les approches qualitatives (Caillaud and Flick 2016).

#### 4.4.2. VERS UNE HYBRIDATION DES METHODOLOGIES ET DES CADRES CONCEPTUELS

Accomplir une telle contextualisation de l'ACV que cela soit dans la modélisation contextualisée du système étudié et/ou de ses impacts environnementaux requiert à la fois une très haute technicité méthodologique (usage de modèles économiques, de diagnostic sociotechnique, du génie des procédés, du génie de l'environnement, de la dynamique des systèmes, de *design thinking*) et un nombre de données conséquent. L'idée développée à travers ce mémoire n'est pas de proposer une méthodologie de contextualisation unique et absolue mais d'être, en tant que praticien expert en ACV, en capacité de :

- s'emparer des différentes méthodologies (ACV conséquentielle, dynamique, spatialisée, etc.), des nombreux outils existants (SIG, analyse spatiale, modélisation

dynamique, métabolique, etc.), des diverses bases de données (économiques, technologiques, input-output, etc.) et des différents cadres conceptuels (*design for sustainability, social design, diagnostic sociotechnique, etc.*) ;

ET

- de les faire dialoguer.

Le front de science émergent est donc dans la capacité d'hybridation de l'existant. C'est bien à cette « surface d'échange » en d'autres termes aux interactions entre méthodologies et disciplines que s'est construit et se construira encore la connaissance en ACV. Cette hybridation demande non seulement une volonté et une agilité de mise en dialogue de l'existant via une approche multi- voire interdisciplinaire mais également une ouverture vers la co-construction avec les parties prenantes (acteurs socio-économiques concernés par le système étudié).

#### 4.4.3. UNE NECESSAIRE INTERDISCIPLINARITE A CONSOLIDER

La nécessaire ouverture de l'ACV autant du point de vue de sa théorie que de sa pratique se dégage indéniablement. Il semble évident que la recherche en ACV ne peut pas se satisfaire d'une pratique disciplinaire et donc est tenue de mettre en œuvre, *a minima*, de la multidisciplinarité (Muntwyler et al. 2022). Le chercheur en ACV est dès lors forcément à cette intersection et interagit avec différentes disciplines.

Depuis quelques années, j'ai tenté avec plus ou moins de succès, de facilité et de difficultés cette ouverture disciplinaire indispensable et enrichissante, que cela soit avec des économistes de l'environnement (Thèse de Marie-Emilie Mollaret, projet DETERMEEN), des sociologues (Thèses de Mathilde Marchand et d'Antoine Lacassagne, projets PRODDEVAL et BEECOME), des géographes (Thèse de Faustine Laurent, projets DETERMEEN, ODEVAL et BEECOME), des chercheurs en génie des procédés (Thèse de Faustine Laurent, projets BIORARE, BIOMSA, ODEVAL, TrackyLeaks, FELeaks), des chercheurs en aéraulique (Thèse de Xiaoling Zhou) et des chercheurs en modélisation dynamique (projet BEECOME).

La plupart du temps, ces expériences d'ouverture m'ont permis d'aller au-delà de la multidisciplinarité vue comme une « association de disciplines qui concourent à une réalisation commune, mais sans que chaque discipline ait à modifier sa propre vision des choses et ses propres méthodes » et de pratiquer une forme d'interdisciplinarité. En effet, selon Kleinpeter (2013) et son article sur la taxinomie critique de l'interdisciplinarité, cette dernière revêt différentes formes (étroite ou large, partagée ou collaborative), poursuit différents objectifs (méthodologique ou théorique) et met en œuvre différentes pratiques (centrée sur les concepts, l'explicitation ou les résultats). Elle n'est donc pas UNE mais PLUSIEURS et est surtout un espace où ce qui compte est de produire de la connaissance de manière collective et utile.

Dans ma recherche actuelle et future en contextualisation de l'ACV, j'ai donc le souhait de travailler, essentiellement voire uniquement, en interaction avec les autres disciplines quels que soient les sujets et la forme de ces interactions : théorique (construction de nouveaux concepts), méthodologique (construction de nouvelles méthodologies) ou pratique (mise en œuvre et interprétation des résultats). La recherche en ACV que je pratique rend indispensable cette posture interdisciplinaire pour faire progresser cette approche de contextualisation (complexification de l'ACV) à la fois vers :

- une plus grande représentativité et justesse des différentes composantes du couple « système-contexte » à prendre en compte et modéliser,
- une plus grande utilité sociétale i) de sa mise en œuvre comme support au dialogue entre acteurs et comme support de co-construction méthodologique et ii) de ses résultats comme enseignements scientifiques à porter à connaissance des acteurs.

#### 4.4.4. UNE OUVERTURE A AFFIRMER VERS LES ACTEURS ET LA SOCIETE

Dans nos recherches en ACV, la question de la place de la société et des acteurs socio-économiques se pose. « Science ouverte », « science participative », « sciences citoyennes », « recherche avec des communautés », « approche multi-acteurs » sont autant de termes pour exprimer l'interaction plus ou moins étroite existant entre les acteurs socio-économiques et la recherche scientifique. Tantôt informés, consultés ou interrogés, les acteurs ont depuis longtemps des liens avec la recherche dans l'objectif d'une compréhension plus fine des enjeux sociétaux, d'une récolte facilitée des données du terrain et d'une appropriation plus forte des méthodes et résultats (Le Crosnier et al. 2013). Ces relations ont longtemps et majoritairement été unilatérales. Même si dans les années 70, il y eut un fort engouement pour la recherche participative, ce n'est que depuis quelques années que la co-construction de problématique de recherche et des méthodologies pour les résoudre entre les chercheurs et la société ré-émergent.

Dans les projets que nous avons menés, il y a toujours une place pour les acteurs socio-économiques concernés même si cette place a pu parfois être réduite à de l'acquisition de données ou du retour d'expérience terrain. Nous comprenons dans le terme « acteur » une définition relativement large incluant l'individu, le groupe d'individus et les institutions, portant tous des intérêts propres et avec la caractéristique indispensable d'avoir un intérêt quel qu'il soit pour le système étudié. Cette définition élargie, finalement très proche de celle proposée par Akoun and Ansart (1999), autorise alors la consultation allant du citoyen, en passant par les associations ou groupes d'intérêt, les acteurs institutionnels jusqu'aux acteurs privés. Dans le projet PRODDEVAl, nous avons interrogé différents participants (bureau d'étude, conseil départemental, services techniques de gestion des déchets, association de citoyens) au processus de construction du plan de gestion des déchets pour tenter de comprendre la place et le rôle de l'évaluation environnementale dans ce processus de planification et de décision publique. Dans le

projet DETERMEEN, nous avons travaillé de concert avec différents services de Rennes Métropole (Energie et Déchets notamment) pour co-construire un diagnostic du territoire et des indicateurs pour évaluer les fonctions pertinentes que la méthanisation peut remplir sur ce territoire. Dans les projets BEECOME 1 et CARIBOU, nous interrogeons les acteurs (producteurs de déchets, acteurs de la prévention et de la valorisation, institutions, industriels) pour tenter d'identifier les *drivers* de la mise en œuvre de filières de valorisation des déchets organiques sur les territoires. L'idée est qu'à terme, sans doute en concertation avec les acteurs, il soit possible d'identifier parmi ces *drivers*, lesquels peuvent être considérés comme des freins ou des leviers afin de construire des premières trajectoires de transition vers une gestion circulaire des déchets sur les territoires.

Dans nos recherches actuelles, nous visons un travail plus collaboratif et ouvert avec les acteurs pour une ACV contextualisée. Dans le projet BEECOME 2 et le projet de thèse de Xiaoling Zhou, la relation se voudra plus étroite entre recherche et acteurs socio-économiques avec une velléité de co-construction des problématiques et méthodologies. Dans le premier, il s'agit de travailler avec les acteurs de la gestion des déchets organiques pour identifier quelles caractéristiques territoriales peuvent être considérées comme des *drivers* et co-construire les liens formels et informels liant ces *drivers* à la mise en œuvre des filières de valorisation voire l'émergence de nouveaux modèles de gestion. Dans le second, il s'agit de réaliser une ACV contextualisée en s'appuyant sur la détermination des *drivers* entre un dispositif de protection localisée des produits en industries agroalimentaires et son contexte d'insertion et en identifiant ses cas d'usage dans une logique d'écoconception. L'ensemble de ce travail sera co-construit avec les acteurs concernés (travailleurs, industriels, ergonomes, consommateurs, usagers, etc.). Dans ces deux projets, l'interaction souhaitée avec les acteurs se veut forte et constructive. Elle fera l'objet d'une attention particulière via la réalisation d'entretiens semi-directifs et d'ateliers d'acteurs pour faire émerger cette nouvelle connaissance.

#### 4.5. PERSPECTIVES

Cette succincte et ultime section du mémoire a pour objectif de synthétiser mes perspectives développées dans cette quatrième partie du mémoire pour le développement de la contextualisation de l'ACV. Le champ de la contextualisation de l'ACV m'apparaît comme une « surface d'échange » entre des chercheurs de différentes disciplines et les acteurs.

Je résumerai mon approche actuelle de la contextualisation de l'ACV en 3 points :

- une hybridation singulière des méthodologies et des cadres conceptuels à construire selon l'objet étudié (procédé/dispositif, filière, trajectoire, impact). Les

approches connues et à venir en ACV seront convoquées, combinées et adaptées afin de répondre au mieux à ce besoin de contextualisation.

- une interdisciplinarité requise pour une approche la plus globale possible. Il m'apparaît désormais inenvisageable de travailler sans partenariat, SHS notamment, l'ACV contextualisée étant pour moi une méthodologie agrégative de connaissances dans l'idée de dessiner les liens entre un système et son contexte.
- une approche multi-acteurs dont l'ambition de co-construction dépendra des besoins. En positionnant l'ACV contextualisée comme une occasion de dialoguer et de co-construire, la recherche en ACV ne pourrait se satisfaire de l'absence de ces derniers pour son développement et son utilité sociétale.

Dès lors, ces perspectives pourraient être schématisées par le modèle *naming-blaming-claiming* proposé par des sociologues du droit et repris et adapté par Bouleau (2016) :

- Le concept de *naming* pour la définition co-construite de la problématique entre acteurs et chercheurs de différentes disciplines. Plus précisément dans le cadre de l'ACV contextualisée, il s'agira de déterminer et formaliser les questions auxquelles la conduite de l'ACV devra/pourra répondre.
- Le concept de *blaming* pour l'identification des liens causaux entre le système et son contexte. Plus précisément dans le cadre de l'ACV contextualisée, il s'agira d'identifier, qualifier et quantifier les *drivers* du contexte influençant le système et réciproquement afin de modéliser un ensemble complexe « contexte-système ».
- Le concept de *claiming* pour la proposition de solutions innovantes et à l'intersection des différents intérêts.

Plus précisément, nous devons avoir recours à des approches et cadres conceptuels innovants se trouvant à l'intersection des différentes disciplines et permettant la mise en œuvre d'une approche multi-acteurs telles que :

- Le diagnostic sociotechnique (DST) visant à caractériser les réseaux d'acteurs, les règles et les connaissances qui influencent les choix techniques et les phénomènes de verrouillage et de dépendance qui limitent la diffusion des innovations (Belmin 2021). Sa réalisation s'appuie sur « des entretiens semi-directifs avec des acteurs-clés soigneusement sélectionnés pour représenter leur diversité au sein d'une filière et/d'un territoire » (Belmin 2021).
- Le *design for sustainability* visant à construire des innovations incrémentales ou de rupture dans le cadre d'une démarche holistique de la durabilité (Rocha et al. 2019). Dans ce cadre, différentes approches existent telles que *social design*, *green design*, *cradle to cradle design*, pertinentes dans une logique d'innovation des systèmes pour la transition écologique (Ceschin and Gaziulusoy 2016).
- La théorie CK pour *Concept-Knowledge* visant à travailler sur deux espaces d'exploration les concepts et les connaissances afin de produire de l'innovation

qu'elle soit méthodologique, organisationnelle, technique, etc. (Le Masson et al. 2018).

Si nous poussons encore plus loin la réflexion autour de la position à l'intersection voire à l'interface de la contextualisation de l'ACV, alors nous pouvons interroger la qualification potentielle de cette dernière comme « objet-frontière ». Selon Trompette and Vinck (2009), les objets-frontières peuvent se définir comme « objets, abstraits ou concrets, dont la structure est suffisamment commune à plusieurs mondes sociaux pour qu'elle assure un minimum d'identité au niveau de l'intersection tout en étant suffisamment souple pour s'adapter aux besoins et contraintes spécifiques de chacun de ces mondes. [...] La notion est donc étroitement liée aux questions de signification partagée et d'interprétation ». Une des caractéristiques mises en avant est « la flexibilité interprétative [...] lui permettant d'opérer comme support de traductions hétérogènes, comme dispositif d'intégration des savoirs, comme médiation dans les processus de coordination d'experts et de non-experts, etc. ». Cette question de qualification d'objet-frontière ou non de la contextualisation de l'ACV ne peut être résolue dans ce mémoire et pourrait faire l'objet d'un travail à part entière. Il me semble, cependant, opportun de faire émerger cette notion des sciences sociales permettant de conceptualiser et d'argumenter cette position d'interface que pourrait/devoir avoir la contextualisation de l'ACV.

Enfin, les derniers mots de ce mémoire ont pour objet d'ouvrir le champ vaste et plus controversé de la pratique d'une science post-normale. Cette stratégie de résolution de problèmes est définie comme une alternative scientifique face aux difficultés qu'ont les sciences fondamentales, les sciences appliquées et l'expertise à apporter des solutions à des problèmes complexes à enjeux multiples (Ravetz 2011). C'est notamment le cas lorsqu'il s'agit d'étudier la crise environnementale caractérisée par des conséquences incertaines, des valeurs contestées, des enjeux élevés et des décisions urgentes (Funtowicz and Ravetz 1993; Ravetz 2011). A travers cette dernière section nommée « Perspectives » du mémoire, la « feuille de route » proposée pour la prise en compte de la complexité, de l'incertain, des valeurs, de la pluralité des points de vue, de l'ouverture aux décideurs, acteurs et citoyens dans la démarche d'évaluation environnementale et notamment via l'ACV pourrait s'inscrire dans une stratégie post-normale. Pour moi à l'issue de ce mémoire, cette question reste non seulement ouverte mais également enthousiasmante en interrogeant la capacité de cette stratégie post-normale de développement et de pratique de « l'ACV contextualisée » à co-construire des futurs transformatifs pour la transition écologique des territoires.

## 5. CONCLUSIONS

« Il faut toujours viser la lune, car même en cas d'échec, on atterrit dans les étoiles. »

*Oscar Wilde*

Conclure en peu de mots comme j'ai introduit ce mémoire est donc le défi que je choisis de relever. Pour ce faire, je n'aborderai que trois aspects.

Le premier me permet de mettre en lumière ce qui m'a animée durant ces 17 années à explorer l'ACV et à pousser sa pratique et sa méthodologie dans ses retranchements. L'ACV porte en elle à la fois la promesse d'aider à la construction d'un monde meilleur d'un point de vue environnemental et les limites de sa promesse en se focalisant sur l'intersection « système-Environnement » et en tentant d'objectiver cette intersection comme si toute chose était égale par ailleurs (hypothèse du *ceteris paribus*). Or, il m'apparaît clairement désormais que pour tenir sa promesse, l'ACV doit « se transcender » (Pohl et al. 2021). En d'autres termes, sa méthodologie doit surpasser ce questionnement de relations binaires système-Environnement pour une approche plus holistique comprenant les interactions entre le contexte, le système et l'Environnement, même, voire d'autant, si cela passe par une complexification de sa méthodologie et un dialogue plus étroit avec les autres disciplines et les acteurs socio-économiques.

Le deuxième aspect me permet d'éclairer le plaisir que j'ai à appartenir à la communauté scientifique de l'ACV mais aussi, à en sortir et affronter des communautés d'acteurs (scientifiques ou non) non acquises à la pratique et à la recherche en ACV. Cela m'a permis de questionner son domaine de validité, son potentiel et ses faiblesses en mettant sa méthodologie et sa pratique à l'épreuve. Ce sont ces mises à l'épreuve et nos tentatives de résolution par la spatialisation de l'ACV qui m'ont permis à la fois de comprendre la limite du courant *mainstream* ou le fonctionnement en bulle (Muntwyler et al. 2022) de la pratique et de la recherche en ACV mais aussi la plasticité de sa méthodologie qui finalement autorise voire même favorise les développements les plus originaux.

Le troisième aspect me permet de dévoiler ma vision prospective de l'ACV contextualisée comme une approche à l'intersection de disciplines et d'acteurs comme support aux dialogues entre scientifiques mais aussi comme *medium* des relations sciences-société dans cette perspective ambitieuse de transition écologique. Sa complexification n'est *a priori* pas un obstacle à ce dialogue. Bien au contraire, en admettant la complexité du monde et donc la complexité de sa représentation en ACV, l'ACV contextualisée offre l'espace pour le partage des représentations, leur modélisation et l'évaluation des impacts environnementaux associés. L'ACV, que sa communauté a longtemps voulu ériger en discipline en dépit ou grâce à sa capacité intégratrice de savoirs de multiples disciplines, peut désormais être vue :

- Non seulement comme une discipline (Besnier and Perriault 2013),
- Mais aussi comme une pratique transdisciplinaire (Muntwyler et al. 2022; Pohl et al. 2021).

Cette transdisciplinarité repose sur la revendication de cette capacité intégratrice comme son essence même et ambitionne « l'art du compromis et non de la compromission ».



## REFERENCES

- Aissani, L., 2008. Intégration des paramètres spatio-temporels et des risques d'accident à l'Analyse du Cycle de Vie : Application à la filière hydrogène énergie et à la filière essence. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.
- Aissani, L., F. Béline, C. Boutin & P. Denoroy, 2017a. Evaluation des flux de N et P issus de l'activité humaine vers le milieu aquatique et méthodes d'évaluation de l'impact d'eutrophisation résultant. Rapport d'Expertise scientifique collective - L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport CNRS- Ifremer-INRA-Irstea (France) edn, 790-850.
- Aissani, L., A. Collet & F. Béline, 2013. Détermination de l'intérêt environnemental via l'analyse du cycle de vie du traitement des effluents organiques par méthanisation au regard des contraintes territoriales. *Sciences Eaux & Territoires*(12):p. 78 - p. 85 doi:10.14758/set-revue.2013.12.13.
- Aissani, L., M. Grémont, F. Laurent, J. Schiebel, G. Accarion, M. Neuschwander & S. Vaxelaire, 2017b. Prise en compte des contraintes spatiales et environnementales pour une approche systémique de l'insertion d'unités de méthanisation collectives au sein d'un territoire – DETERMEEN - Rapport Final. vol ADEME, 15 p.
- Aissani, L., A. Lacassagne, J. B. Bahers & S. L. Féon, 2019. Life cycle assessment of industrial symbiosis: A critical review of relevant reference scenarios. *Journal of Industrial Ecology* doi:10.1111/jiec.12842.
- Aissani, L. & F. Laurent, 2016. A territorial diagnostic tool for the design and environmental assessment of territorial biogas plant scenarios: An experiment in decompartmentalizing technical, environmental and territorial issues
- Un outil de diagnostic territorial pour la conception et l'évaluation environnementale de scénarios de méthanisation territoriale : Une expérience de décloisonnement des questions technique, environnementale et territoriale. 2016.
- Aissani, L. & S. Le Féon, 2015. Cadre conceptuel pour la prise en compte de la spatialisation en Analyse de Cycle de Vie (ACV) : le continuum de spatialisation. ADEME, 34.
- Aissani, L. & L. Nitschelm, 2019. How to spatialize impact assessment? Spatialization in LCA - Interests, feasibility and limits of ecodesign EcoSD Annual Workshop 2017. Presses de Mines, Paris.
- Aissani, L., A. Papangelou, J. B. Bahers, T. P., J.-D. Mathias, S. Huet, M. Maguet & A. Mathgen, 2022. Trajectoires de transition vers une économie circulaire durable de la gestion des biodéchets des territoires. Rapport final du projet BEECOME., 67.
- Aissani, L. D., 2019. Spatialization in LCA - Interests, feasibility and limits of ecodesign. EcoSD Annual Workshop 2017.
- Akoun, A. & P. Ansart, 1999. Dictionnaire de sociologie.
- André, P., C. E. Delisle & J.-P. Réveret, 2003. Evaluation des impacts sur l'environnement.

- Assies, J. A., 1992. Introduction paper to SETAC-Europe workshop on environmental life cycle analysis of products. . In: SETAC-Europe Brussels, B. (ed) In Life-Cycle Assessment, Proceedings of a SETAC-Europe workshop on Environmental Life Cycle Assessment of Products, Leiden, 1992.
- Avadí, A., A. L. Aissani, L. M. Pradel & A. Wilfart, 2020. Life cycle inventory data on French organic waste treatments yielding organic amendments and fertilisers. *Data in Brief* 28:7 p. doi:10.1016/j.dib.2019.105000.
- Barbier, R., L. Aissani, C. Beurois, K. Schlierf, P. Ward-Perkins & J. Mery, 2014. Décision publique et évaluation environnementale : retours d'expérience sur l'usage de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) par des gestionnaires de déchets municipaux - Livrable Final du projet PRODDEVAL. ADEME, 38 p.
- Barreau, H., 2013. L'épistémologie.
- Bayart, J.-B., C. Bulle, L. Deschênes, M. Margni, S. Pfister, F. Vince & A. Koehler, 2010. A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15(5):439-453 doi:10.1007/s11367-010-0172-7.
- Beaussier, T., S. Caurla, V. Bellon-Maurel, P. Delacote & E. Loiseau, 2022. Deepening the territorial Life Cycle Assessment approach with partial equilibrium modelling: First insights from an application to a wood energy incentive in a French region. *Resources, Conservation and Recycling* 179 doi:10.1016/j.resconrec.2021.106024.
- Bellekom, S., J. Potting & R. Benders, 2006. Feasibility of Applying Site-dependent Impact Assessment of Acidification in LCA (8 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11(6):417-424 doi:10.1065/lca2005.08.221.
- Belmin, R., 2021. Deux méthodes de diagnostic au service des projets de développement.
- Besnier, J.-M. & J. Perriault, 2013. Introduction générale. *Hermès, La Revue* 67(3):13-15 doi:10.4267/2042/51863.
- Borthwick, M., M. Tomitsch & M. Gaughwin, 2022. From human-centred to life-centred design: Considering environmental and ethical concerns in the design of interactive products. *Journal of Responsible Technology* 10:100032 doi:<https://doi.org/10.1016/j.jrt.2022.100032>.
- Boulay, A.-M., C. Bulle, J.-B. Bayart, L. Deschênes & M. Margni, 2011. Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health. *Environmental Science & Technology* 45(20):8948-8957 doi:10.1021/es1030883.
- Bouleau, G., 2016. Pourquoi chercher la petite bête? Les enjeux politiques de l'indice biotique en France (1964-1969). *Vertigo: la revue électronique en sciences de l'environnement* 16(2).
- Briggs, G. A., 1973. Diffusion estimation for small emissions. *Atmospheric turbulence and diffusion laboratory* 965:83-145.
- Bulle, C., M. Margni, L. Patouillard, A. M. Boulay, G. Bourgault, V. De Bruille, V. Cao, M. Hauschild, A. Henderson, S. Humbert, S. Kashef-Haghighi, A. Kounina, A. Laurent, A. Lévasseur, G. Liard, R. K. Rosenbaum, P. O. Roy, S. Shaked, P. Fantke & O. Jolliet, 2019. IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *International Journal of Life Cycle Assessment* doi:10.1007/s11367-019-01583-0.

- Caillaud, S. & U. Flick, 2016. Triangulation méthodologique. Ou comment penser son plan de recherche.
- Capelli, L., S. Sironi, R. Del Rosso & J.-M. Guillot, 2013. Measuring odours in the environment vs. dispersion modelling: A review. *Atmospheric Environment* 79:731-743  
doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.07.029>.
- Ceschin, F. & I. Gaziulusoy, 2016. Evolution of design for sustainability: From product design to design for system innovations and transitions. *Design Studies* 47:118-163  
doi:<https://doi.org/10.1016/j.destud.2016.09.002>.
- Collado-Ruiz, D. & H. Ostad-Ahmad-Ghorabi, 2010. Funon theory: Standardizing functional units for product design. *Resources, Conservation and Recycling* 54(10):683-691  
doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.11.009>.
- Cucurachi, S. & R. Heijungs, 2014. Characterisation factors for life cycle impact assessment of sound emissions. *Science of The Total Environment* 468-469:280-291  
doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.080>.
- Cucurachi, S., R. Heijungs, W. J. G. M. Peijnenburg, J. F. B. Bolte & G. R. de Snoo, 2014. A framework for deciding on the inclusion of emerging impacts in life cycle impact assessment. *Journal of Cleaner Production* 78:152-163 doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.010>.
- de Baan, L., C. L. Mutel, M. Curran, S. Hellweg & T. Koellner, 2013. Land Use in Life Cycle Assessment: Global Characterization Factors Based on Regional and Global Potential Species Extinction. *Environmental Science & Technology* 47(16):9281-9290 doi:10.1021/es400592q.
- de Rosnay, J., 1975. Le macroscope, vers une vision globale.
- Dijkman, T. J., M. Birkved & M. Z. Hauschild, 2012. PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17(8):973-986 doi:10.1007/s11367-012-0439-2.
- Ding, T. & W. M. J. Achten, 2022. Coupling agent-based modeling with territorial LCA to support agricultural land-use planning. *Journal of Cleaner Production* 380:134914  
doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134914>.
- Dreyer, L., M. Hauschild & J. Schierbeck, 2006. A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment (10 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11(2):88-97 doi:10.1065/lca2005.08.223.
- Ekvall, T. & A. S. G. Andr e, 2006. Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(5):344-353 doi:10.1065/lca2005.05.208.
- European Commission, J. I., 2007. Recommendations for life cycle based Indicators for Sustainable Consumption and Production in the European Union. JRC Scientific and technical report, 27.
- European Commission, J. I. (ed) 2010. ILCD Handbook - General guide for life cycle assessment - Detailed guidance.

- Finnveden, G., M. Z. Hauschild, T. Ekvall, J. Guinée, R. Heijungs, S. Hellweg, A. Koehler, D. Pennington & S. Suh, 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 91(1):1-21 doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>.
- Foulet, A., S. Dahmani & L. Aissani, 2018a. ODEVAL - Caractérisation et évaluation de l'impact des odeurs en gestion de déchets. Livrable intermédiaire 2 du lot 2 : Amélioration du facteur de l'effet. ADEME, 17.
- Foulet, A., P. Thiriet, T. Bioteau & L. Aissani, 2018b. ODEVAL - Caractérisation et évaluation de l'impact des odeurs en gestion de déchets. Livrable intermédiaire du lot 2 : Amélioration de l'analyse du devenir dans le développement d'un indicateur odeur en analyse du cycle de vie. ADEME, 27.
- Foulet, A., P. Thiriet, A. Callebaut & L. Aissani, 2018c. ODEVAL - Caractérisation et évaluation de l'impact des odeurs en gestion de déchets. Livrable intermédiaire 1 du lot 3 : Développement du facteur d'exposition basé sur la population. ADEME, 21.
- Fréchette-Marleau, S., V. Bécaert, M. Margni, R. Samson & L. Deschênes, 2008. Evaluating the variability of aquatic acidification and photochemical ozone formation characterization factors for Canadian emissions. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(7):593 doi:10.1007/s11367-008-0027-7.
- Funtowicz, S. O. & J. R. Ravetz, 1993. Science for the post-normal age. *Futures* 25(7):739-755 doi:[https://doi.org/10.1016/0016-3287\(93\)90022-L](https://doi.org/10.1016/0016-3287(93)90022-L).
- Godin, C., 2004. Dictionnaire de philosophie.
- Guinée, J. B., R. Heijungs, G. Huppes, A. Zamagni, P. Masoni, R. Buonamici, T. Ekvall & T. Rydberg, 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environmental Science & Technology* 45(1):90-96 doi:10.1021/es101316v.
- Guitton, M. & L. Aissani, 2016. Towards an environmental (sustainability) assessment platform based on LCA: needs assessment within the ECOSD network and prototype LCA-GIS coupling General synthesis report of PRC EcoSD 14.1 project
- Vers une plateforme d'évaluation environnementale (de durabilité) basée sur l'ACV : étude des besoins au sein du réseau ECOSD et prototype de couplage ACV-SIG Synthèse générale du projet PRC EcoSD 14.1. *irstea*, 41.
- Hanafiah, M. M., M. A. Xenopoulos, S. Pfister, R. S. E. W. Leuven & M. A. J. Huijbregts, 2011. Characterization Factors for Water Consumption and Greenhouse Gas Emissions Based on Freshwater Fish Species Extinction. *Environmental Science & Technology* 45(12):5272-5278 doi:10.1021/es1039634.
- Hauschild, M. Z., M. Goedkoop, J. Guinée, R. Heijungs, M. Huijbregts, O. Jolliet, M. Margni, A. De Schryver, S. Humbert, A. Laurent, S. Sala & R. Pant, 2013. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18(3):683-697 doi:10.1007/s11367-012-0489-5.
- Hettelingh, J.-P., M. Posch & J. Potting, 2005. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification in Europe - A Critical Evaluation (7 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10(3):177-183 doi:10.1065/lca2004.09.182.

- Hofstetter, P., T. Baumgartner & R. W. Scholz, 2000. Modelling the valuesphere and the ecosphere: Integrating the decision makers' perspectives into LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5(3):161 doi:10.1007/BF02978618.
- Huijbregts, M. A. J. & J. Seppälä, 2000. Towards region-specific, european fate factors for airborne nitrogen compounds causing aquatic eutrophication. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5(2):65-67 doi:10.1007/BF02979719.
- Huijbregts, M. A. J., J. Struijs, M. Goedkoop, R. Heijungs, A. Jan Hendriks & D. van de Meent, 2005. Human population intake fractions and environmental fate factors of toxic pollutants in life cycle impact assessment. *Chemosphere* 61(10):1495-1504 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.046>.
- ISO, 2006a. ISO 14040 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. 23.
- ISO, 2006b. ISO 14044 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. 49.
- Jolliet, O., M. Saadé, P. Crettaz & S. Shaked, 2010. Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan. 2ème édition mise à jour et augmentée.
- Jørgensen, A., A. Le Bocq, L. Nazarkina & M. Hauschild, 2007. Methodologies for social life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(2):96 doi:10.1065/lca2007.11.367.
- Kanafani, K., R. K. Zimmermann, F. N. Rasmussen & H. Birgisdóttir, 2021. Learnings from developing a context-specific LCA tool for buildings—the case of Icabyg 4. *Sustainability (Switzerland)* 13(3):1-23 doi:10.3390/su13031508.
- KC, R., M. Aalto, O.-J. Korpinen, T. Ranta & S. Proskurina, 2020. Lifecycle Assessment of Biomass Supply Chain with the Assistance of Agent-Based Modelling. *Sustainability* 12(5):1964.
- Kim, H., F. Cluzel, Y. Leroy, B. Yannou & G. Yannou-Le Bris, 2020. Research perspectives in ecodesign. *Design Science* 6:e7 doi:10.1017/dsj.2020.5.
- Kleinpeter, É., 2013. Taxinomie critique de l'interdisciplinarité. *Hermès, La Revue* 67(3):123-129 doi:10.4267/2042/51898.
- Krewitt, W., P. Mayerhofer, A. Trukenmüller & R. Friedrich, 1998. Application of the impact pathway analysis in the context of LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3(2):86-94 doi:10.1007/BF02978495.
- Larrère, C., 2010. Les éthiques environnementales. *Natures Sciences Sociétés* 18(4):405-413.
- Laurent, F., 2015a. Optimisation fonctionnelle et spatiale de scénarios de méthanisation centralisée selon une approche systémique territoriale couplée à l'analyse du cycle de vie. Université de Rennes 1.
- Laurent, F., 2015b. Spatial and functional optimisation of collective biogas plants involving a territorial systemic approach coupled with life cycle assessment. Université de Rennes 1.
- Laurent, F., T. Bioteau, L. Aissani, G. Accarion, F. Béline & A. Ventura, 2016. Systemic approach of collective biogas plants to define relevant functions for their environmental assessment Challenges of functionality of

- ecodesign Crossed visions of functionality from various disciplines EcoSD Annual Workshop 2014. Presses des Mines, Paris, FRA, 67-71.
- Le Crosnier, H., C. Neubauer & B. Storup, 2013. Sciences participatives ou ingénierie sociale : quand amateurs et chercheurs co-produisent les savoirs. *Hermès, La Revue* 67(3):68-74 doi:10.4267/2042/51888.
- Le Masson, P., A. Hatchuel & B. Weil, 2018. Théorie CK-Fondements et implications d'une théorie de la conception. *Les Techniques de l'Ingenieur*.
- Le Moigne, J.-L., 1999. *La modélisation des systèmes complexes*.
- Lebailly, F., A. Levasseur, R. Samson & L. Deschênes, 2014. Development of a dynamic LCA approach for the freshwater ecotoxicity impact of metals and application to a case study regarding zinc fertilization. *International Journal of Life Cycle Assessment* 19(10):1745-1754 doi:10.1007/s11367-014-0779-1.
- Levasseur, A., P. Lesage, M. Margni, L. Deschênes & R. Samson, 2010. Considering time in LCA: Dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environmental Science and Technology* 44(8):3169-3174 doi:10.1021/es9030003.
- Lévêque, C., M. T., A. L., W. A. & V. d. L. S., 2003. L'anthroposystème : entité structurelle et fonctionnelle des interactions sociétés-milieux. In Paris : Elsevier, E. (ed) Lévêque Christian (ed), Van der Leeuw S (ed), Reynier I (coord) *Quelles natures voulons-nous ? : pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement?* , 110-129.
- Loiseau, E., L. Aissani, S. Le Féon, F. Laurent, J. Cerceau, S. Sala & P. Roux, 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 doi:10.1016/j.jclepro.2017.12.169.
- Loiseau, E., P. Roux, G. Junqua, P. Maurel & V. Bellon-Maurel, 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18(8):1533-1548 doi:10.1007/s11367-013-0588-y.
- Marchand, M., 2013. Considération de la différenciation spatiale dans l'évaluation des impacts environnementaux locaux au moyen de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) : application à la gestion des déchets ménagers. *Université Rennes 1*.
- Marchand, M., L. Aissani, P. Mallard, F. Béline & J.-P. Réveret, 2013. Odour and Life Cycle Assessment (LCA) in Waste Management: A Local Assessment Proposal. *Waste and Biomass Valorization* 4(3):607-617 doi:10.1007/s12649-012-9173-z.
- Martínez-Blanco, J., A. Inaba & M. Finkbeiner, 2015. Scoping organizational LCA—challenges and solutions. *International Journal of Life Cycle Assessment* 20(6):829-841 doi:10.1007/s11367-015-0883-x.
- Marvuglia, A., T. N. Gutiérrez, P. Baustert & E. Benetto, 2018. Implementation of Agent-Based Models to support Life Cycle Assessment: A review focusing on agriculture and land use. *AIMS Agriculture and Food* 3(4):535-560 doi:10.3934/AGRFOOD.2018.4.535.
- Miller, S. A., S. Moysey, B. Sharp & J. Alfaro, 2013. A Stochastic Approach to Model Dynamic Systems in Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 17(3):352-362 doi:10.1111/j.1530-9290.2012.00531.x.

- Morvan, Y., 1991. Fondements économie industrielle.
- Muntwyler, A., A. Braunschweig & F. Rosa, 2022. Collaboration within and beyond the LCA community: success stories, obstacles, and solutions—79th LCA Discussion Forum on Life Cycle Assessment, 18 November 2021. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 27(4):623-626 doi:10.1007/s11367-022-02050-Z.
- Mutel, C., X. Liao, L. Patouillard, J. Bare, P. Fantke, R. Frischknecht, M. Hauschild, O. Jolliet, D. Maia de Souza, A. Laurent, S. Pfister & F. Verones, 2019. Overview and recommendations for regionalized life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 24(5):856-865 doi:10.1007/s11367-018-1539-4.
- Mutel, C. L., S. Pfister & S. Hellweg, 2012. GIS-Based Regionalized Life Cycle Assessment: How Big Is Small Enough? Methodology and Case Study of Electricity Generation. *Environmental Science & Technology* 46(2):1096-1103 doi:10.1021/es203117z.
- Nemecek, T., A. Antón, C. Basset-Mens, C. Gentil-Sergent, C. Renaud-Gentié, C. Melero, P. Naviaux, N. Peña, P. Roux & P. Fantke, 2022. Operationalising emission and toxicity modelling of pesticides in LCA: the OLCA-Pest project contribution. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 27(4):527-542 doi:10.1007/s11367-022-02048-7.
- Norris, G. A., 2002. Impact Characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology* 6(3-4):79-101 doi:10.1162/108819802766269548.
- Onat, N. C., M. Kucukvar, A. Halog & S. Cloutier, 2017. Systems Thinking for Life Cycle Sustainability Assessment: A Review of Recent Developments, Applications, and Future Perspectives. *Sustainability* 9(5):706.
- Pasquill, F., 1974. *Atmospheric Diffusion: The Dispersion of Windborne Material from Industrial and other Sources* , Ellis Horwood Limited, Chichester.
- Patouillard, L., C. Bulle & M. Margni, 2016. Ready-to-use and advanced methodologies to prioritise the regionalisation effort in LCA. *Materiaux et Techniques* 104(1) doi:10.1051/mattech/2016002.
- Patouillard, L., C. Bulle, C. Querleu, D. Maxime, P. Osset & M. Margni, 2018. Critical review and practical recommendations to integrate the spatial dimension into life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 177:398-412 doi:10.1016/j.jclepro.2017.12.192.
- Pedersen Weidema, B., 1993. Market aspects in product life cycle inventory methodology. *Journal of Cleaner Production* 1(3-4):161-166 doi:10.1016/0959-6526(93)90007-X.
- Pehnt, M., 2006. Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. *Renewable Energy* 31(1):55-71 doi:10.1016/j.renene.2005.03.002.
- Pella, H., E. Sauquet & A. Chandesaris, 2006. Construction d'un réseau hydrographique simplifié à partir de la BD Carthage®. *Ingénieries eau-agriculture-territoires*(46):p. 3 - p. 14.
- Petit, G., C. Sablayrolles & G. Yannou-Le Bris, 2018. Combining eco-social and environmental indicators to assess the sustainability performance of a food value chain: A case study. *Journal of Cleaner Production* 191:135-143 doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.156>.

- Pfister, S., A. Koehler & S. Hellweg, 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology* 43(11):4098-4104 doi:10.1021/es802423e.
- Pigné, Y., T. N. Gutiérrez, T. Gibon, T. Schaubroeck, E. Popovici, A. H. Shimako, E. Benetto & L. Tiruta-Barna, 2020. A tool to operationalize dynamic LCA, including time differentiation on the complete background database. *International Journal of Life Cycle Assessment* 25(2):267-279 doi:10.1007/s11367-019-01696-6.
- Pohl, C., J. T. Klein, S. Hoffmann, C. Mitchell & D. Fam, 2021. Conceptualising transdisciplinary integration as a multidimensional interactive process. *Environmental Science & Policy* 118:18-26 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.12.005>.
- Potting, J. & M. Hauschild, 1997. Part II: spatial differentiation in life-cycle assessment via the site-dependent characterisation of environmental impact from emissions. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2(4):209 doi:10.1007/BF02978417.
- Potting, J., W. Schöpp, K. Blok & M. Hauschild, 1998. Comparison of the acidifying impact from emissions with different regional origin in life-cycle assessment1A full version of this article will appear in the *Journal of Industrial Ecology*, Volume 2(2), The MIT Press, Cambridge, MA, USA.1. *Journal of Hazardous Materials* 61(1):155-162 doi:[https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(98\)00119-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(98)00119-8).
- Proutheau, S., É. Kleinpeter & J.-L. Le Moigne, 2011. L'exercice de la pensée complexe permet l'intelligence des systèmes complexes. *Hermès, La Revue* 60(2):157-163 doi:10.3917/herm.060.0157.
- Prudhomme, J., S. Merle, F. Bouvard & L. Aissani, 2011. Environmental assessment of two scenarios of herbaceous biomass combustion
- Analyse environnementale de deux filières de biomasse herbacée : Combustion de granulés mixtes miscanthus-bois dans une chaudière de moyenne puissance. Combustion de résidus de fauche de lande en vrac en mélange avec du bois déchiqueté dans une chaudière de moyenne puissance. *irstea*, 45.
- Querini, F. & E. Benetto, 2015. Combining agent-based modeling and life cycle assessment for the evaluation of mobility policies. *Environmental Science and Technology* 49(3):1744-1751 doi:10.1021/es5060868.
- Radhakrishnan, M., I. Kenzhegulova, M. G. Eloffy, W. A. Ibrahim, C. Zevenbergen & A. Pathirana, 2019. Development of context specific sustainability criteria for selection of plant species for green urban infrastructure: The case of Singapore. *Sustainable Production and Consumption* 20:316-325 doi:10.1016/j.spc.2019.08.004.
- Ravetz, J. R., 2011. Postnormal Science and the maturing of the structural contradictions of modern European science. *Futures* 43(2):142-148 doi:<https://doi.org/10.1016/j.futures.2010.10.002>.
- Rebitzer, G. & D. Hunkeler, 2003. Life cycle costing in LCM: ambitions, opportunities, and limitations. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8(5):253-256 doi:10.1007/bf02978913.
- Rocha, C. S., P. Antunes & P. Partidário, 2019. Design for sustainability models: A multiperspective review. *Journal of Cleaner Production* 234:1428-1445 doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.108>.
- Rosenbaum, R. K., T. M. Bachmann, L. S. Gold, M. A. J. Huijbregts, O. Jolliet, R. Juraske, A. Koehler, H. F. Larsen, M. MacLeod, M. Margni, T. E. McKone, J. Payet, M. Schuhmacher, D. van de Meent & M. Z. Hauschild, 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human



- toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(7):532 doi:10.1007/s11367-008-0038-4.
- Roux, C., P. Schalbart & B. Peupartier, 2017. Development of an electricity system model allowing dynamic and marginal approaches in LCA—tested in the French context of space heating in buildings. *International Journal of Life Cycle Assessment* 22(8):1177-1190 doi:10.1007/s11367-016-1229-z.
- Sandén, B. A. & M. Karlström, 2007. Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 15(15):1469-1481 doi:10.1016/j.jclepro.2006.03.005.
- Schaubroeck, T., S. Schaubroeck, R. Heijungs, A. Zamagni, M. Brandão & E. Benetto, 2021. Attributional & Consequential Life Cycle Assessment: Definitions, Conceptual Characteristics and Modelling Restrictions. *Sustainability* 13(13):7386.
- Schlierf, K., L. Aissani & J. Mery, 2013. The Incorporation of Results of Non-aggregated Life Cycle Assessment in Decision Making: Evidence from a Case Study in Local Waste Management in France. *Waste and Biomass Valorization* 4(4):873-880 doi:10.1007/s12649-012-9174-y.
- Siebert, A., S. O'Keefe, A. Bezama, W. Zeug & D. Thrän, 2018. How not to compare apples and oranges: Generate context-specific performance reference points for a social life cycle assessment model. *Journal of Cleaner Production* 198:587-600 doi:10.1016/j.jclepro.2018.06.298.
- Sonnemann, G., E. D. Gemechu, S. Sala, E. M. Schau, K. Allacker, R. Pant, N. Adibi & S. Valdivia, 2017. Life cycle thinking and the use of LCA in policies around the world *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. 429-463.
- Taylor, P. W., 1981. The ethics of respect for nature. *Environmental Ethics* 3(3):197-218.
- Trompette, P. & D. Vinck, 2009. Retour sur la notion d'objet-frontière. *Revue d'anthropologie des connaissances* 3, 1(1):5-27 doi:10.3917/rac.006.0005.
- UNEP, 2011. Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth, A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel. In: Fischer-Kowalski, M., Swilling, M., von Weizsäcker, E.U., Ren, Y., Moriguchi, Y., Crane, W., Krausmann, F., Eisenmenger, N., Giljum, S., Hennicke, P., Romero Lankao, P., Siriban Manalang, A., Sewerin, S. (ed).
- Ventura, A., 2012. Approches systémiques et éco-conception. Une réflexion sur les fondements conceptuels et les applications de l'Analyse de Cycle de Vie Mémoire d'HDR Génie Civil Université de Nantes. 119.
- Werner, F., H. J. Althaus, K. Richter & R. W. Scholz, 2007. Post-consumer waste wood in attributive product LCA: Context specific evaluation of allocation procedures in a functionalistic conception of LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12(3):160-172 doi:10.1065/lca2006.05.249.
- Werner, F. & R. W. Scholz, 2002. Ambiguities in decision-oriented Life Cycle Inventories The Role of mental models. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 7(6):330 doi:10.1007/BF02978680.
- Zadeh, L. A., 2008. Is there a need for fuzzy logic? *Information Sciences* 178(13):2751-2779 doi:<https://doi.org/10.1016/j.ins.2008.02.012>.

Zamagni, A., J. Guinée, R. Heijungs, P. Masoni & A. Raggi, 2012. Lights and shadows in consequential LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17(7):904-918 doi:10.1007/s11367-012-0423-x.

Zimek, M., A. Schober, C. Mair, R. J. Baumgartner, T. Stern & M. Füllsack, 2019. The Third Wave of LCA as the “Decade of Consolidation”. *Sustainability* 11(12):3283.

## ANNEXE 1 – IMPLICATION DANS LES PROJETS DE RECHERCHE

Acronyme	Intitulé	Financeur	Date	Durée	Implication
CleanWast	Evaluation des technologies propres et durables de gestion des déchets	ANR	2009-2012	36 mois	Coordination du lot évaluation environnementale pour l'ACV de scénarios de tri-mécano-biologiques des ordures ménagères résiduelles. Encadrement du stage de Sandra Beauchet.
PRODDEVAL	Processus décisionnel, déchets et Evaluation	ADEME	2010-2014	46 mois	Coordination du projet et coordination du lot évaluation environnementale pour l'évaluation spatialisée de la toxicité et des odeurs en ACV. Encadrement de la thèse Mathilde Marchand et co-encadrement du post-doctorat de Katarina Schlierf.
BIODECOL2	Production de biogaz par co-digestion des déchets agricoles et issus des collectivités	PSDR Grand Ouest	2009-2011	24 mois	Coordination du lot évaluation environnementale pour l'ACV de scénarios de méthanisation collective des effluents d'élevage sur un territoire breton. Encadrement du stage d'Audrey Collet.
BIORARE	Bio-électrosynthèse pour le raffinage des déchets résiduels	ANR et CGI	2012-2017	67 mois	Coordination du lot évaluation environnementale pour l'écoconception du procédé de bioélectrosynthèse (BES) à bas TRL et de son insertion dans la filière méthanisation+BES. Encadrement d'ingénieurs contractuels Lucas Giard et Amandine Foulet.
DETERMEEEN	Prise en compte des contraintes spatiales et environnementales pour une approche systémique de l'insertion d'unités de méthanisation collectives au sein d'un territoire	ADEME	2014-2017	36 mois	Coordination du projet et coordination du lot évaluation environnementale pour la formalisation du continuum de spatialisation en ACV. Encadrement du post-doctorat de Samuel Le Féon.
SPACE RECOVERY	Développement de l'intégration de la différenciation spatiale lors de la modélisation des systèmes et de l'évaluation de leurs impacts environnementaux par l'ACV - Vers un continuum de spatialisation et un couplage aux	Action incitative Irstea	2013-2015	24 mois	Coordination du projet et coordination du lot évaluation environnementale pour la construction d'un indicateur eutrophisation spatialisée. Encadrement du post-doctorat de Samuel Le Féon et des stages de Florian Giraud et Nicolas Faure.

	outils de monitoring pour les systèmes de gestion des déchets				
TRACKYLEAKS	Développement d'un estimateur de débit de fuites de biogaz à partir d'observations images infrarouge	ADEME	2014-2017	36 mois	Coordination du lot évaluation environnementale pour l'identification, par ACV, de la contribution des fuites de biogaz au sein d'une filière méthanisation. Encadrement du stage de Matheus de Oliveira.
ODEVAL	Caractérisation et évaluation de l'impact des odeurs en gestion de déchets	ADEME	2015-2019	42 mois	Coordination du lot évaluation environnementale pour la construction d'un indicateur odeur spatialisée pour l'ACV. Encadrement du post-doctorat d'Amandine Foulet et de deux stagiaires Sana Dahmani et Arnaud Callebaud
METHAPOLSOL	Quelles stratégies territoriales de méthanisation pour combiner lutte contre le changement climatique, lutte contre les pollutions diffuses azotées et amélioration de la qualité des sols.	ADEME	2016-2019	41 mois	Coordination du lot évaluation environnementale pour l'ACV territoriale liant agriculture et méthanisation. Encadrement du stage de Aymeric Le Lay.
FELEAKS	Facteurs d'émission des fuites de biogaz des installations de méthanisation en France	ADEME	2019-2023	36 mois	Coordination du lot évaluation environnementale pour l'ACV territoriale liant agriculture et méthanisation. Encadrement du post-doctorat de Jean-Romain Bautista.
BIOMSA	Développement d'une filière de bioraffinerie environnementale Méthane-Struvite-Algues	ADEME	2020-2023	36 mois	Coordination du lot évaluation environnementale pour l'ACV de la filière méthanisation+microalgues. Encadrement du post-doctorat de Jean-Romain Bautista.
BEECOME	Construction et évaluation des trajectoires de transition vers une économie circulaire durable de la gestion des biodéchets des territoires	ADEME	2021-2022	18 mois	Coordination du projet interdisciplinaire. Co-encadrement du post-doctorat de Anastasia Papangelou et deux stagiaires Mathieu Maguet et Ariane Mathgen.
SERRES+	Serres sans énergie fossile	Région Pays de la Loire	2020-2024	42 mois	Participation au lot d'évaluation des performances environnementales des solutions techniques et réflexion sur les synergies territoriales possibles
MOSAIC	Métabolisme des systèmes agricoles et alimentaires dans le continuum ville - hinterland	Consortium Métaprogramme BETTER -INRAE	2021-2023	24 mois	Membre du consortium. Co-organisation d'un séminaire et co-organisation d'un atelier d'écriture collective d'un position paper sur comment rendre visibles les flux cachés.

REBUS	Réseau de recherche pour une Bioraffinerie Urbaine Soutenable	Consortium Métaprogramme BETTER -INRAE	2021-2023	24 mois	Membre du consortium. Co-organisation de l'école chercheur sur le concept de bioraffinerie environnementale urbaine.
CIRCUTEBIO	Les modèles d'économie Circulaire dans les territoires urbains : quelles transitions vers la Bioéconomie ?	Consortium Métaprogramme BETTER -INRAE	2021-2023	24 mois	Membre du consortium. Participation à la rédaction d'un position paper sur les modèles sous-tendus de l'économie circulaire
CARIBOU	Circularity of the bakery production	Projet Exploratoire Métaprogramme BETTER -INRAE	2022-2024	24 mois	Coordination du lot d'identification des flux de rebus de pain, leurs drivers et le métabolisme territorial associé et co-ordination du lot de conception innovante de filières territorialisées de gestion des rebus de pain. Encadrement de deux stagiaires Chloé Roy et Aurel Messinou.
SANI-TTERR	Labellisation et ACV sanitaire spatialisée au bénéfice de la transition des territoires et la qualité des sols	ADEME	2023-2026	36 mois	Coordination du lot de valorisation et dissémination des résultats pour la conception d'un outil d'aide à la décision à destination des acteurs publics.
BEECOME2	Construction et évaluation des trajectoires de transition vers une économie circulaire durable de la gestion des biodéchets des territoires	ADEME	2023-2026	42 mois	Coordination du projet interdisciplinaire et coordination du lot évaluation environnementale contextualisée des trajectoires de transition territoriales pour la gestion des biodéchets. Encadrement d'un post-doctorat à venir.
FREGATE	Systèmes de bioraffinage environnemental flexibles, résilients, égalitaires et adaptés au territoire urbain	Projet Exploratoire Métaprogramme BETTER -INRAE	2023-2025	24 mois	Participation à la démarche interdisciplinaire du projet et coordination de la réflexion sur méthodes innovantes pour produire un design adapté de la bioraffinerie environnementale urbaine. Encadrement de stages à venir.

## ANNEXE 2 – ACTIVITES D’ENSEIGNEMENTS, DE FORMATION PAR LA RECHERCHE ET D’ENCADREMENT

- Encadrement de doctorants

J’ai encadré 5 doctorants :

- Marie-Emilie Mollaret : Approche de la monétarisation des impacts environnementaux issus de l’analyse du cycle de vie par la méthode des choix multiples : application à la gestion des ordures ménagères résiduelles, Thèse ADEME, Université de Paris Ouest Nanterre La Défense, soutenue le 18 octobre 2012
- Mathilde Marchand : Considération de la différenciation spatiale dans l’évaluation des impacts environnementaux locaux au moyen de l’Analyse du Cycle de Vie (ACV) : application à la gestion des déchets ménagers, Thèse ADEME, Université Rennes 1, soutenue le 9 avril 2013
- Faustine Laurent : Évaluation des performances environnementales de l’insertion d’une filière de méthanisation centralisée au sein d’un territoire, Thèse CIFRE (Akajoule), Université Rennes, soutenue le 6 mars 2015
- Marilys Pradel : Proposition d’une méthode d’allocation par répartition paramètre-dépendant pour l’Analyse du Cycle de Vie des produits déchet-sourcés - Application aux fertilisants phosphatés boue-sourcés, Thèse IRSTEA, Université de Lyon, soutenue le 26 octobre 2017
- Antoine Lacassagne : Utilisation de l’ACV pour déterminer la plus-value environnementale d’une symbiose industrielle. Le cas du couplage méthanisation/granulation des déchets verts à l’échelle territoriale, Thèse CIFRE (Green Research), Université Rennes 1, non soutenue (nous avons décidé d’arrêter sa thèse à 18 mois)

J’encadre actuellement deux doctorantes pour lesquelles je deviendrai la directrice de thèse une fois l’HDR soutenue :

- Perlette Totoson : Evaluation du recyclage spatialisée et contextualisée du phosphore sur sa criticité - Application à l’ACV agricole, Thèse Région Auvergne-Rhône-Alpes, Université Clermont-Ferrand, soutenance prévue fin 2023 - début 2024
- Xiaoling Zhou : Contextualisation de l’analyse du cycle de vie pour éco-concevoir des systèmes de protection localisée par flux d’air en industrie agroalimentaire, Thèse INRAE, Université Rennes 1, soutenance prévue fin 2024 - début 2025

- Enseignements

J'enseigne l'ACV et plus généralement l'évaluation environnementale depuis 2007 dans diverses écoles d'ingénieur et université. Ce que l'on peut retenir :

- Responsabilité du module ACV (40h) et du module optionnel ACV et spatialisation (20h) dans le master international Environmental Engineering and Sustainability Management de l'X, Ecole Polytechnique
- Intervention impacts environnementaux et gestion des déchets dans les formations doctorales du réseau EcoSD
- Intervention ACV (cours théorique ou TP) dans les écoles d'ingénieur telles que ENGEES, INSA Rennes, ENS Rennes

- Encadrements :

J'ai encadré un grand nombre de stagiaires (16) et de CDD ingénieurs ou post-doctorants (6) depuis ma prise de poste en octobre 2008 au Cemagref pour de la mise en œuvre de l'ACV ou son développement méthodologique.

## ANNEXE 3 – PUBLICATIONS

Mes travaux de recherche ont fait l'objet de 16 publications et de nombreuses communications en colloque. Voici la liste de mes publications :

- Articles parus dans des revues de rang A
- 1. Piveteau, P., Druilhe, C. & Aissani, L. (2022). What on earth? The impact of farm effluent management on fluxes of foodborne pathogens in agricultural lands. *Science of the Total Environment*
- 2. Pradel, M., Lippi, M., Daumer, M.L. & Aissani, L. (2020). Environmental performances of production and land application of sludge-based phosphate fertilizers - a life cycle assessment case study. *Environ Sci Pollut Res* 27, 2054-2070
- 3. Avadí, A., Aissani, L., Pradel, M., & Wilfart, A. (2020). Life cycle inventory data on French organic waste treatments yielding organic amendments and fertilisers. *Data in brief*, 28, 105000.
- 4. Aissani, L., Lacassagne, A., Bahers, J. B., & Féon, S. L. (2019). Life cycle assessment of industrial symbiosis: A critical review of relevant reference scenarios. *Journal of Industrial Ecology*, 23(4), 972-985.
- 5. Foulet, A., Bouchez, T., Desmond-Le Quéméner, E., Giard, L., Renvoisé, L., & Aissani, L. (2019). Eco-design of microbial electrochemical technologies for the production of waste-based succinic acid thanks to a life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 225, 1155-1168.
- 6. Pradel, M., & Aissani, L. (2019). Environmental impacts of phosphorus recovery from a “product” Life Cycle Assessment perspective: Allocating burdens of wastewater treatment in the production of sludge-based phosphate fertilizers. *Science of the Total Environment*, 656, 55-69.
- 7. Foulet, A., Bouchez, T., Quéméner, E. D. L., Giard, L., Renvoisé, L., & Aissani, L. (2018). Life cycle assessment of a bioelectrochemical system as a new technological platform for biosuccinic acid production from waste. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(36), 36485-36502.
- 8. 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.
- 9. Pradel, M., Aissani, L., Canler, J. P., Roux, J. C., Villot, J., Baudez, J. C., & Laforest, V. (2018). Constructing an allocation factor based on product-and process-related parameters to assess environmental burdens of producing value-added sludge-based products. *Journal of Cleaner Production*, 171, 1546-1557.
- 10. Déchaux, C., Nitschelm, L., Giard, L., Bioteau, T., Sessiecq, P., & Aissani, L. (2017). Development of the regionalised municipal solid waste incineration (RMWI)



model and its application to France. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(10), 1514-1542.

11. Pitkänen, K., Antikainen, R., Droste, N., Loiseau, E., Saikku, L., Aissani, L., ... & Thomsen, M. (2016). What can be learned from practical cases of green economy?—studies from five European countries. *Journal of Cleaner Production*, 139, 666-676.
12. Pradel, M., Aissani, L., Villot, J., Baudez, J. C., & Laforest, V. (2016). From waste to added value product: towards a paradigm shift in life cycle assessment applied to wastewater sludge—a review. *Journal of Cleaner Production*, 131, 60-75.
13. Bellon-Maurel, V., Aissani, L., Bessou, C., Lardon, L., Loiseau, E., Risch, E., ... & Junqua, G. (2013). What scientific issues in life cycle assessment applied to waste and biomass valorization? Editorial. *Waste and Biomass Valorization*, 4(2), 377-383.
14. Marchand, M., Aissani, L., Mallard, P., Béline, F., & Réveret, J. P. (2013). Odour and life cycle assessment (LCA) in waste management: a local assessment proposal. *Waste and Biomass Valorization*, 4(3), 607-617.
15. Schlierf, K., Aissani, L., & Mery, J. (2013). The incorporation of results of non-aggregated life cycle assessment in decision-making: evidence from a case study in local waste management in France. *Waste and Biomass Valorization*, 4(4), 873-880.
16. Aissani, L., Jabouille, F., Bourgois, J., & Rousseaux, P. (2012). A new methodology for risk evaluation taking into account the whole life cycle (LCRA): Validation with case study. *Process Safety and Environmental Protection*, 90(4), 295-303.

- Articles de revues de rang A soumis

1. Foulet, A., Thiriet, P., Bioteau, T. & Aissani, L. (2023). Spatially explicit methodology for a new indicator in life cycle assessment.
2. Papangelou, A., Bahers, J-B. & Aissani, L. (2023) Drivers and futures of urban metabolism. *Journal of Industrial Ecology*

- Articles en préparation

1. Lucas, T., Daumer, M-L., **Aissani, L.** (2023). Transformation of bread loss, surplus and waste: a literature review addressing the entire food waste hierarchy, prevention measures included *Journal of industrial Ecology*
2. Allain, S., **Aissani, L.**, De Muynck, S., Guillemin, P., Morel, K., Siqueira, T. (2023). See the unseen: Extending and reconnecting energy-and-matter-flows to social-ecological approaches. *Nature Sustainability*, section Perspectives

3. Cazals, C., .... **Aissani, L....** (2023). Des modèles de mise en économie des déchets pour la transition socio-écologique
4. Totoson, P., Pradel, M., Chanet, J-P, Thiriet, P., **Aissani, L.** (2023). How recycling concept is taken into account in the raw material criticality assessment? An overview of methodology applicable on phosphorus »

- Chapitres d'ouvrage

1. Aissani, L., Nitschelm, L. (2019). How spatialize impact evaluation? New attempts for eutrophication. IN Spatialization in LCA: Interests, feasibility and limits of eco-design. EcoSD annual workshop 2017, Aissani, L. (ed.) Presse des Mines Paris, FRANCE
2. Le Féon, S., Aissani, L. (2019). How to propagate spatial information in LCA? IN Spatialization in LCA: Interests, feasibility and limits of ecodesign. EcoSD annual workshop 2017, Aissani, L. (ed.), Presse des Mines Paris, FRANCE.
3. Laurent, F., Bioteau, T., Aissani, L., Accarion, G., Béline, F. (2019). Systemic approach of collective biogas plants to define relevant functions for their environmental assessment. IN Challenges of functionality of ecodesign; Crossed visions of functionality from various disciplines; EcoSD Annual Workshop 2014, Ventura, A. (ed.), Presses des Mines, Paris, FRANCE, p. 67-71
4. Aissani, L., Collet, A., Bioteau, T., Laurent, F., Béline, F., Torre, A., Vollet, D. (ed.) (2016). Evaluation environnementale de projets de méthanisation territoriaux via l'analyse du cycle de vie. IN Partenariats pour le développement territorial, Torre, A., Vollet, D. (ed.), Editions Quae, Versailles, FRANCE, p. 183-198
5. Aissani, L., Barbier, R., Beurois, C., Mery, J., Schlierf, K., Toreterotot, J.M., Traisnel, C. (ed.) (2014). Innover en évaluation environnementale : le cas de l'usage de l'Analyse de Cycle de Vie dans les processus décisionnels. IN Innover dans les services publics locaux de l'eau et des déchets, Toreterotot, J.M., Traisnel, C. (ed.), ASTEE, Nanterre, FRANCE, p. 78-82
6. Sardat, N., Aissani, L., Argillier, C., Roy, R., Granier, J. M., Fournaison, L., ... & Trémier, A. (2012). Quelle énergie durable pour demain? (p. 70). Irstea.

- Direction d'ouvrage

1. Aissani, L. (2019). Spatialization in LCA. Interests, feasibility and limits of eco-design. EcoSD Annual Workshop 2017. Presse des Mines.

- Article dans revue francophone

1. Aissani, L., Barbier, R., Beurois, C., Méry, J., Schlierf, K., Toreterotot, J. M., & Traisnel, C. (2014). Innover en évaluation environnementale: le cas de l'usage de l'Analyse de Cycle de Vie dans les processus décisionnels. Innover dans les services publics locaux de l'eau et des déchets, ASTEE, pp.78-82
  2. Aissani, L., Collet, A., & Béline, F. (2013). Détermination de l'intérêt environnemental via l'analyse du cycle de vie du traitement des effluents organiques par méthanisation au regard des contraintes territoriales. Sciences Eaux Territoires, (3), 78-85.
  3. Marchand, M., Aissani, L., Mallard, P., Béline, F., & Réveret, J. P. (2013). Évaluation locale de la toxicité liée à la gestion des déchets ménagers au travers de l'analyse du cycle de vie (ACV) et de USEtox. Techniques Sciences Méthodes, (9), Pages-26.
- 
- Expertise scientifique collective
    1. Aissani, L., Anschutz, P., Barthelemy, C., Béline, F., Bornette, G., Boutin, C., ... & Le Moal, M. (2017). Eutrophisation: manifestations, causes, conséquences et prédictibilité (Doctoral dissertation, Irstea).
    2. Pinay, G., Gascuel, C., Menesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Aissani, L., ... & Vinçon-Leite, B. (2017). Eutrophisation. Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport de l'Expertise scientifique collective (INRA ; IFREMER ; IRSTEA ; CNRS).

## ANNEXE 4 – IMPLICATION DANS LES RESEAUX DE RECHERCHE

Je suis membre de différents réseaux de recherche nationaux en ACV :

- AgorACV : je suis une des membres fondateurs du réseau (association personne physique) en 2012 et membre du bureau en tant que trésorière depuis 2012. Il s'agit d'un réseau de 43 chercheurs et de praticiens de l'ACV dans le Grand Ouest (couvrant notamment la Bretagne, Les Pays de la Loire notamment). Son action repose principalement sur l'organisation de plusieurs séminaires annuels de recherche autour de questions méthodologiques en ACV.
- EcoSD : je suis une des membres fondateurs du réseau (association personne morale) en 2012 et membre du conseil d'administration et du bureau depuis 2014. Il s'agit d'un réseau de chercheurs et praticiens issus de 50 institutions-entreprises différentes intéressées par les enjeux et questions autour de l'écoconception. Son action repose sur l'organisation de plusieurs séminaires annuels de recherche autour des questions d'écoconception, sur le financement annuel de projets de recherche collaboratifs et sur l'organisation de formation doctorale d'excellence.
- Axe CODIUM (Combining disciplines for urban metabolism) de l'IRSTV (Institut de recherche en sciences et techniques de la ville) : je suis membre du comité de pilotage depuis 2021. L'IRSTV est une fédération de recherche CNRS (FR CNRS 2488) créée le 1<sup>er</sup> janvier 2006 et rattachée à l'Institut des Sciences de l'Ingénierie et des Systèmes (INSIS) - rattachement principal - et à l'Institut National des Sciences de l'Univers (INSU), l'INEE et l'INSHS en rattachement secondaire. L'axe CODIUM réunit une cinquantaine de personnes des différentes institutions adhérentes et conduit des activités de recherches et d'enseignement destinées à observer, analyser, et modéliser les flux dans un système territorial dans un objectif de développement durable.
- Réseau ACV INRAE : participation au comité de pilotage de ce réseau d'une quarantaine de personnes constitué depuis la fusion IRSTEA-INRA pour partager au sein de l'institut INRAE en tant que chercheurs et praticiens en ACV. Son action repose sur l'organisation d'un séminaire annuel d'échange et de partage autour des enjeux et recherche ACV à INRAE.

## ANNEXE 5 – PILOTAGE D’UN COLLECTIF DE RECHERCHE

J’appartiens à l’unité de recherche OPAALE (Optimisation des procédés en agro-alimentaire, agriculture et environnement) qui vise le développement, l’évaluation et l’optimisation des procédés et des filières de production et de valorisation des ressources alimentaires et non alimentaires (végétaux, aliments, résidus organiques, effluents, déchets) dans une logique de bioéconomie circulaire. Il s’agit cependant d’aller plus loin en décloisonnant, lorsque c’est possible, les secteurs d’application et les disciplines pour aller vers une approche globale des filières au sein des territoires et en construisant progressivement la méthodologie nécessaire à cette approche intégrée. Au sein de cette unité, j’appartiens à l’équipe SAFIR (Stratégies d’amélioration des filières et de réduction des impacts) composée d’une vingtaine de personnes. Cette équipe a pour objectif le développement des outils d’évaluation et d’organisation des filières à l’échelle des territoires. La filière est alors entendue comme l’agencement organisationnel (enjeux et services) et technique des maillons technologiques permettant de transformer le déchet, de sa production jusqu’à sa valorisation.

Depuis janvier 2018, j’assure la responsabilité de l’animation scientifique de l’équipe SAFIR. Cette responsabilité d’animation a pour objectif la mise en œuvre facilitée du projet scientifique de l’équipe. Pour ce faire, je veille à diffuser des éléments stratégiques et organisationnels contextuels à l’ensemble de l’équipe, à favoriser les échanges scientifiques constructifs au sein du collectif et à être un support à la mise en œuvre de la transdisciplinarité voire de l’interdisciplinarité.

Mon objectif en tant que responsable d’équipe est de faire dialoguer les différents axes de l’équipe entre eux, recentrer les thématiques et proposer à l’évaluation HCERES 2020 un projet plus resserré s’appuyant sur nos forces, en promouvant le déploiement de l’approche systémique des activités de l’équipe et en créant les conditions de la mise en œuvre d’une approche transdisciplinaire voire interdisciplinaire. Pour ce faire, je mets en œuvre une animation scientifique basée sur le partage des connaissances avec des présentations scientifiques régulières (doctorants, post-doctorants, permanents sur des projets en cours) et des temps de travail collaboratifs et de co-construction pour l’identification de nos forces et faiblesses et de notre stratégie scientifique et partenariale afin de construire collectivement notre projet d’équipe et nos réponses aux appels à projet. Ces temps d’échange se font à l’occasion des réunions d’équipe dont la périodicité est passée de toutes les 6 semaines à toutes les 3 semaines. Ces réunions périodiques sont vraiment l’outil et le siège central de la mise en œuvre de l’animation scientifique de l’équipe. Chaque année, une réunion « bilan » est, par ailleurs, programmée en supplément pour mener une réflexion rétrospective sur l’année écoulée et est l’occasion de recourir à des outils d’intelligence collective et de créativité pour faire émerger de nouvelles idées tant scientifiques qu’organisationnelles pour la vie de l’équipe.

N.B. : en 2018 et 2019, j'ai partagé la responsabilité de l'équipe avec un autre chercheur (Romain Girault). Il avait en charge le suivi du budget et des moyens matériels de l'équipe et moi l'animation scientifique. Depuis janvier 2020, suite à une restructuration de la direction de l'unité et des tâches déléguées aux responsables d'équipe, Romain Girault est devenu Directeur d'unité adjoint en conservant le suivi budgétaire. A cette même date, j'ai conservé la responsabilité d'animation scientifique de l'équipe.