HAL
open science

Evaluer la durabilité environnementale des filières et des territoires dans une perspective cycle de vie pour accompagner la prise de décision publique

Eléonore Loiseau

To cite this version:

Eléonore Loiseau. Evaluer la durabilité environnementale des filières et des territoires dans une perspective cycle de vie pour accompagner la prise de décision publique. Environmental Sciences. Université Montpellier, 2021. tel-03549187

HAL Id: tel-03549187

https://hal.inrae.fr/tel-03549187v1

Submitted on 31 Jan 2022

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.

Evaluer la durabilité environnementale des filières et des territoires dans une perspective cycle de vie pour accompagner la prise de décision publique

Dossier de candidature en vue d'obtenir l'Habilitation à Diriger les Recherches

Présenté par Eléonore Loiseau, IPEF, INRAE

Université de Montpellier

Ecole doctorale GAIA, Filière APAB (Agroressources, Procédés, Aliments, Bioproduits)

Le 20 décembre 2021 devant le jury composé de :

Christine Aubry, IR/HDR, INRAE ..... Rapporteure
Véronique Bellon-Maurel, IGPEF, INRAE ..... Examinatrice
Enrico Benetto, DR, LIST ..... Examinateur
Cécile Bulle, PR, UQAM ..... Examinatrice
Natacha Gondran, PR, Mines Saint Etienne ……..……..... Rapporteure
Bruno Peuportier, DR, Mines ParisTech ……..……..... Rapporteur

Je déclare avoir respecté, dans la conception et la rédaction de ce mémoire d'HDR, les valeurs et principes d'intégrité scientifique destinés à garantir le caractère honnête et scientifiquement rigoureux de tout travail de recherche, visés à l'article L.211-2 du Code de la recherche et énoncés par la Charte nationale de déontologie des métiers de la recherche et la Charte d'intégrité scientifique de l'Université de Montpellier. Je m'engage à les promouvoir dans le cadre de mes activités futures d'encadrement de recherche.

Remerciements

Entamer la rédaction des remerciements signe la fin d'une période. Une page se tourne, et je saisis cette opportunité pour remercier les personnes sans qui je n'aurais pas franchi cette dernière étape.

Je tiens en tout premier lieu à adresser mes plus profonds remerciements à Véronique Bellon-Maurel et Philippe Roux, les deux personnes qui ont accompagné mes premiers pas dans la recherche et plus particulièrement dans le monde de l'ACV. Je les remercie pour leur bienveillance, et leur motivation à toute épreuve. Véronique, tu m'as toujours soutenue dans les moments importants, et su m'encourager, me stimuler quand il le fallait. Philippe, je te suis infiniment reconnaissante pour toutes les choses que tu m'as transmises aussi bien sur le plan académique que sur le plan humain. Je tâcherai de les mettre en œuvre dans la suite de ma carrière. Je vous remercie pour les conseils toujours pertinents et avisés que vous m'avez prodigués jusqu'à la préparation de cette HDR.

Je remercie également chaleureusement tous les étudiants que j'ai eu la chance de co-encadrer. J'ai une pensée particulière pour Pyrène Larrey-Lassalle. Pyrène, tu as été la première doctorante que j'ai suivie, et cela a été une expérience riche, positive et stimulante, évidemment avec des doutes et des questionnements, qui nous ont amenées à nous surpasser. Je n'aurais pas pu rêver mieux comme premier encadrement. Je remercie également tous les autres étudiants avec qui j'ai pu travailler, Thomas Beaussier, Laura Roibas Cela, Susana Leao, Mattia Damiani, Jean Hercheur, Roman Combeau, Mathilde Ceccaldi, Hugo Luzi, Dina Ennassiri et Louis Jouve. J'ai énormément appris à vos côtés. J'espère que ces enseignements seront profitables pour les étudiants que j'encadre désormais. Je pense à Nicolas Rogy, Lazare Deteix, Jérôme Lavoie, et Chloe Stanford-Clark. Merci à vous pour votre enthousiasme, votre curiosité, et votre inventivité.

Plus largement, je tiens à remercier tous mes collègues au sein de l'équipe ITAP-ELSA, notamment Arnaud Hélias, Catherine Macombe, Amandine Pastor, Eva Risch et Thibault Salou. Merci pour cette ambiance de travail bienveillante, dynamique et créative. Je remercie également tous les collègues de l'UMR ITAP, des services d'appui, du groupe de recherche ELSA, et tous ceux avec qui j'ai la chance de travailler.

Je suis également reconnaissante envers Christine Aubry, Enrico Benetto, Cécile Bulle, Natacha Gondran et Bruno Peuportier qui ont volontiers accepté d'être membres du jury. Je vous remercie pour vos retours, et les précieux échanges qui ont eu lieu lors de ma soutenance. Je tiens particulièrement à remercier Cécile pour son accompagnement depuis ma découverte de l'ACV lors d'un stage à Montréal, et avec qui j'ai le plaisir de pouvoir travailler encore aujourd'hui.

Enfin, je remercie du fond du cœur mes proches. Même si peu de monde comprend les enjeux de l'obtention d'une « HDR », j'ai pu bénéficier d'un soutien sans faille. Merci aux relecteurs et aux auditeurs de dernière minute pour leurs questions pertinentes ;-)

Pour finir, je dédicace ce mémoire à mon père !

Table des matières

Partie I : Présentation de la candidate 11
1 Curriculum Vitae 11
2 Cadre de la recherche 12
2.1 Contexte de travail 12
2.2 Contrats de recherche 13
2.3 Principales collaborations 17
2.4 Encadrement de la recherche 18
2.4.1 Stages 18
2.4.2 Chargée de projet 18
2.4.3 Doctorats 19
2.5 Activités d'enseignement 20
2.6 Productions scientifiques 20
2.6.1 Articles 20
2.6.2 Ouvrage collectif 22
2.6.3 Chapitres d'ouvrages 22
2.6.4 Prix 23
2.6.5 Communications en congrès (oral) 23
2.6.6 Communications en congrès (poster) 24
2.6.7 Séminaires & colloques invités 24
2.6.8 Thèse 25

Partie II - Evaluer la durabilité environnementale des territoires et des filières selon une perspective cycle de vie 27
1. Introduction 28
1.1. Au commencement d'une nouvelle ère : l'Anthropocène et le concept de limites planétaires 28
1.2. Des initiatives internationales aux actions locales 29
1.3. L'ACV, un outil d'évaluation environnemental holistique orienté produit/service 30
1.4. Nécessité d'élargir les objets d'étude en ACV pour être la hauteur des enjeux environnementaux 32
1.5. Problématique générale et axes de recherche 33
2. Présentation détaillée de mes travaux 35
2.1. Développer des approches territoriales en ACV 35
2.1.1. Formaliser le cadre méthodologique de l'ACV territoriale 35
2.1.2. Développer des approches simplifiées pour évaluer les performances environnementales des territoires 38
2.2. Modéliser des filières fortement ancrées sur les territoires 39
2.2.1. Cas des circuits courts d'approvisionnement alimentaire 40
2.2.2. Cas d'une filière bois-énergie 43
2.3. Mieux prendre en compte les impacts sur les ressources territorialisées 46
2.3.1. Développer des facteurs de caractérisation régionalisés pour une meilleure prise en compte des impacts liés à l'utilisation des terres sur les écosystèmes 46

2.3.2. Développement de facteurs de caractérisation régionalisés pour une meilleure prise en compte des impacts de la consommation de ressources en eau sur les écosystèmes aquatiques 49
2.3.3. Elaboration d'un mix d'approvisionnement en eau régionalisé à une échelle mondiale 50
2.4. Eléments de synthèse 52
2.4.1. Des avancées méthodologiques et des questions encore non résolues pour relever les défis posés par l'Anthropocène 52
2.4.2. Liens avec l'aide à la décision 53
2.4.3. Récapitulatif des publications et des thèses encadrées sur ces recherches 54

3 Perspectives de recherche 55
3.1 Consolider les ACVs de filières territorialisées 55
3.1.1 Optimiser la collecte des données aux échelles intermédiaires 56
3.1.2 Considérer un large spectre d'effets conséquentiels 57
3.2 Liens entre ACV territoriale et services écosystémiques 59
3.3 Vers une évaluation de la durabilité absolue des territoires et des filières dans une perspective cycle de vie 60
3.3.1 Vers l'évaluation d'une éco-efficience absolue : prise en compte des limites planétaires 60
3.3.2 Evaluer l'autonomie et la dépendance des systèmes territoriaux à différentes ressources dans une perspective cycle de vie 62
3.3.3 Considérer les rétroactions de l'environnement pour mener des ACV territoriales prospectives 63

4 Conclusion 66
Références 67

Principales abréviations

ACV	Analyse du Cycle de Vie (ACV)
CIRAD	Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement
EEIO	Extended Environmental Input Output
EICV	Evaluation des impacts du cycle de vie
ELSA	Environmental Lifecycle & Sustainability Assessment
FC	Facteur de caractérisation
GES	Gaz à effet de serre
HCP	Habitat Change Potential
ICV	Inventaire du Cycle de Vie
INRAE	Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement
IRSTEA	Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (désormais INRAE suite à la fusion avec l'INRA le 1er janvier 2020)
NBS	Nature-Based Solutions (solutions basées sur la nature)
SAR	Species Area Relationship
SE	Service Ecosystémique
SIG	Système d'Information Géographique
UF	Unité Fonctionnelle
WSmix	Water Supply mix

Partie I : Présentation de la candidate

1 Curriculum Vitae

Informations personnelles

Eléonore Loiseau
Ingénieur des Ponts, des Eaux et des Forêts (IPEF)
UMR ITAP, INRAE, Montpellier
Née le 22/08/1985 (Montpellier, France)
Mariée, 2 enfants
Contact: (+33) 04 99 61 31 02
E-mail : eleonore.loiseau@inrae.fr
Page web : www.researchgate.net/profile/Eleonore_Loiseau

Formation

2014 : Doctorat en Génie des Procédés – Spécialisation « Analyse du Cycle de Vie, ACV » - **Montpellier SupAgro**. *Titre* : « Elaboration d'une démarche d'évaluation environnementale d'un territoire basée sur le cadre méthodologique de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV): Application au territoire du Bassin de Thau », sous la direction de Véronique Bellon-Maurel et Philippe Roux.

2010 : Mastère spécialisé en Politiques Publiques dans le domaine de l'agriculture et de l'environnement, Spécialisation en gestion de l'eau - **AgroParisTech-Engref**.

2008 : Ingénieur Agronome – Spécialisation « Sciences des Procédés Alimentaires » – **AgroParisTech**

Expérience

Depuis Janvier 2017 : Responsable de l'équipe ITAP-ELSA (INRAE, Institut Agro Montpellier), équipe de recherche méthodologique en ACV environnementale et sociale (environ 10 membres), en plus des activités de recherche

Depuis Avril 2014 : Chercheuse à IRSTEA (désormais INRAE) dans le domaine de l'évaluation environnementale et de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV)

Novembre 2010 – Mars 2014 : Doctorante au sein de l'UMR ITAP, IRSTEA - AgroParisTech

Avril – Septembre 2010 : Stage de recherche au CIRAIG (Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, services et procédés) sur les impacts des usages de l'eau en ACV à l'Ecole Polytechnique de Montréal.

2 Cadre de la recherche

2.1 Contexte de travail

IRSTEA puis INRAE

Ingénieur des Ponts, des Eaux et des Forêts (IPEF), j'ai été affectée à IRSTEA (Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et Agriculture) au sein de l'UMR ITAP (Technologies et méthodes pour les agricultures de demain) à la fin de ma thèse en avril 2014. Les recherches de l'institut se concentraient sur trois grands défis sociétaux en appui aux politiques publiques et en partenariat avec les entreprises, i.e. i) la gestion durable des terres et de l'eau, ii) les risques naturels et iii) la qualité de l'environnement. IRSTEA employait environ 1200 personnes réparties dans 9 centres à travers la France. Au 1er janvier 2020, IRSTEA a fusionné avec l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) pour former INRAE (Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement). INRAE emploie plus de 11 000 personnes rattachées à 268 unités de recherche localisées dans les 18 centres de la métropole et des territoires d'Outre-Mer. Les cinq objets scientifiques (OS) d'INRAE 2030 sont :

OS#1 : Répondre aux enjeux environnementaux et gérer les risques associés
OS#2 : Accélérer les transitions agroécologique et alimentaire, en tenant compte des enjeux économiques et sociaux
OS#3 : Développer une bioéconomie basée sur une utilisation sobre et circulaire des ressources
OS#4 : Favoriser une approche globale de la santé
OS#5 : Mobiliser la science des données et les technologies du numérique au service des transitions

UMR ITAP

J'exerce mes activités de recherche au sein de l'unité mixte de recherche ITAP centrée sur les technologies et méthodes pour les agricultures de demain. L'UMR ITAP regroupe environ 70 équivalents temps plein (dont 53 INRAE et 17 Institut Agro). Elle dépend des départements AgroEcoSystem et MathNum d'INRAE, et du département Sciences pour les Agro-Bio-Procédés (SABP) de l'Institut Agro de Montpellier. L'UMR ITAP est localisée sur deux sites au sein de Montpellier, i.e., le campus Agropolis, et le campus de la Gaillarde (où je suis basée).
L'UMR ITAP est spécialisée en Sciences pour l'Ingénieur et en métrologie environnementale, avec une expertise forte en instrumentation et en expérimentation de terrain. Ses deux axes de recherche sont l'agriculture numérique et l'éco-conception des agro-bio-procédés. L'UMR est structurée en quatre équipes, i.e. i) l'équipe Capteurs Optiques pour les Milieux Complexes (COMiC), ii) l'équipe Décision et Modélisation agro-environnementale (DéMo), iii) l'équipe Evaluation Environnementale et Sociale (ITAP-ELSA) et iv) l'équipe Procédés-Environnement-Pesticides-Santé (PEPS).
J'appartiens à l'équipe ITAP-ELSA, qui comprend six membres permanents, et environ autant de personnel temporaire (doctorants, CDDs, post-doctorants). ITAP-ELSA est une équipe de recherche méthodologique en Analyse du Cycle de Vie (ACV). Son projet scientifique porte sur la conception, dans une perspective cycle de vie, d'outils d'aide à la décision scientifiquement fondés pour accompagner la transition écologique des filières et des territoires. Ce projet est décliné en trois axes, i.e. i) développer des métriques pour quantifier l'éco-efficience et la résilience des systèmes étudiés, ii) modéliser les systèmes étudiés dans une perspective cycle de vie tout en considérant les dynamiques spatio-temporelles et les effets conséquentiels et iii) améliorer les chaînes de causalité environnementale et sociale.
Mes principales missions sont la production de connaissances et de méthodologies en évaluation environnementale, l'encadrement de la recherche et la gestion administrative des projets. Depuis janvier 2017, je suis également responsable de l'équipe. A ce titre, je suis en charge de son animation scientifique, de la représentation de l'équipe au comité de direction (CODIR) de l'UMR, du suivi

financier et administratif de l'équipe, et de l'accompagnement des personnels (suivi de carrière, formation, congés, recrutements, …). Les activités de recherche de l'équipe ITAP-ELSA sont étroitement liées au groupe de recherche ELSA.

ELSA

Créé en 2008, ELSA (Environmental Life cycle and Sustainability Assessment) est un groupe de recherche dédié à l'ACV et à l'économie circulaire, appliquées aux agro-bio-procédés. ELSA rassemble une trentaine de chercheurs, enseignants et étudiants de plusieurs laboratoires et établissements d'enseignement supérieur autour de Montpellier. C'est un pôle pluridisciplinaire issu de quatre organismes fondateurs (CIRAD, IMT Mines Alès, INRAE, et l'Institut Agro de Montpellier). Les membres d'ELSA bénéficient ainsi de la mise en commun de l'expertise et des connaissances des autres membres.
L'objectif est de stimuler la recherche et le transfert industriel en écotechnologies dans les domaines de la biomasse pour la production d'énergie, des denrées agricoles et alimentaires, des technologies agricoles, de la gestion des effluents et de l'eau, et de l'aménagement des territoires. Les membres d'ELSA travaillent ensemble pour :

> Développer les interactions avec les partenaires industriels, les consultants et les collectivités locales ou l'Etat.
> Fournir des formations pour les étudiants ou les professionnels.
> Partager les travaux scientifiques via des séminaires, des conférences, des écoles chercheurs.
> Publier de nouveaux résultats scientifiques.

2.2 Contrats de recherche

Une part importante de mes activités consiste à monter, coordonner et participer à des projets de recherche. La liste de ces projets est présentée ci-dessous. A noter que cette liste est réduite aux projets qui ont été sélectionnés, et que j'ai participé au montage de plusieurs projets qui n'ont pas été acceptés (dont plusieurs en coordination). Ces derniers m'ont cependant permis de monter en compétences et de rencontrer des collègues d'autres disciplines et équipes de recherche, offrant des perspectives pour de futures collaborations.

Sustain'Apple (ANR 2014 – 2018)

Le projet Sustain'Apple[1] (Gestion Durable du risque sanitaire et phytosanitaire dans les filières fruits et légumes frais : cas de la pomme) a été sélectionné lors de l'appel d'offre Systèmes alimentaires durables de l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) en 2013. Coordonné par Jean-Marie Codron, directeur de recherche à l'UMR MOISA (Marchés, organisations, institutions, stratégies d'acteurs : INRAE, Institut Agro de Montpellier, CIRAD, et CIHEAM), il a réuni six partenaires pour une subvention totale de 827 k€ (dont 56 k€ pour l'UMR ITAP). Dans ce projet, j'étais co-responsable avec Philippe Roux (INRAE, UMR ITAP) d'une tâche sur l'évaluation environnementale de différents circuits de commercialisation de la pomme en France en collaboration avec Aude Alaphilippe (INRAE Gotheron) et Miriam Colin (CDD recrutée dans le cadre du projet).
A ce titre, nous avons construit un calculateur simplifié permettant de quantifier les impacts environnementaux de différents scénarios d'approvisionnement de la pomme en intégrant les principaux paramètres décrivant les circuits logistiques du producteur au consommateur final, i.e. le nombre d'intermédiaires, les distances et les modes de transport entre intermédiaires, les types d'emballages, les pertes, les lieux de vente, les modes de déplacement du consommateur ou le poids du panier moyen. Une comparaison entre scénarios, de l'importation de pays du Sud comme le Chili jusqu'aux circuits courts (vente directe à la ferme ou au marché), a été réalisée.

[1] anr.fr/Projet-ANR-13-ALID-0004

D'un point de vue méthodologique, ce projet a permis de proposer une typologie des différents circuits de commercialisation, de développer une méthode innovante de collecte de données pour estimer les distances parcourues dans les circuits de commercialisation en France en utilisant les outils SIG (Système d'information Géographique) et de proposer des abaques permettant de définir sous quelles conditions un scénario peut être plus performant qu'un autre en fonction de la valeur prise par des paramètres clés (e.g., distance parcourue par le consommateur final ou quantités de pommes achetées).

Chaire ELSA-PACT (cycle 1&2)

La Chaire ELSA-PACT[2] est un outil collaboratif en ACV à l'interface entre recherche, formation et entreprises. Le premier cycle de la Chaire a duré quatre ans (2014-2018), et a été lauréat de l'appel à projet Chaires industrielles de l'ANR en 2013 avec une subvention totale de 1,4 millions d'euros (50% ANR, 50% entreprises). Il a réuni cinq partenaires industriels et quatre partenaires académiques. Le projet est coordonné depuis le début par l'UMR ITAP, avec Ralph Rosenbaum comme titulaire de la Chaire 1 et Philippe Roux dans la Chaire 2. Le deuxième cycle a débuté en 2019 pour une durée de quatre ans également. Dans ce nouveau cycle, le mode de financement est basé sur du mécénat via les sommes versées par les entreprises à SupAgro fondation pour un montant total de 374 k€. Six entreprises sont partenaires de la Chaire dans ce second cycle ainsi que tous les membres du groupe ELSA. Le fonctionnement de base de la Chaire consiste à créer un « think tank » pour promouvoir et diffuser la pensée cycle de vie auprès des entreprises et des pouvoirs publics à travers des actions de formation, veille, sensibilisation, et l'organisation de séminaires et colloques scientifiques. Le budget du premier cycle a également permis de financer des actions de recherche conséquentes dont sept thèses. Dans le cadre du deuxième cycle, des projets adossés à la Chaire peuvent être montés afin de renforcer son ambition scientifique avec par exemple le financement externe de demi-bourses de thèse.
Je participe à la Chaire en tant que membre du comité de pilotage, et interviens principalement à travers l'encadrement de thèses, et des modules de formation. Lors du premier cycle, j'ai encadré la thèse de Pyrène Larrey-Lassalle et participé à l'encadrement des thèses de Susana Leão et Mattia Damiani. Dans le cadre du second cycle, j'ai fait une demande de co-financement auprès de la région Occitanie pour lancer la thèse de Nicolas Rogy.
Les travaux de recherche menés dans le cadre de la Chaire visent à s'attaquer à des verrous méthodologiques en ACV en lien avec les domaines d'activités des partenaires industriels. Lors du premier cycle, les travaux de thèse auxquels j'ai participé ont permis de développer des chaînes de causalité en ACV environnementale dans le domaine de l'utilisation des terres (fragmentation des paysages), et des ressources en eau (inventaire régionalisé des ressources et quantification des impacts de prélèvements d'eau sur les habitats aquatiques). Des propositions ont également été formulées pour mobiliser l'ACV lors de l'évaluation environnementale de projets d'aménagement réalisée dans les procédures d'études d'impacts. Dans le second cycle de la Chaire, les recherches menées permettront, entre autres, des développements méthodologiques pour la réalisation d'ACV territoriale prospective sur des projets d'aménagement à long terme (ex. grandes infrastructures hydrauliques).
L'opérationnalisation des ACV filières à des échelles territoriales fait aussi partie des travaux en cours de la Chaire avec le développement du calculateur WASABI qui évalue l'éco-efficience de scénarios de gestion de l'eau (agricole, domestique et industrielle) à l'échelle de bassins versants ou collectivités territoriales.

Green Economy (PEER 2015-2016)

PEER (Partnership for European Environmental Research) est un réseau de sept centres européens de recherche environnementale créé en 2001 dont faisait partie IRSTEA (désormais INRAE). Une réflexion a été menée entre 2015 et 2016 entre experts de différents instituts (SYKE en Finlande, UFZ Helmholtz Centre for environmental research en Allemagne, Aarhus University au Danemark, Wageningen aux

[2] www.elsa-pact.fr/Chaire-ELSA-PACT

Pays-Bas, et IRSTEA) sur la mise en œuvre de l'économie verte en Europe[3]. J'ai pris part à ce projet coordonné par Riina Antikainen (senior research scientist à SYKE) en tant que représentante d'IRSTEA. Nous avons contribué à clarifier les théories et concepts mobilisés dans le cadre de l'économie verte, et à analyser différents cas d'étude européens appliquant ses principes, identifiant ainsi les leviers et freins techniques, organisationnels, économiques, réglementaires ou sociaux à la mise en œuvre de tels projets. Ces travaux ont permis de formuler des recommandations afin de rendre opérationnels les concepts portés par l'économie verte.

AFFORBALL (PSDR 2016-2020)

AFFORBALL[4] (Adaptation de la filière forêt-bois du Parc National Régional des Ballons des Vosges dans un contexte de changements globaux) est un projet financé dans le cadre du programme « Pour et Sur le Développement Régional (PSDR) » n°4 regroupant des instituts de recherche et la région Grand Est. Coordonné par Sylvain Caurla, ingénieur de recherche au BETA (Bureau d'Economie Théorique et Appliquée – INRAE, Université de Lorraine, CNRS et AgroParisTech), il a réuni cinq partenaires pour une subvention totale de 360 k€ (dont 64k€ pour l'UMR ITAP). Dans ce projet, j'étais co-responsable avec Sylvain Caurla d'une tâche sur la modélisation de scénarios de développement régional de la filière forêt-bois et l'évaluation de leurs impacts environnementaux et économiques. Avec un co-financement accordé par IRSTEA, la thèse de Thomas Beaussier a pu être réalisée dans le cadre de ce projet.
La thèse a permis d'aborder le couplage entre modèles économiques et les méthodes d'évaluation environnementale pour évaluer les performances de mesures de gestion territoriale dans la filière bois-énergie. Une revue critique des couplages existants entre modèles économiques (modèles d'équilibre partiel, général ou tableaux entrée-sortie), ou de simulations (modélisation à base d'agents, systèmes dynamiques) et outils d'évaluation environnementale (analyse de flux de matières et d'énergie, empreinte écologique et ACV) a été produite afin d'analyser leurs capacités à réaliser une évaluation exhaustive de projets de développements territoriaux dans une perspective cycle de vie. La thèse a également proposé un cadre d'évaluation sur la base d'un couplage entre un modèle d'équilibre partiel de la filière forêt-bois et l'ACV pour évaluer des mesures en faveur de stratégies de bioéconomie régionale basées sur la biomasse forestière. Ce couplage permet de considérer un certain nombre de synergies et compétitions entre secteurs économiques et territoires, évaluant ainsi les effets conséquentiels d'une décision dans le cadre des ACV territoriales. Appliqué à la filière bois-énergie de la région Grand Est, le cadre d'évaluation a permis d'identifier les mesures les plus favorables en terme d'éco-efficience.

READY (Métaprogramme Did'it, INRA 2019)

Ready (Reterritorialisation de l'alimentation : diversité des initiatives, indicateurs de durabilité, et nouveaux leviers pour la transition des systèmes alimentaires) est un projet financé dans le cadre du métaprogramme Did'it d'INRAE, et coordonné par Yuna Chiffoleau, directrice de recherche au sein de l'UMR Innovation (INRAE, Institut Agro de Montpellier, CIRAD). Ce projet a permis de financer le stage de césure d'Hugo Luzi (2ème année à l'ENSAT) hébergé au sein de l'UMR ITAP pour travailler sur l'évaluation environnementale de filières territorialisées de céréales.
Au cours du stage, nous avons construit un calculateur simplifié pour quantifier les impacts environnementaux de filières de pain et pâtes, du producteur au consommateur final. Des données ont été collectées pour évaluer les performances de circuits longs à partir de la littérature, et de filières reterritorialisées à partir d'enquêtes de terrain ciblées dans deux régions françaises, i.e. la Bretagne et l'Occitanie. Les résultats ont permis d'identifier les principales contributions aux impacts dans les deux types de filières, ouvrant la voie vers des stratégies d'éco-conception, et de mettre également en lumière

[3] www.peer.eu/publications/implementing-the-green-economy
[4] afforball-psdr4.fr

la grande variabilité des pratiques dans les filières reterritorialisées conduisant à des performances environnementales hétérogènes.

Cost to Coast [C2C] (ANR-FRQ 2020 – 2023)

Cost to Coast[5] (Gestion maritime et côtière durable selon une approche intégrée combinant l'évaluation des services écosystémiques à une échelle territoriale et selon une perspective cycle de vie) a été sélectionné lors de l'appel d'offre franco-québécois sur le secteur maritime en 2019 (ANR-FRQ). Ce projet est co-coordonné par Cécile Bulle (professeur à l'Université du Québec à Montréal, UQAM) et Danielle Maia de Souza (post-doctorante à l'UQAM), toutes deux membres du CIRAIG (Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services) au Québec, et l'UMR ITAP en France. [C2C] réunit six partenaires pour une subvention totale de 700 k€ (dont 166 k€ pour l'UMR ITAP). Avec Arnaud Hélias, je suis responsable du projet pour la partie française, et co-coordonne deux tâches en lien avec la gestion du projet et le développement d'un cadre d'évaluation intégré combinant services écosystémiques, ACV territoriale et durabilité « absolue ». Ce projet permet de financer quatre thèses et un post-doctorat. Je participe officiellement à l'encadrement de deux thèses (Jérôme Lavoie et Chloe Stanford-Clark).

La première thèse (Jérôme Lavoie, hébergé au CIRAIG) a pour objectif de proposer un cadre d'évaluation de projets d'aménagement de territoires côtiers et maritimes combinant l'évaluation des services écosystémiques et l'ACV territoriale. Le cadre d'évaluation sera mis en œuvre sur les deux cas d'étude du projet, le lac Saint Pierre au Québec et le bassin de Thau en France. A partir de ces retours d'expériences, des recommandations seront formulées pour rendre l'approche générique.

La deuxième thèse (Chloe Stanford-Clark, hébergée à ITAP) vise à proposer de nouveaux facteurs de caractérisation pour quantifier les impacts sur les ressources biotiques en ACV. Plus spécifiquement, il s'agit de quantifier les impacts de la pêche sur les écosystèmes marins en intégrant une modélisation dynamique des interactions entre espèces présentes dans un écosystème donné. Les développements de la thèse seront intégrés dans la méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie Impact World+ créée par le CIRAIG.

URBALIM (ANR 2021 – 2024)

URBALIM[6] (Evaluer la durabilité environnementale de l'approvisionnement alimentaire des villes selon une perspective cycle de vie) est un projet sélectionné dans le cadre de l'appel à projet générique de l'ANR 2020 à travers l'instrument Jeune Chercheur – Jeune Chercheuse. Je coordonne ce projet en collaboration avec quatre partenaires, deux Chaires (la Chaire ELSA-PACT et la Chaire UNESCO Alimentations du monde), et la métropole de Montpellier. L'aide financière est uniquement à destination de l'UMR ITAP et correspond à un montant de 166k€. Ce projet permet de financer une thèse, deux stages de niveau M2, et des séjours dans l'unité Sustainable Resource & Land Resource du JRC à Ispra. D'un point de vue opérationnel, URBALIM a pour ambition de fournir des recommandations pour réaliser l'évaluation des performances environnementales de l'approvisionnement alimentaire des villes, en mobilisant différentes sources de données de consommation et bases de données ACV en lien avec les objectifs de l'étude (e.g., diagnostic global, identification et hiérarchisation des leviers d'action, éco-conception de scénarios d'approvisionnement). Sur le plan méthodologique, le projet vise à développer des métriques quantifiant la vulnérabilité de l'approvisionnement alimentaire à différentes perturbations dans une perspective cycle de vie. A titre d'exemple, une crise sur les ressources fossiles peut impacter la logistique des circuits d'approvisionnement, mais également toutes les étapes en amont. Il est donc essentiel d'évaluer la dépendance / autonomie alimentaire d'un territoire au regard de tout type de ressources mobilisées dans l'ensemble des étapes du cycle de vie des denrées composant le régime alimentaire de la population, de la production à la consommation finale. Ces développements

[5] c2cproject2020.wixsite.com/c2cproject
[6] www.inrae.fr/urbalim

méthodologiques seront abordés à travers une thèse (démarrage à l'automne 2021). Les travaux seront mis en œuvre sur la métropole de Montpellier et des recommandations seront formulées pour rendre l'approche générique.

STREISAND (Ademe 2021 – 2024)

STREISAND (Substitution directe et indirecte des émissions de carbone dans les produits bois) a été lauréat de l'appel à projet GRAINE de l'Ademe en 2019. Coordonné par Sylvain Caurla (ingénieur de recherche au BETA), le projet réunit six partenaires pour une aide financière totale de 243 k€ (dont 49 k€ pour l'UMR ITAP). Ce projet est en partie en continuité avec les travaux menés dans le projet AFFORBALL sur le couplage de modèles économiques et d'outils d'évaluation environnementale pour réaliser une analyse exhaustive des effets indirects et des effets rebonds dans le calcul des performances des produits de la filière bois-énergie. Ce projet permettra de fournir un cadre cohérent pour calculer les coefficients de substitution carbone utilisés pour comparer les performances environnementales des produits bois se substituant à des ressources fossiles et non renouvelables. Sur le plan méthodologique, les travaux viseront à analyser l'importance de tenir compte des effets indirects et rebonds dans l'évaluation de décisions, et à fournir des recommandations sur la manière de conduire des ACVs conséquentielles.
Je suis responsable dans ce projet d'une tâche sur l'ACV conséquentielle de filières bois-énergie. Un post-doctorant (12 mois) sera recruté à mi-parcours pour travailler sur l'intégration de simulations et expérimentations économiques, et modèles biophysiques dans un cadre ACV.

MULTISOURCE (H2020 2021 – 2025)

Multisource (Modular tools for integrating enhanced natural treatment solutions in urban water cycles) est un projet sélectionné dans le cadre de l'appel à projet européen H2020 en 2020. Coordonné par l'UR REVERSAAL (INRAE Lyon), il réunit vingt partenaires. Le projet a pour objectif de créer un processus innovant pour mettre en œuvre des systèmes de traitements naturels améliorés dans la gestion de l'eau urbaine, favorisant ainsi la réutilisation de multiples sources d'eau et évitant les rejets d'eau polluée sans traitement. Le budget pour l'UMR ITAP est de 209k€, et permettra de financer un post-doctorant encadré par Eva Risch. J'interviens dans ce projet dans deux tâches portant sur la sélection et la conception de solutions basées sur la nature (NBS, Nature-based solutions) pour la gestion des flux d'eau urbaine et la mise en œuvre d'une ACV territoriale sur des archétypes de zones urbaines intégrant des NBS.
D'un point de vue méthodologique, il s'agira de réaliser des ACV dynamiques pour prendre en compte les flux d'eau urbaine et les flux de polluants associés générés sur des pas de temps horaires, journaliers ou annuels dans la phase d'inventaire afin d'évaluer les performances environnementales de différentes NBS conçues pour gérer les eaux urbaines. Par ailleurs, il s'agira également de considérer les différents services écosystémiques fournis par les NBS lors de la mise en œuvre d'ACV. Cet aspect est en lien étroit avec les travaux menés dans le projet [C2C].

2.3 Principales collaborations

Mes travaux de recherche bénéficient depuis le début d'interactions et de collaborations fortes avec l'ensemble de mes collègues au sein de l'équipe ITAP-ELSA (Véronique Bellon-Maurel, Philippe Roux, Catherine Macombe, Eva Risch, Arnaud Hélias, Thibault Salou). Il s'agit de travaux collectifs qui tirent profit d'un environnement de recherche dynamique et stimulant, renforcé par l'existence du groupe ELSA.
Par ailleurs, j'ai pu profiter d'un environnement scientifique favorable présent sur la place de Montpellier à travers des collaborations avec des collègues des UMRs MOISA et Innovation apportant leurs connaissances et expertises sur les systèmes alimentaires. Plus éloigné, nous construisons une collaboration sur le long terme avec Sylvain Caurla, économiste forestier au BETA à Nancy, pour

approfondir les liens entre modélisations économiques et méthodes d'évaluation environnementale. Encore plus éloigné, je bénéficie depuis mes débuts de l'expertise de Cécile Bulle au CIRAIG qui m'a donné de précieux conseils depuis mon immersion dans la communauté ACV et avec qui une collaboration concrète a débuté à travers le projet [C2C].
Sur le plan international, d'autres collaborations ont été marquantes dont celle mise en place au sein de PEER avec une participation à la rédaction de trois publications sur l'économie verte [ACL 7, 21 et 23], et celle avec Almudena Hospido de l'Université de Santiago de Compostela qui a également abouti à la rédaction de trois articles [ACL 24-26] suite au séjour de sa doctorante, Laura Roibás, dans notre équipe. A noter aussi la collaboration très structurante avec Serenella Sala du JRC-Ispra (Joint Research Center de la Commission Européenne) qui a débuté par une visite en Italie en 2014 pour présenter mes travaux sur l'ACV territoriale et s'est poursuivie par une publication commune [ACL 16] et un partenariat dans le projet URBALIM.

2.4 Encadrement de la recherche

2.4.1 Stages

Louis Jouve (3ème année ENSAT, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse, spécialisation « Biologie computationnelle appliquée aux biotechnologies », stage de fin d'études), Mars-Août 2021, « Evaluation environnementale de l'approvisionnement alimentaire de la métropole de Montpellier ».
Stage financé dans le cadre du projet ANR URBALIM en collaboration avec Thibault Salou (Institut Agro de Montpellier, UMR ITAP), et Marlène Pérignon et Sophie Drogué (INRAE, UMR MOISA).

Hugo Luzi (2ème année ENSAT, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse, stage de césure), Mars 2019 – Août 2019, « Reterritorialisation de l'alimentation en France : Evaluation environnementale (ACV) des circuits de proximité valorisant céréales et légumineuses ».
Stage financé dans le cadre du projet READY en collaboration avec Yuna Chiffoleau (INRAE, UMR Innovation) et Myriam Kessari (IAMM, UMR MOISA).

Dina Ennassiri (Mastère spécialisé « Economie circulaire », EME-UniLaSalle Rennes, stage de fin d'études), Avril-Septembre 2019, « Réalisation d'un diagnostic pour quantifier et qualifier les pertes et gaspillages alimentaires, dans une filière longue de produits frais : Cas d'étude de la filière Banane dessert ».
Stage financé par l'AIB (Association Interprofessionnelle de la Banane) en collaboration avec Catherine Macombe (INRAE, UMR ITAP), Pierre Brat (CIRAD, UMR QUALISUD) et Denis Loeillet (CIRAD, UR GECO).

Mathilde Ceccaldi (3ème année ENSAIA, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires à Nancy, spécialisation « Science et génie de l'environnement », stage de fin d'études), Mars – Août 2017, « Evaluation environnementale de la filière forêt-bois du Parc Naturel Régional du Ballon des Vosges ».
Stage financé dans le cadre du projet PSDR AFFORBALL.

Roman Combeau (M2 A3TA « Aménagement du territoire et télédétection de Toulouse-Auch » Université Paul Sabatier Toulouse III), Mars – Août 2013, « Couplage ACV-SIG : application à l'évaluation environnementale du bassin de Thau ».
Stage sur financement interne en collaboration avec Philippe Roux (INRAE, UMR ITAP), et Sylvain Labbé (INRAE, UMR TETIS).

2.4.2 Chargée de projet

Miriam Colin (Ingénieur d'étude), Février 2015 – Août 2016, « Analyse du Cycle de Vie des circuits de distribution de la pomme ».

CDD financé dans le cadre du projet ANR Sustain'Apple en collaboration avec Philippe Roux (INRAE, UMR ITAP) et Aude Alaphilippe (INRAE, UE Gotheron).

- 1 article [ACL 17]

2.4.3 Doctorats

Encadrement principal

Pyrène Larrey-Lassalle, Mars 2014 – Mai 2017, « Développement d'indices régionaux pour évaluer les impacts de la fragmentation des habitats sur la biodiversité et intégration dans les évaluations environnementales ». Ecole doctorale : GAIA, discipline : génie des procédés / ACV, Montpellier SupAgro. Direction de thèse : Ralph Rosenbaum et Miguel Lopez-Ferber. Co-encadrant : Philippe Roux.
Thèse financée dans le cadre de la chaire ELSA-PACT (cycle 1). Taux d'encadrement 80%.

- 3 articles [ACL 10-12]

Thomas Beaussier, Octobre 2016 – Octobre 2020, « Evaluation économique et environnementale du développement régional d'une filière en interaction avec multi-secteur et multi-échelle : cas de la filière forêt-bois du Grand Est ». Ecole doctorale : SJPEG, discipline : économie, Université de Lorraine. Direction de thèse : Véronique Bellon-Maurel et Philippe Delacote (INRAE, UMR BETA). Co-encadrant : Sylvain Caurla (INRAE, UMR BETA).
Thèse co-financée par le projet PSDR Afforball et une demi-bourse de thèse IRSTEA. Taux d'encadrement 50%.

- 1 article [ACL 1], 1 article soumis [ACL 2], 1 article en cours de soumission

Nicolas Rogy, Novembre 2020 – présent, « Evaluer les performances environnementales de trajectoires territoriales dans un contexte de changements globaux : application à un périmètre irrigué ». Ecole doctorale : GAIA, discipline : génie des procédés / ACV, Institut Agro de Montpellier. Direction de thèse : Arnaud Hélias.
Thèse co-financée par la chaire ELSA-PACT (cycle 2) et la région Occitanie. Taux d'encadrement 70%.

Encadrement secondaire

Mattia Damiani, Janvier 2015 – Avril 2018, « Empreinte eau & ACV : développement d'indicateur d'impacts de la consommation d'eau sur la biodiversité ». Ecole doctorale : GAIA, discipline : génie des procédés / ACV, Montpellier SupAgro. Direction de thèse : Ralph Rosenbaum. Co-encadrant : Philippe Roux.
Thèse financée dans le cadre de la chaire ELSA-PACT (cycle 1). Taux d'encadrement 20%.

- 3 articles [ACL 4-6]

Susana Leão, Janvier 2015-Avril 2018, « Développement d'un cadre pour la prise en compte de différentes sources régionales d'eau en ACV (mix d'approvisionnement d'eau) ». Ecole doctorale : GAIA, discipline : génie des procédés / ACV, Montpellier SupAgro. Direction de thèse : Ralph Rosenbaum et Guillaume Junqua. Co-encadrant : Philippe Roux.
Thèse financée dans le cadre de la chaire ELSA-PACT (cycle 1). Taux d'encadrement 20%.

- 3 articles [ACL 13-15]

Laura Roibás, Janvier 2015 – Juillet 2018, "Application and refinement of Territorial Life Cycle Assessment to the calculation of the carbon footprint and the normalization factors of Galicia". Université de Santiago de Compostela, Espagne. Direction de thèse : Almudena Hospido.
Thèse réalisée à l'Université de Santiago de Compostela avec un séjour de 3 mois dans les locaux de l'UMR ITAP (septembre à décembre 2015). Taux d'encadrement 10%.

- 3 articles [ACL 24-26]

Chloe Stanford-Clark, Octobre 2020 – présent, « La qualité des écosystèmes en ACV : comment prendre en compte la dynamique des écosystèmes dans l'évaluation des dommages ? Application aux écosystèmes marins et côtiers ». Ecole doctorale : GAIA, discipline : génie des procédés / ACV, Institut Agro de Montpellier. Direction de thèse : Arnaud Hélias.
Thèse financée dans le cadre du projet ANR-FRQ Cost to Coast. Taux d'encadrement 20%.

Jérôme Lavoie, Septembre 2020 – présent, « Développement d'un cadre méthodologique permettant d'adresser systématiquement la perte des services écosystémiques aux échelles territoriale et globale dans une perspective cycle de vie ». Doctorat en Sciences de l'environnement, en cours à l'Université du Québec à Montréal (UQAM). Directrice de thèse : Cécile Bulle (CIRAIG, UQAM). Co-directeur : Jérôme Dupras (Université du Québec en Outaouais, UQO).
Thèse financée dans le cadre du projet ANR-FRQ Cost to Coast. Taux d'encadrement 30%.

Réaliser un doctorat dans le domaine de l'ACV ouvre de nombreuses perspectives professionnelles, ce qui se reflète dans le parcours des doctorants que j'ai eu la chance d'encadrer. Deux doctorants sont encore dans le domaine de la recherche académique, i.e. Thomas Beaussier (Enseignant-chercheur en contrat postdoctoral au centre MINES ParisTech dédié à l'environnement et au développement durable, ISIGE-Mines ParisTech), et Mattia Damiani (post-doctorant au JRC à Ispra). Deux autres travaillent comme expertes ACV dans le domaine de la transition environnementale et énergétique du bâtiment (Pyrène Larrey-Lassalle, NOBATEK/INEF4 à Bordeaux) et des biotechnologies et des matériaux (Susana Leão, LEITAT à Barcelone). Enfin, Laura Roibás s'est orientée vers l'enseignement secondaire, en passant les concours adéquats en Espagne.

2.5 Activités d'enseignement

Depuis 2015, j'ai eu l'occasion d'intervenir plusieurs fois dans le module « Empreinte environnementale des systèmes alimentaires » du mastère spécialisé « Innovations et Politiques pour une Alimentation Durable » (IPAD) de Montpellier SupAgro, co-piloté avec le CIRAD. Il s'agit d'un module de deux semaines coordonné par Philippe Roux et dans lequel j'encadre un TD de 10h sur l'ACV de la production d'un biocarburant à base de colza en utilisant le logiciel SimaPro, et une semaine de jeu de rôle ou cette première ACV est revisitée par plusieurs groupes d'étudiants représentant différentes parties prenantes. Par ailleurs, j'ai eu l'occasion d'être la tutrice de plusieurs stages de fin d'étude d'étudiantes de ce mastère.
Au sein d'ITAP-ELSA, nous proposons des sessions de formation continue de 3 jours en ACV à destination des stagiaires, doctorants et toute personne extérieure intéressée par un premier contact avec cette méthode d'évaluation environnementale. Dans ce cadre, j'ai encadré plusieurs fois un TD d'une journée sur la réalisation d'une première ACV et la prise en main du logiciel SimaPro et des bases de données.

2.6 Productions scientifiques

Sont listés ici l'ensemble des articles scientifiques à comité de lecture (26 ACL), ouvrage collectif (1), chapitres d'ouvrages (2), prix (1), communications en conférences orales (17), avec posters (3), communications invitées en séminaire scientifique (8) et mon doctorat. Les personnes encadrées sont en italique. A noter que trois publications sont citées plus d'une centaine de fois sur Scopus (147 citations pour [ACL21], 114 citations pour [ACL18] et 102 citations pour [ACL22]).

2.6.1 Articles

[ACL1] *Beaussier, T.*, Caurla, S., Bellon-Maurel, V., **Loiseau, E.**, 2019. Coupling economic models and environmental assessment methods to support regional policies: A critical review. J. Clean. Prod. 216, 408–421. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.020. IF = 7.246

[ACL2] *Beaussier, T.*, Caurla, S., Bellon-Maurel, V., Delacote, P., **Loiseau, E.,** Under review. Combining partial equilibrium modelling and Life Cycle Assessment to compute regional eco-efficiency metrics: application to a wood energy incentive in a French region. Appl. Energy. Under review. IF = 8.848

[ACL3] Bellon-Maurel, V., Aissani, L., Bessou, C., Lardon, L., **Loiseau, E.,** Risch, E., Roux, P., Junqua, G., 2012. What Scientific Issues in Life Cycle Assessment Applied to Waste and Biomass Valorization? Editorial. Waste and Biomass Valorization 4, 377–383. https://doi.org/10.1007/s12649-012-9189-4. IF = 2.851

[ACL4] *Damiani, M.*, Roux, P., **Loiseau, E.,** Lamouroux, N., Pella, H., Morel, M., Rosenbaum, R.K., 2021. A high-resolution life cycle impact assessment model for continental freshwater habitat change due to water consumption. Sci. Total Environ. In press. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146664. IF = 6.651

[ACL5] *Damiani, M.*, Lamouroux, N., Pella, H., Roux, P., **Loiseau, E.,** Rosenbaum, R.K., 2019. Spatialized freshwater ecosystem life cycle impact assessment of water consumption based on instream habitat change modeling. Water Res. 163. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114884. IF = 9.130

[ACL6] *Damiani, M.*, Núñez, M., Roux, P., **Loiseau, E.,** Rosenbaum, R.K., 2018. Addressing water needs of freshwater ecosystems in life cycle impact assessment of water consumption: state of the art and applicability of ecohydrological approaches to ecosystem quality characterization. Int. J. Life Cycle Assess. 1–18. https://doi.org/10.1007/s11367-017-1430-8. IF = 4.307

[ACL7] Droste, N., Hansjurgens, B., Kuikman, P., Otter, N., Antikainen, R., Leskinen, P., Pitkänen, K., Saikku, L., **Loiseau, E.,** Thomsen, M., 2016. Steering innovations towards a green economy: Understanding government intervention. J. Clean. Prod. 135, 426–434. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.123. IF = 7.246

[ACL8] Hercher-Pasteur, J., **Loiseau, E.,** Sinfort, C., Hélias, A., 2020. Energetic assessment of the agricultural production system. A review. Agron. Sustain. Dev. 40, 29. https://doi.org/10.1007/s13593-020-00627-2. IF = 4.531

[ACL9] Hercher-pasteur, J., **Loiseau, E.**, Sinfort, C., Hélias, A., 2021. Identifying the resource use and circularity in farm systems : Focus on the energy analysis of agroecosystems. Resour. Conserv. Recycl. 169. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105502. IF = 8.086

[ACL10] *Larrey-Lassalle, P.*, Catel, L., Roux, P., Rosenbaum, R.K., Lopez-Ferber, M., Junqua, G., **Loiseau, E**., 2017. An innovative implementation of LCA within the EIA procedure: lessons learned from two wastewater treatment plant case studies. Environ. Impact Assess. Rev. 63, 95–106. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.12.004. IF = 4.135

[ACL11] *Larrey-Lassalle, P.*, Esnouf, A., Roux, P., Lopez-Ferber, M., Rosenbaum, R.K., **Loiseau, E.,** 2018a. A methodology to assess habitat fragmentation effects through regional indexes: Illustration with forest biodiversity hotspots. Ecol. Indic. 89, 543–551. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.068. IF = 4.229

[ACL12] *Larrey-Lassalle, P.*, **Loiseau, E.,** Roux, P., Lopez-Ferber, M., Rosenbaum, R.K., 2018b. Developing characterisation factors for land fragmentation impacts on biodiversity in LCA: key learnings from a sugarcane case study. Int. J. Life Cycle Assess. 23, 2126–2136. https://doi.org/10.1007/s11367-018-1449-5. IF = 4.307

[ACL13] *Leão, S.*, Roux, P., **Loiseau, E.,** Junqua, G., Rosenbaum, R.K., 2019a. Operationalisation and application of water supply mix (WSmix) at worldwide scale: how does WSmix influence the environmental profile of water supply for different users? Int. J. Life Cycle Assess. 24, 2255–2267. https://doi.org/10.1007/s11367-019-01630-w. IF = 4.307

[ACL14] *Leão, S.*, Roux, P., **Loiseau, E**., Junqua, G., Sferratore, A., Penru, Y., Rosenbaum, R.K., 2019b. Prospective Water Supply Mix for Life Cycle Assessment and Resource Policy Support-Assessment of Forecasting Scenarios Accounting for Future Changes in Water Demand and Availability. Environ. Sci. Technol. 53, 1374–1384. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04071. IF = 7.864

[ACL15] *Leão, S.*, Roux, P., Núñez, M., **Loiseau, E.,** Junqua, G., Sferratore, A., Penru, Y., Rosenbaum, R.K., 2018. A worldwide-regionalised water supply mix (WSmix) for life cycle inventory of water use. J. Clean. Prod. 172, 302–313. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.135. IF = 7.246

[ACL16] **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. J. Clean. Prod. 176, 474–485. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.169. IF = 7.246

[ACL17] **Loiseau, E.,** *Colin, M.*, Alaphilippe, A., Coste, G., Roux, P., 2020. To what extent are short food supply chains (SFSCs) environmentally friendly? Application to French apple distribution using Life Cycle Assessment. J. Clean. Prod. 276. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124166. IF = 7.246

[ACL18] **Loiseau, E.,** Junqua, G., Roux, P., Bellon-Maurel, V., 2012. Environmental assessment of a territory: an overview of existing tools and methods. J. Environ. Manage. 112, 213–25. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.024. IF = 5.647

[ACL19] **Loiseau, E.,** Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., Bellon-Maurel, V., 2014. Implementation of an adapted LCA framework to environmental assessment of a territory: Important learning points from a French Mediterranean case study. J. Clean. Prod. 80, 17–29. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.059. IF = 7.246

[ACL20] **Loiseau, E.,** Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., Bellon-Maurel, V., 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. Int. J. Life Cycle Assess. 18, 1533–1548. https://doi.org/10.1007/s11367-013-0588-y. IF = 4.307

[ACL21] **Loiseau, E.,** Saikku, L., Antikainen, R., Droste, N., Hansjürgens, B., Pitkänen, K., Leskinen, P., Kuikman, P., Thomsen, M., 2016. Green economy and related concepts: An overview. J. Clean. Prod. 139, 361–371. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.024. IF = 7.246

[ACL22] Loubet, P., Roux, P., **Loiseau, E.,** Bellon-Maurel, V., 2014. Life cycle assessments of urban water systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. Water Res. 67, 187–202. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.048. IF = 9.130

[ACL23] Pitkänen, K., Antikainen, R., Droste, N., **Loiseau, E.,** Saikku, L., Aissani, L., Hansjürgens, B., Kuikman, P.J., Leskinen, P., Thomsen, M., 2016. What can be learned from practical cases of green economy? Studies from five European countries. J. Clean. Prod. 139, 666–676. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.071. IF = 7.246

[ACL24] *Roibás, L.*, **Loiseau, E.,** Hospido, A., 2018a. A simplified approach to determine the carbon footprint of a region: Key learning points from a Galician study. J. Environ. Manage. 217, 832–844. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.039. IF = 5.647

[ACL25] *Roibás, L.*, **Loiseau, E.,** Hospido, A., 2018b. On the feasibility and interest of applying territorial Life Cycle Assessment to determine subnational normalisation factors. Sci. Total Environ. 626, 1086–1099. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.126. IF = 6.651

[ACL26] *Roibás, L.*, **Loiseau, E**., Hospido, A., 2017. Determination of the carbon footprint of all Galician production and consumption activities: Lessons learnt and guidelines for policymakers. J. Environ. Manage. 198, 289–299. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.071. IF = 5.647

2.6.2 Ouvrage collectif

[Ouvrage 1] Saikku, L., Antikainen, R., Droste, N., Pitkänen, K., **Loiseau, E.,** Hansjürgens, B., Kuikman, P., Leskinen, P., Thomsen, M., 2015. Implementing the green economy in a European context: lessons learned from theories, concepts and case studies. PEER report. Helsinki: Partnership for European Environmental Research.

2.6.3 Chapitres d'ouvrages

[Chapitre 1] **Loiseau, E**., Roux, P., **2017**. From product LCAs to territorial LCAs: methodological principles, in: Stefania, M., Sonnemann, G., Balkau, F. (Eds.), Life Cycle Approaches to Sustainable Regional Development. Routledge, New York.

[Chapitre 2] **Loiseau, E**., Salou, T., Roux, P., under review. Territorial LCAs, in : Hospido, A., Fiore,

S., Teodosiu, C. (Eds), Assessing the sustanaibility progress: framework, tools and case studies, Elsevier.

2.6.4 Prix

[PRIX 1] SETAC Europe Young Scientist LCA Award 2017 (https://doi.org/10.1007/s11367-017-1338-3)

2.6.5 Communications en congrès (oral)

[COM 1] *Beaussier, T.*, **Loiseau, E**., Roux, P., Lobianco, A., Lacote, P., Bellon-Maurel, V., Caurla, S., 2018. Combining economic modelling and LCA to assess regional policies: key learning points from a case study on the French forestry sector. SETAC Europe 28th Annual Meeting, Rome.

[COM 2] *Damiani, M.*, **Loiseau, E.,** Núñez, M., Roux, P., Rosenbaum, R.K., 2016. Habitat suitability: water use impact assessment for ecosystems beyond counting species. SETAC Europe 26th Annual Meeting, Nantes.

[COM 3] *Damiani, M.*, Roux, P., **Loiseau, E**., Lamouroux, N., Pella, H., Rosenbaum, R.K., 2018. Towards global regionalized characterisation factors for water consumption impacts on instream freshwater ecosystems. SETAC Europe 28th Annual Meeting, Rome.

[COM 4] *Damiani, M.*, Roux, P., **Loiseau, E.,** Rosenbaum, R.K., 2017. Linking environmental water requirements to freshwater biodiversity damage at multiple scales. SETAC Europe 27th Annual Meeting, Brussels.

[COM 5] Hercher-Pasteur, J., **Loiseau, E.,** Astigarraga, L., Sinfort, C., Hélias, A., 2019. Agroecological Energy Analysis method designed at farm scale: case study of a French mixed-farming system. 6th International Symposium for Farming Systems Design, Montevideo, Uruguay.

[COM 6] *Larrey-Lassalle, P.*, Catel, L., Roux, P., Junqua, G., Lopez-Ferber, M., Rosenbaum, R., **Loiseau, E**., 2016a. Implementation of LCA within EIA procedure: an innovative methodology applied on two wastewater treatment plants case studies. 22nd SETAC Europe LCA Case Study Symposium, Montpellier.

[COM 7] *Larrey-Lassalle, P.*, **Loiseau, E.,** Blanco-Pérez, E., Alleaume, S., Roux, P., Lopez-Ferber, M., Rosenbaum, R.K., 2016b. A first step towards the consideration of habitat fragmentation in LCA. SETAC Europe 26th Annual Meeting, Nantes.

[COM 8] *Larrey-Lassalle, P.*, **Loiseau, E.,** Catel, L., Roux, P., Lopez-Ferber, M., Rosenbaum, R.K., 2017a. A methodology for an integrated LCA-EIA procedure. IAIA17, Montréal.

[COM 9] *Leao, S.O.*, Núñez, M., Roux, P., **Loiseau, E.,** Sferratore, A., Junqua, G., Rosenbaum, R.K., 2016. Water supply mix: spatial, temporal and user variability at European Scale. SETAC Europe 26th Annual Meeting, Nantes.

[COM 10] *Leao, S.O.*, Roux, P., **Loiseau, E.,** Sferratore, A., Penru, Y., Junqua, G., Rosenbaum, R.K., 2018. WSmix: a globally regionalised Water Supply mix framework with current and prospective databases for use in LCA. SETAC Europe 28th Annual Meeting, Rome.

[COM 11] *Leao, S.O.*, Roux, P., **Loiseau, E.,** Sferratore, A., Penru, Y., Junqua, G., Rosenbaum, R.K., 2017a. Prospective Water Supply Mix (P-WSmix) in LCA to support regional adaptation strategies to future water availability and requirements. 8th International conference on Life Cycle Management (LCM), Luxembourg.

[COM 12] **Loiseau, E.,** *Combeau, R.*, Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., Bellon-Maurel, V., 2013a. Combining territory-oriented LCA and GIS to provide an environmental baseline of a French Mediterranean land case study. 19nd SETAC Europe LCA Case Study Symposium, Rome.

[COM 13] **Loiseau, E.,** Roux, P., 2017. Using and adapting the concept of eco-efficiency to assess land use planning scenarios in territorial LCA. SETAC Europe 27th Annual Meeting, Brussels.

[COM 14] **Loiseau, E.,** Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., Bellon-Maurel, V., 2013b. Adaptation of the LCA framework to support land use planning policies. SETAC Europe 23th Annual Meeting, Glasgow.

[COM 15] Risch, E., Roux, P., **Loiseau, E.** Sinfort, C., 2019. LCA of urban water systems: STOIC, a dynamic LCI model linking human activities and wet-weather pollutant discharges. SETAC Europe

29th Annual Meeting, Helsinki.
[COM 16] *Roibás Cela, L.*, **Loiseau, E.,** Hospido, A., 2016a. Determination of the Carbon Footprint of all Galician production and consumption activities based on the territorial LCA methodology. 22nd SETAC Europe LCA Case Study Symposium, Montpellier.
[COM 17] *Roibás Cela, L.*, **Loiseau, E.,** Hospido, A., 2016b. Evaluation of alternatives for the calculation of the final demand carbon footprint of a region. 22nd SETAC Europe LCA Case Study Symposium, Montpellier.

2.6.6 Communications en congrès (poster)

[POSTER 1] *Larrey-Lassalle, P.,* **Loiseau, E.,** Roux, P., Lopez-Ferber, M., Rosenbaum, R.K., 2017b. Developing global characterisation factors for habitat fragmentation in LCIA. SETAC Europe 27th Annual Meeting, Brussels.
[POSTER 2] *Leao, S.O.,* Roux, P., Nunez, M., **Loiseau, E.,** Rosenbaum, R.., 2017b. Exploring prospective scenarios of water supply mix. SETAC Europe 27th Annual Meeting, Brussels.
[POSTER 3] **Loiseau, E.,** Loubet, P., Hélias, A., Roux, P., 2015. Sand in the gears: state of the art and perspectives for assessing sand and gravel use in LCIA. SETAC Europe 25th Annual Meeting, Barcelona.

2.6.7 Séminaires & colloques invités

[INVIT 1] Adapting the LCA framework to environmental assessment of a territory: Implementation on a French Mediterranean case study – Workshop on Territorial LCA, Joint Research Centre, Ispra, Italy. 29 avril 2014.
[INVIT 2] Vers des approches orientées territoire en Analyse du Cycle de Vie (ACV) - Séminaire organisé dans le cadre de la restitution du projet Forêver « Forêts et bois énergie : une solution pour réduire le réchauffement climatique », 12 février 2016, Paris.
[INVIT 3] Evaluation environnementale d'un territoire : apports de l'approche ACV. Séminaire « Evaluation de la contribution des systèmes de production à la durabilité de leurs territoires » organisé par le CIRAD. Montpellier, 25 octobre 2016.
[INVIT 4] Evaluation environnementale du PNR des Ballons des Vosges – Mise en œuvre de l'ACV territoriale. Journée thématique EcoSD « La spatialisation en ACV », IFPEN, Rueil Malmaison, 23 mars 2017.
[INVIT 5] Apports de l'Analyse du Cycle de Vie à l'éco-conception des systèmes alimentaires. Séminaire dans le cadre du « Mois de l'Economie Sociale et Solidaire : Alimentation et territoires – vers la création de valeur plurielle et de nouveaux emplois ». Montpellier, 29 novembre 2018.
[INVIT 6] Territorial LCAs: principles, implementation and perspectives - 4rd FNRS LCA group meeting – 6 décembre 2018, Bruxelles.
[INVIT 7] ACV territoriale : principes, mise en œuvre et perspectives de recherche. Séminaire interne du MIAT (Mathématiques et Informatiques Appliquées Toulouse), INRAE, Toulouse, 7 juin 2019.
[INVIT 8] Premiers résultats d'Analyse du Cycle de Vie de filières pain fermières et artisanales : mise en perspective avec d'autres filières courtes et longues. Colloque Reterritorialisation de l'Alimentation : quelle contribution à la durabilité des systèmes alimentaires ? organisé par INRAE et le RMT (Réseau Mixte Technologique) Alimentation locale, Paris, le 28 novembre 2019.
[INVIT 9] Webinaire sur l'ACV territoriale organisé par FSLCI (Forum for Sustainability through Life Cycle Innovation) le 18 mars 2021.

2.6.8 Thèse

Loiseau E (2014) Elaboration d'une démarche d'évaluation environnementale d'un territoire basée sur le cadre méthodologique de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV): Application au territoire du Bassin de Thau. Montpellier SupAgro.

Thèse soutenue le 26 mars 2014 devant le jury suivant :

Mme. Véronique Bellon-Maurel,	ICPEF, IRSTEA, Directrice de thèse
Mme. Isabelle BLANC,	Maître de recherche, Mines ParisTech, Rapporteur, Président du jury
M. Hervé MOINE,	Ingénieur, Port Autonome de Marseille, Examinateur
Mme. Hélène REY-VALETTE	Maître de conférence, Université de Montpellier, Examinateur
M. Philippe ROUX,	Ingénieur de recherche, IRSTEA, Examinateur,
M. Guido SONNEMANN	Professeur, Université de Bordeaux, Rapporteur
Mme. Cécile BULLE	Scientifique, CIRAIG, Ecole Polytechnique de Montréal, membre invité

Partie II - Evaluer la durabilité environnementale des territoires et des filières selon une perspective cycle de vie

Positionnement général de mes travaux

Mes travaux de recherche portent sur les développements méthodologiques à apporter aux démarches d'évaluation environnementale dans le but d'accompagner la transition écologique de nos sociétés. Le postulat de départ repose sur le célèbre adage « you can't improve what you don't measure ». L'évaluation environnementale doit permettre d'apporter des éléments objectifs à la prise de décision, et ce en proposant une quantification des impacts de nos modes de production et de consommation. Parmi le large panorama des méthodes et outils d'évaluation existant, mes travaux se concentrent donc sur les démarches quantitatives. Par ailleurs, les recherches que je mène sont en cohérence avec les principes mis en avant dans le concept de durabilité « forte », à savoir que sans un environnement préservé, il est impossible de développer des sociétés et des économies viables (cf. l'œuf de la durabilité de la Figure 1). Contrairement à la durabilité « faible », ce concept repose sur le postulat que les capitaux naturels, économiques et sociaux ne sont pas substituables (à noter que les travaux en cours sur les limites planétaires viennent renforcer ce postulat). De ce positionnement découle le fait que pour évaluer les effets des activités humaines sur l'environnement, il est nécessaire de développer des métriques basées sur une approche biophysique des mécanismes environnementaux.

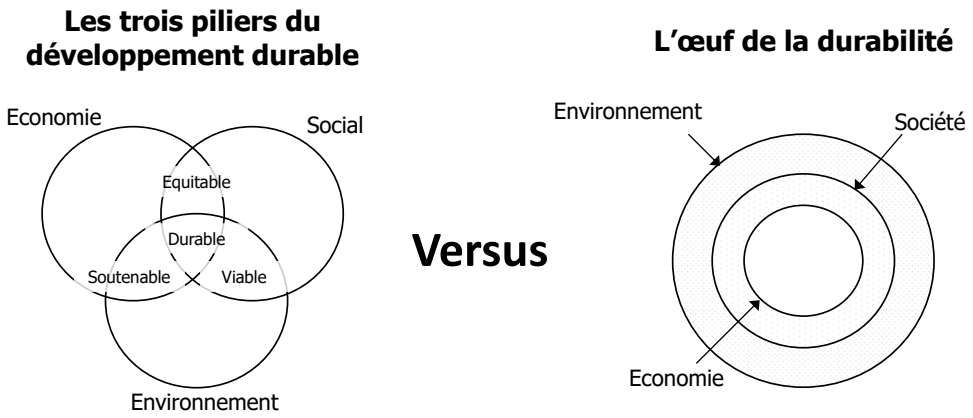

Figure 1 Les différentes approches de la durabilité, entre durabilité faible (les trois piliers du développement durable) et durabilité forte (« l'œuf » de la durabilité), adapté d'après Scott Cato (2009).

Mes travaux nécessitent de modéliser les activités humaines, et de s'intéresser aux processus environnementaux induits par les consommations de ressources et les émissions de substances polluantes vers l'air, l'eau ou les sols. Mes recherches s'inscrivent principalement dans deux domaines scientifiques, les sciences de l'environnement et le génie des procédés, et les articles qui en sont issus, sont publiés dans des revues interdisciplinaires en lien avec les grands enjeux environnementaux (*Journal of Cleaner Production, Science of the Total Environment, International Journal of Life Cycle Assessment, Water Research, Journal of Environmental Management, Ecological Indicators, Environmental Impact Assessment Review …*).

NB1 : dans la partie II de ce mémoire présentant le bilan de mes recherches, j'ai fait le choix d'approfondir les travaux réalisés après ma thèse. Si nécessaire, mes travaux de thèse sont évoqués rapidement, et plus de détails sont disponibles en se référant directement au manuscrit de thèse.

NB2 : les figures et tableaux issus des publications ne sont pas traduits en espérant que cela n'entrave pas la lecture du document.

1. Introduction

1.1. Au commencement d'une nouvelle ère : l'Anthropocène et le concept de limites planétaires

Le rapport « The limits to growth » publié par le club de Rome en 1972 constitue une étape importante dans l'émergence d'une prise de conscience collective sur les enjeux environnementaux auxquels est confrontée l'humanité. Ce rapport, commandé à une équipe du MIT[7] dirigée par Dennis H. Meadows, interpelle sur les limites matérielles de l'environnement dans un contexte de croissance continue (Meadows et al., 1972). Sur la base d'une modélisation dynamique de l'écosystème mondial, l'équipe a pu simuler les interactions de cinq sous-compartiments, i.e. i) la population, ii) la production alimentaire, iii) la production industrielle, iv) la pollution et v) la consommation de ressources naturelles non renouvelables. Les résultats de ces simulations montrent que les trajectoires de nos sociétés humaines basées sur une consommation excessive de ressources s'effondrent vers la moitié du 21ème siècle, et qu'il est impératif de changer nos modes de production et de consommation pour rester dans les limites planétaires régies par des flux biophysiques restreints. Depuis le premier rapport Meadows, les données acquises entre 1970 et 2000 sur l'évolution des cinq sous-compartiments du modèle informatique confirment les résultats simulés dans le cas de la trajectoire tendancielle ou dite « business as usual » basée sur un maintien du statut quo, à savoir un effondrement à terme de nos sociétés (Turner, 2008). Il apparaît donc essentiel de comprendre et de maîtriser les pressions des activités humaines sur l'environnement.

D'autres études confirment que les pressions des sociétés humaines sur l'environnement se sont emballées ces dernières décennies (Steffen et al. 2015). Cet emballement, appelé « La Grande Accélération », a été démontré à partir de données réelles analysées pour différentes pressions telles que les émissions de CO_2, de NO_x, ou CH_4 vers l'air, l'augmentation des prélèvements de ressources biotiques, ou les modifications des milieux naturels (e.g., acidification des océans, eutrophisation des zones côtières et les changements d'habitats terrestres) (cf. Figure 2). Cette accélération est corrélée à une augmentation exponentielle de variables socio-économiques telles que la population mondiale, l'exode rural, la richesse mondiale ou les échanges et les transports (Steffen et al. 2015), démontrant ainsi l'illusion du découplage entre croissance économique et impacts sur l'environnement.

Les activités humaines depuis la révolution industrielle initiée au cours du 19ème siècle ont profondément modifié l'environnement mondial, et ce de manière si intense que les pressions exercées par l'homme rivalisent avec certaines des grandes forces de la nature dans leur impact sur le fonctionnement du système terrestre. Le terme « Anthropocène », introduit dans les années 2010, qualifie cette nouvelle ère géologique influencée en partie par l'Homme (Steffen et al., 2011).

De nombreux travaux tirent la sonnette d'alarme sur le fait que les limites planétaires biophysiques sont en train d'être dépassées ou ont déjà été dépassées régionalement pour certains flux comme les flux de phosphore ou d'azote (Rockström et al., 2009a, 2009b; Steffen et al., 2015b), et sur l'urgence d'agir avant que les conditions de vie sur Terre ne deviennent intolérables pour de nombreuses espèces. Ainsi, le changement climatique pourrait enclencher des processus non linéaires irréversibles si un seuil d'augmentation des températures était franchi. Ce concept de limites planétaires apporte des éléments objectivant le postulat de la durabilité « forte », à savoir que les capitaux naturels et économiques ne sont pas substituables, plaidant ainsi pour le développement d'indicateurs environnementaux biophysiques pour évaluer les impacts des activités humaines sur la Terre.

[7] Massachussets Institute of Technology

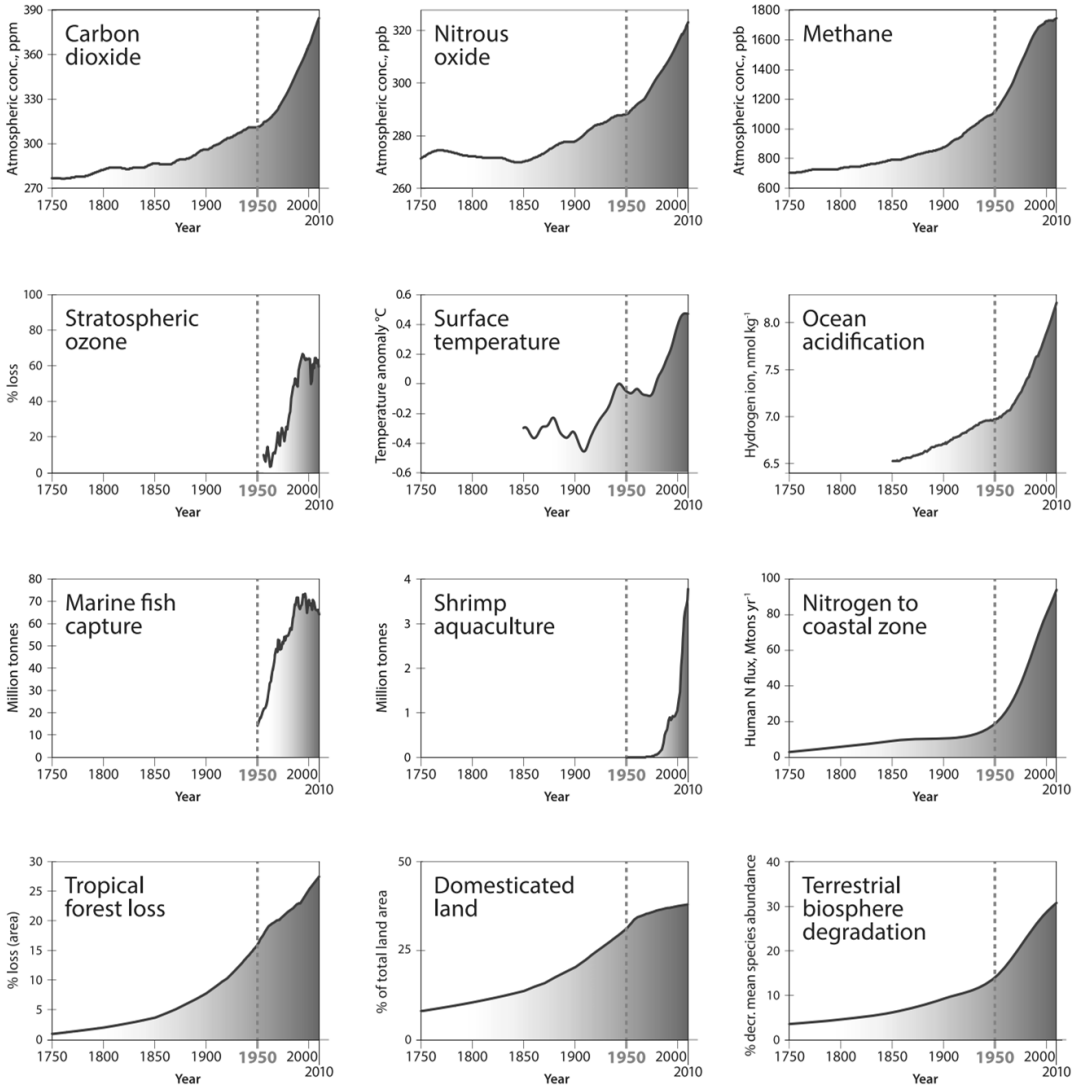

Figure 2 Evolutions de différents indicateurs de pression sur le système terrestre entre 1750 et 2010
(Steffen et al., 2015a)

1.2. Des initiatives internationales aux actions locales

Les institutions internationales se sont saisies des enjeux environnementaux dès les années 70 avec l'organisation du premier sommet de la Terre en 1972 (Seyfang, 2003). En 1987, le rapport Brundtland pose les bases d'une définition consensuelle du concept de développement durable comme étant « un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs et correspond au devoir des générations actuelles de transmettre un monde vivable, viable et reproductible » (World Commission on Environment and Development, 1987). Le sommet de Rio en 1992 a vu l'émergence de la convention-cadre sur les changements climatiques et la convention sur la diversité biologique. La prise en compte de ces enjeux se retrouve dans la définition des objectifs de développement durable 2030 des Nations Unis (UN, 2015). Ces accords internationaux ont notamment permis la reconnaissance de l'impact de l'Homme sur le climat et la fixation d'objectifs chiffrés en termes d'émissions de gaz à effet de serre (GES) par les Etats, afin de limiter la hausse de la température globale en dessous de 2 degrés (cf. le protocole de Kyoto en 1997 et la COP 21, conférence de Paris sur les changements climatiques, en 2015) (Kinley, 2017).

En parallèle, des actions locales sont indispensables pour mener à bien la transition écologique de nos sociétés (Folke et al., 2010). Le sommet de Rio a également abouti à la création des agendas locaux 21 afin d'encadrer la mise en œuvre de solutions durables localement. Les territoires ont un rôle clé à jouer en favorisant l'émergence d'innovations, et de nouveaux modes d'organisation de nos sociétés. De nombreuses initiatives menées par des autorités locales ont vu le jour dans le monde entier pour favoriser la transition vers la durabilité, comme le « Cities Climate Leadership Group[8] », les « Energy Cities[9] », les « Regions of Climate Action[10] », les initiatives écologiques locales[11] (ICLEI) ou le réseau des villes en transition[12]. Ces initiatives promeuvent entre autres de nouvelles stratégies basées par exemple sur les concepts de bioéconomie ou d'économie circulaire pour repenser nos modes de production et de consommation. La bioéconomie est une économie basée sur l'utilisation comme intrants de ressources biologiques fournies par la terre et les mers, y compris les déchets, pour la production de biens, services et d'énergie (European Commission, 2012). Une économie circulaire est par « nature restauratrice et régénérative et tend à préserver la valeur et la qualité intrinsèque des produits, des composants et des matériaux à chaque étape de leur utilisation » (The Ellen MacArthur Foundation, 2012). Ces initiatives visant à réduire l'empreinte sur l'environnement de nos sociétés sont soutenues par beaucoup de pays notamment au sein de l'Union Européenne (Gregson et al., 2015; McCormick and Kautto, 2013). Pour les accompagner, des méthodes d'évaluation quantitatives sont nécessaires afin de fournir des informations objectives sur les performances environnementales de ces nouveaux modes de gestion et d'organisation des territoires et filières locales.

Des premières lignes directrices ont été élaborées pour réaliser une comptabilité environnementale des flux annuels d'énergie et de GES à l'échelle des villes (PAS 2070, 2014; WRI and WBCSD, 2004). Cependant, des approches formalisées et basées sur des perspectives plus larges incluant une analyse multicritère font actuellement défaut pour réaliser l'évaluation environnementale d'aménagements et de projets sur les territoires définis à des échelles infranationales telle que celle requise par les directives européennes sur l'évaluation des incidences de projets sur l'environnement (EIE) ou l'évaluation environnementale stratégique (EES) (Commission Européenne, 2009).

1.3. L'ACV, un outil d'évaluation environnemental holistique orienté produit/service

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode d'évaluation environnementale adoptant une perspective multicritère et cycle de vie. Ces deux caractéristiques permettent d'identifier les transferts de pollution à la fois entre différentes catégories d'impacts et entre lieux géographiques (Finnveden et al., 2009), atouts indispensables pour évaluer des modes de production et de consommation globalisés et engendrant de multiples pressions sur l'environnement.

C'est une méthode normalisée dont l'usage est très répandu à travers le monde (Reap et al., 2008) pour évaluer les impacts environnementaux d'un produit ou d'un service sur tout son cycle de vie, de l'extraction de matières premières à la fin de vie, en passant par des étapes de transformation, distribution et usage (Rebitzer et al., 2004). Selon les normes ISO 14040 et 14044 (2006a, 2006b), une ACV doit être réalisée en quatre étapes itératives, i.e. i) la définition des champs et des objectifs de l'étude, ii) l'inventaire du cycle de vie (ICV), iii) l'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) et iv) l'interprétation des résultats. La phase 1 permet de définir les objectifs de l'étude en accord avec les commanditaires, et d'établir une unité fonctionnelle (UF), utilisée comme base de comparaison entre différents systèmes rendant le même service. Le cadre de modélisation de l'ACV repose sur la quantification des interactions entre la technosphère, englobant l'ensemble des activités humaines et secteurs économiques, et l'écosphère, incluant l'ensemble des mécanismes environnementaux

[8] http://www.c40.org/
[9] http://www.energy-cities.eu/
[10] http://regions20.org
[11] http://www.iclei.org
[12] transitionnetwork.org

(Hofstetter, 1998) (cf. Figure 3). La phase d'ICV modélise tous les flux technologiques, échanges de biens et services, ayant lieu dans la technosphère pour satisfaire une unité fonctionnelle définie en phase 1, ainsi que les flux environnementaux, ressources consommées et émissions de polluants, intrants et sortants à chaque étape du cycle de vie. La phase d'EICV agrège ces flux environnementaux en impacts environnementaux en utilisant des facteurs de caractérisation. Cette agrégation est basée sur une modélisation biophysique de chaînes de causalité appelées « pathways » reliant un flux environnemental, à une modification de l'état de l'environnement engendrant un dommage sur une des trois aires de protection en ACV, i.e. i) la santé humaine, ii) la qualité des écosystèmes et iii) les ressources. Un impact intermédiaire dans la chaîne de causalité est appelé impact « midpoint » et les dommages correspondent à une approche « endpoint ».

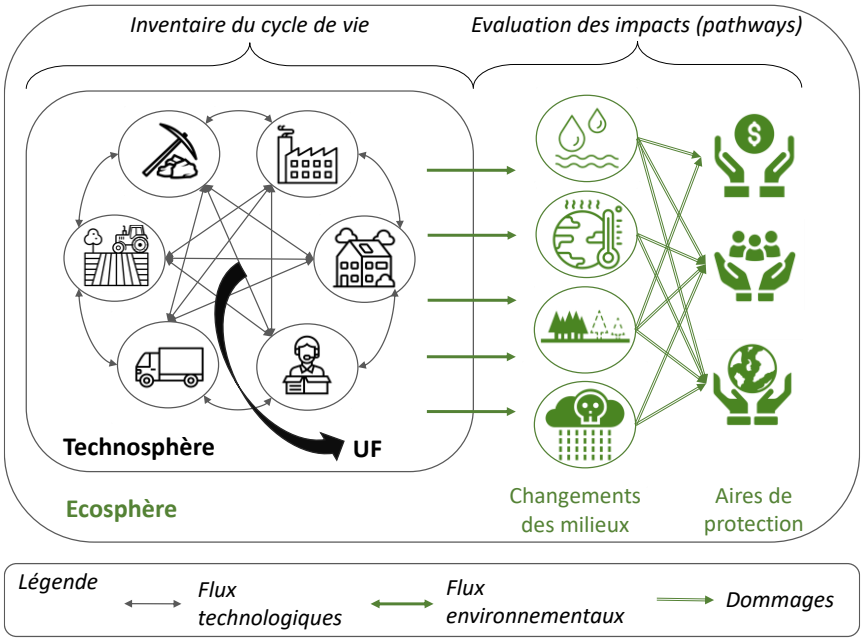

Figure 3 Modélisation des interactions entre technosphère et écosphère dans les approches d'Analyse du Cycle de Vie (ACV)

Pour les aires de protection santé humaine et qualité des écosystèmes, l'équation de base (1) permettant de quantifier les facteurs de caractérisation (FC) se décompose en facteur de dommage (FD), facteur d'effet (FE), facteur d'exposition (FX) et facteur de devenir (« fate factor », FF) (Verones et al., 2020).

$$FC = FD \times FE \times FX \times FF \qquad (1)$$

Dans les dommages aux écosystèmes, FD est remplacé par un facteur de vulnérabilité (FV) permettant de traduire la perte d'espèces du niveau local ou régional au niveau mondial.

Enfin, la phase d'interprétation a pour objectif de garantir la cohérence de l'analyse au regard des objectifs préalablement définis dans l'étude en lien notamment avec la définition des frontières du système ou de l'UF, et la robustesse des données et modèles utilisés. Il s'agit également de fournir les principaux résultats en termes d'identification des processus, flux et étapes du cycle de vie contribuant significativement aux impacts. Ces résultats peuvent être consolidés via la mise en œuvre d'analyses de sensibilité et d'incertitude.

1.4. Nécessité d'élargir les objets d'étude en ACV pour être la hauteur des enjeux environnementaux

Initialement conçue pour étudier des systèmes à des échelles « micro », l'ACV est largement utilisée à des fins d'affichage environnemental ou d'éco-conception de produits et services dans une perspective de technologies propres (éco-technologies) ou d'économie verte. Cependant, les faits observés (cf. la Grande Accélération) ont montré que ces approches étaient insuffisantes pour enrailler l'augmentation constante des émissions de polluants et des consommations de ressources naturelles et qu'il était nécessaire de transformer en profondeur nos modes de production et de consommation. De nouvelles stratégies ont émergé telles que l'économie circulaire, ou l'économie de la fonctionnalité (Product-service system, PSS) (cf. Figure 4). Ces stratégies, fondées sur le concept de durabilité « forte » nécessitent d'être mises en œuvre à des échelles « méso » et « macro », seules à même d'être à la hauteur des enjeux environnementaux précédemment évoqués. Elles doivent également être accompagnées par des méthodes d'évaluation reposant sur des indicateurs biophysiques robustes et holistiques pour quantifier leurs performances en termes de gains environnementaux.

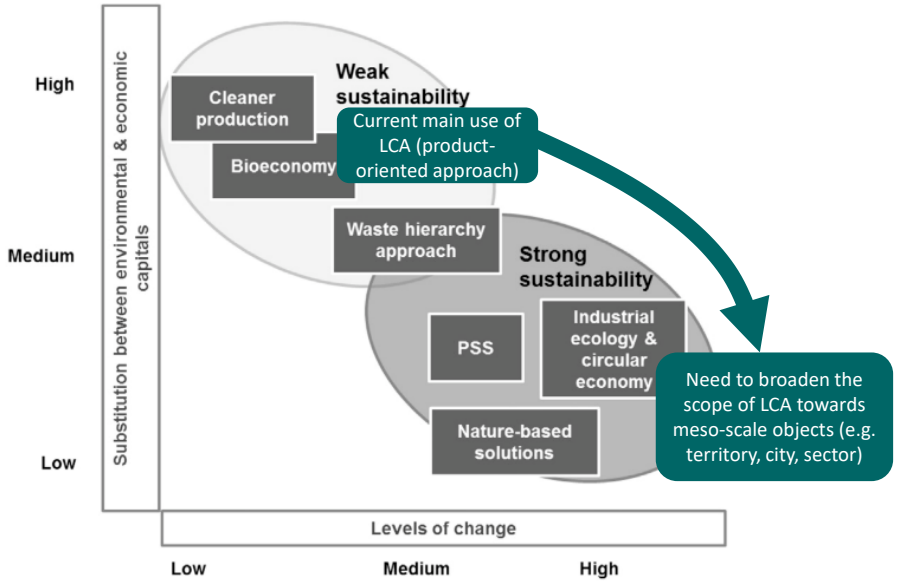

Figure 4 Évolution potentielle du positionnement de l'ACV pour répondre aux enjeux posés par la mise en œuvre de stratégies d'économie verte dans un contexte de durabilité « forte » (adaptée de Loiseau et al., 2016) (PSS : product-service system)

Des propositions ont été formulées pour élargir les objets d'étude en ACV (Guinée et al., 2011), à des fins d'éco-conception, de benchmarking, et d'appuis aux politiques publiques (Hellweg and Milà i Canals, 2014). Il existe désormais des ACVs à l'échelle des consommateurs (Sala and Castellani, 2019), des organisations (Martínez-Blanco et al., 2015) ou des nations (de Boer et al., 2019; Scherer et al., 2019). Par ailleurs, un travail de revue de la littérature effectué pendant ma thèse sur les outils et méthodes disponibles pour réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire dans son ensemble a mis en évidence les potentialités offertes par le cadre méthodologique de l'ACV (Loiseau et al., 2012), et nous avons par la suite proposé d'adapter ce cadre pour étudier des territoires dans leur globalité, et développer les démarches d'ACV territoriale (Loiseau et al., 2013).

1.5. Problématique générale et axes de recherche

Mes travaux de recherche s'inscrivent dans la problématique générale suivante : **comment évaluer la durabilité environnementale d'un territoire ou d'une filière dans une perspective cycle de vie afin d'accompagner la prise de décision publique ?** Le postulat de départ est que l'ACV offre un cadre méthodologique robuste pour modéliser ces systèmes à la fois grâce à la perspective cycle de vie et à la modélisation des chaînes de causalité permettant de relier de multiples pressions sur l'environnement à des dommages sur trois principales aires de protection.

Un territoire peut être défini comme étant une interface entre un espace géographique et un groupe de parties prenantes qui l'utilise, l'aménage et le développe (Moine, 2006). Cette définition couvre trois dimensions, à savoir, i) la dimension matérielle d'une zone géographique définie par les propriétés physiques qui peuvent être considérées comme des opportunités ou des contraintes pour le développement des sociétés humaines, ii) la dimension organisationnelle définie par les acteurs sociaux et institutionnels structurés au sein d'activités, d'organisations ou de juridictions qui incarnent les stratégies de développement territorial, et iii) la dimension identitaire définie par la manière dont les acteurs sociaux et institutionnels pensent et mettent en œuvre un projet pour leur territoire (Laganier et al., 2002). L'ACV territoriale peut donc être mise en œuvre sur une diversité de territoires à des échelles infranationales telles que des villes, des communautés de communes, des bassins versants ou des parcs naturels régionaux, pour fournir des éléments objectifs aux parties prenantes lors de l'élaboration de trajectoires de développement. Il est ainsi communément reconnu que des outils sont nécessaires pour appliquer de manière efficace les principes de durabilité à l'aménagement des territoires (Botequilha Leitão and Ahern, 2002), et des évaluations environnementales *ex ante* sont de plus en plus requises à ces échelles pour accompagner la prise de décision.

Une des principales innovations des ACVs territoriales est de quantifier l'éco-efficience de scénarios d'aménagement sur un territoire donné. Seppälä et al. (2005) définissent l'éco-efficience d'une région comme étant un ratio entre des services fournis par la région étudiée et les impacts environnementaux générés par les activités économiques présentes dans cette même région. Par conséquent, dans les ACVs territoriales, il n'est plus question pour évaluer les impacts de définir une unité fonctionnelle comme base de comparaison entre différents scénarios rendant les mêmes services, mais de quantifier pour différentes alternatives d'aménagement leur éco-efficience pour fournir un panier de services rendus. Une première étude de cas a servi de preuve de concept pour valider l'intérêt et la faisabilité de l'ACV territoriale comme outil de diagnostic environnemental sur le territoire du Bassin de Thau, dans le Sud de la France (Loiseau et al., 2014).

Cependant, de nombreuses questions restent à traiter pour approfondir et opérationnaliser les ACVs territoriales afin de fournir des outils d'évaluation robustes pour accompagner la transition écologique de nos sociétés. Les recherches menées depuis la fin de ma thèse se sont focalisées sur trois axes décrits dans la Figure 5, et qui représentent trois objets d'études complémentaires pour modéliser les effets des activités humaines sur l'environnement à des échelles « méso ».

Le premier axe vise à formaliser le cadre méthodologique de l'ACV appliqué à l'étude d'un **territoire dans sa globalité,** et à simplifier sa mise en œuvre pour faciliter son utilisation et sa diffusion. Le second axe s'intéresse à l'évaluation des performances environnementales de mesures centrées sur des **filières ayant un fort ancrage territorial**, du fait notamment d'une certaine proximité entre l'exploitation de ressources locales et leur valorisation auprès de différents usagers territoriaux. Le dernier axe propose de mieux caractériser les impacts liés aux usages de **ressources territorialisées** comme l'eau et l'occupation des terres dans une perspective cycle de vie, tout en tenant compte de leur variabilité spatiale.

Les travaux menés sur ces trois axes de recherche sont détaillés dans la section 2, et ont permis d'adresser trois principaux verrous méthodologiques et opérationnels, concernant :

i) La définition des frontières des systèmes étudiés

Les territoires sont des systèmes ouverts interagissant avec le reste du monde à travers le déploiement de chaînes de valeur de plus en plus globalisées. La définition des frontières des systèmes étudiés est essentielle et couvre plusieurs dimensions. Il s'agit notamment de déterminer la responsabilité du territoire en termes d'impacts environnementaux (Comment sont alloués les impacts entre territoires et entre filières territorialisées ? Sur quels principes ?). Un aspect important concerne également la prise en compte d'interactions multi-secteurs et multi-échelles engendrées par la mise en œuvre de mesures de développement territorial (Comment déterminer et quantifier les effets indirects d'une décision sur un territoire donné ? Quelle est l'influence de ces effets sur les performances des systèmes étudiés ?).

ii) La quantification de métriques adaptées à l'évaluation des performances environnementales de systèmes territorialisés, et à même de gérer la multifonctionnalité

La métrique quantifiée dans le cadre de l'ACV territoriale est un ratio d'éco-efficience. Au numérateur, il est nécessaire de tenir compte de la multifonctionnalité des systèmes territoriaux (Wiggering et al., 2003), et d'améliorer la quantification des services fournis par des trajectoires de développement territorial. Au dénominateur, la caractérisation des impacts sur l'environnement doit être exhaustive en couvrant l'ensemble des effets engendrés par les consommations de ressources et d'émissions de substances polluantes sur les trois aires de protection, et des développements méthodologiques sont nécessaires pour mieux prendre en compte les impacts induits par la consommation de ressources territorialisées telles que l'utilisation des terres et les usages de l'eau (Woods et al., 2018).

iii) Le développement de démarches simplifiées pour modéliser les systèmes et collecter les données

La mise en œuvre de l'ACV territoriale repose sur la modélisation dans une perspective cycle de vie d'un grand nombre d'activités humaines localisées sur un territoire donné, nécessitant de collecter un volume significatif de données. Il est donc important de proposer des stratégies permettant d'inventorier l'ensemble de ces données en mobilisant un minimum de ressources tout en gardant un niveau élevé de représentativité géographique, temporelle ou technologique afin d'opérationnaliser la démarche auprès des parties prenantes.

Ces travaux ont fait l'objet de publications dans des revues scientifiques. Ces dernières ont été classées dans la Figure 5 selon les trois axes de recherche listés ci-dessus et les principaux verrous méthodologiques et opérationnels qu'elles ont permis d'aborder.

		Apports méthodologiques		
		Frontières du système	**Métriques**	**Inventaires** des données
Axes de recherche	**Axe 1** – Développer des approches territoriales en ACV	[ACL20] [ACL16] [ACL18]	[ACL26]	[ACL19] [ACL24] [ACL25]
	Axe 2 – Modéliser des filières fortement ancrées sur des territoires	[ACL1] [ACL2]	[ACL9] [ACL17]	
	Axe 3 – Mieux prendre en compte les impacts sur les ressources territorialisées		[ACL4] [ACL5] [ACL6] [ACL11] [ACL12]	[ACL13] [ACL14] [ACL15]

Figure 5 Récapitulatif de mes travaux de recherche sur la période 2014-2021
(avec pour rappel les publications produites pendant ma thèse en gris, [ACL18-20])

2. Présentation détaillée de mes travaux

2.1. Développer des approches territoriales en ACV

Cet axe de recherche vise à favoriser le déploiement des approches territoriales en ACV en décrivant d'une part les grands principes de la méthode sur la base des travaux existant dans la littérature scientifique, et en analysant d'autre part différentes stratégies de collecte des données afin de faciliter et généraliser sa mise en œuvre.

2.1.1. Formaliser le cadre méthodologique de l'ACV territoriale

L'ACV territoriale a été développée pour évaluer les performances environnementales de systèmes à des échelles « méso » ou « intermédiaires ». Ces systèmes recouvrent à la fois des filières dites « territorialisées » et des territoires dans leur globalité. La mise en œuvre d'une ACV sur l'un ou l'autre de ces systèmes peut avoir différentes implications en termes de choix méthodologiques. Nous avons donc proposé de faire une distinction entre deux types d'approches en ACV territoriale (cf. Figure 6), i) le type A, une ACV orientée territoire, qui évalue des filières avec un fort ancrage territorial en contextualisant l'évaluation, et ii) le type B, une ACV centrée sur un territoire, qui évalue les performances environnementale d'un territoire dans sa globalité en allant jusqu'à considérer l'ensemble des activités de production et de consommation [ACL16] (Loiseau et al., 2018).

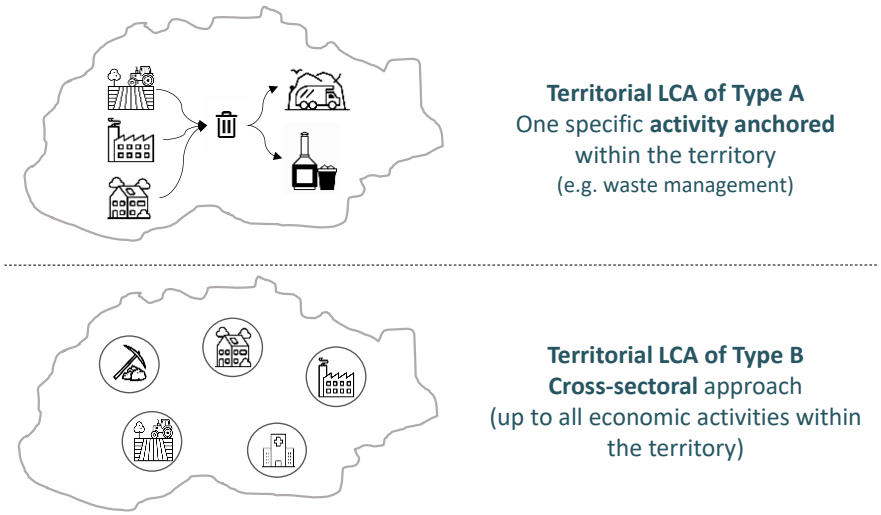

Figure 6 Deux principales approches d'ACV territoriale, i) type A, centré sur une filière avec un fort ancrage territorial, et ii) type B qui adopte une perspective transversale allant jusqu'à considérer l'ensemble des activités de production et de consommation sur un territoire donné [chapitre 2]

Sur la base des travaux décrits dans Loiseau et al. (2018) [ACL16] et du [chapitre 2], le Tableau 1 résume les principaux choix méthodologiques à mettre en œuvre dans la réalisation des deux types d'ACV territoriale selon les 4 phases de l'ACV définies dans la norme ISO. Le Tableau 1 pointe de nombreuses similitudes. Les deux approches ont pour principale finalité de fournir des éléments objectifs pour accompagner les décideurs, gestionnaires, aménageurs, citoyens et parties prenantes dans leurs prises de décision pour concevoir des trajectoires territoriales durables sur le plan environnemental. Pour cela, l'ACV territoriale permet i) de réaliser un diagnostic exhaustif d'une filière territorialisée ou d'un territoire dans son ensemble pour une période donnée, et ii) de comparer les performances environnementales de scénarios d'aménagement et de gestion. Les principales différences entre les deux approches concernent deux points importants en lien avec la définition des frontières du système et l'unité fonctionnelle (UF).

Les frontières du système sont délimitées en tenant compte de trois critères. En premier lieu, il est nécessaire de définir les limites géographiques du système étudié. Dans les deux types d'ACV territoriale, ces limites sont souvent celles correspondant à une entité administrative (villes, communauté de communes, département). Cependant, l'appartenance à un territoire ne coïncide pas toujours avec des limites administratives comme dans les bassins de vie (délimités par un seuil de densité de population) ou de services (en fonction de leur accessibilité) (Albertí et al., 2019b). La définition des frontières du système doit également déterminer les activités humaines à prendre en compte dans l'évaluation. Il y a dans ce cas une différence majeure entre les deux approches, avec dans le type A un focus sur une filière donnée et dans le type B une approche transversale sur plusieurs secteurs économiques et activités humaines. En dernier lieu, la question des frontières du système est aussi celle de la responsabilité du territoire en termes d'impacts environnementaux. Plusieurs principes de responsabilité ont été définis par Eder and Narodoslawsky (1999) combinant les approches « production » et « consommation ». Dans le premier cas, seuls sont pris en compte les flux environnementaux directement issus des activités du territoire étudié (ex. émissions de GES issues du trafic routier). Ce principe, appelé « responsabilité territoriale », est utilisé dans la comptabilité nationale des GES à laquelle se sont engagés les pays signataires du protocole de Kyoto (Ferng, 2003). L'approche consommation adopte au contraire la pensée cycle de vie en considérant tous les flux environnementaux induits par les imports de biens et services répondant aux besoins des activités territoriales (Muradian et al., 2002). Dans l'ACV territoriale de type B, nous avions repris ce principe en définissant une « responsabilité totale » pour le territoire, c'est-à-dire en attribuant au territoire d'étude tous les impacts liés aux flux environnementaux directs et ceux liés aux imports [ACL20] (Loiseau et al., 2013). Par contre, les impacts liés à l'utilisation, et la fin de vie des biens et services exportés ne sont pas pris en compte dans le principe de responsabilité totale.

Etapes de l'ACV	**Choix méthodologiques**		**ACV territoriale de type A**	**ACV territoriale de type B**
Etape 1 : **Champ et objectifs de l'étude**	Public cible		Décideurs, aménageurs, gestionnaires, citoyens, résidents, industriels	
	But de l'étude		2- Réaliser un diagnostic environnemental 3- Comparer des scénarios d'aménagement / des trajectoires de développement	
	Frontières du système	Géographiques	Différents principes mobilisables : frontières administratives, bassin de vie, bassin de services, …	
		Champ des activités	Centré sur une filière donnée	Transversale jusqu'à la considération de toutes les activités humaines
		Responsabilité territoriale	Différents principes mobilisables : responsabilité territoriale, totale, …	
	Unité fonctionnelle		Définition d'une unité fonctionnelle principale en fonction du contexte	Définition d'un panier de services rendus sur un territoire
Etape 2 : **Inventaire du cycle de vie**	Données primaires		Données issues d'études, enquêtes, entretiens locaux	Données issues d'études ou statistiques locales, et parfois mises à l'échelle de données nationales / régionales
	Données secondaires		Données issues de bases de données ACV existantes (ACV des processus)	Données issues de bases de données ACV existantes (ACV des processus et ACV-EEIO)
Etape 3 : **Evaluation des impacts du cycle de vie**			Utilisation des méthodes EICV existantes et recommandations d'utiliser des facteurs de caractérisation régionalisés.	
Etape 4 : **Interprétation**			Présentation des résultats en distinguant les impacts « in-site » et « off-site »	

Tableau 1 Comparaison des différents choix méthodologiques à mettre en œuvre dans la réalisation des deux types d'ACV territoriale basée sur [ACL16] (Loiseau et al., 2018) et [chapitre 2]

Les choix méthodologiques réalisés pour définir les frontières du système sont propres à chaque cas d'étude, mais doivent être explicites afin de garantir une transparence dans l'analyse des résultats. Par ailleurs, ces choix conditionnent le reste de la démarche comme la définition de l'UF, et la phase d'ICV. Dans le type A, une UF principale est en général définie pour un système territorialisé donné. Ces systèmes sont souvent multifonctionnels et la définition de l'UF dépend du contexte local. Par exemple, dans un contexte urbain, la fonction principale d'une unité de méthanisation est de traiter les déchets. En milieu rural, la production de fertilisants peut être le principal service rendu. Cet exemple illustre bien la nécessité de contextualiser l'ACV de systèmes avec un fort ancrage territorial [ACL16] (Loiseau et al., 2018). Par ailleurs, dans le type A, la multifonctionnalité des systèmes peut être gérée en mobilisant des procédures d'allocation ou d'expansion des systèmes comme dans une ACV orientée produit.

Dans le cas d'une ACV territoriale de type B, il n'est plus question d'évaluer une intensité environnementale en quantifiant des impacts par UF, mais de quantifier une éco-efficience définie par un ratio entre un bouquet de services rendus par le territoire et des impacts environnementaux. Nous avions fait des propositions pour quantifier ces services dans Loiseau et al. (2014, 2013) [ACL19-20]. D'autres auteurs proposent une approche différente pour tenir compte de l'hétérogénéité du contexte socio-économique des territoires. Il s'agit par exemple de normaliser les impacts environnementaux en déterminant un équivalent habitant tenant compte entre autres des différentes populations présentes sur les territoires (habitants, travailleurs, touristes, bénéficiaires de services) et de leur temps de présence (González-García et al., 2021; Mirabella et al., 2019). Albertí et al. (2019a) proposent quant à eux de quantifier un City Prosperity Index (CPI) basé sur l'indice de développement humain. Ces propositions ont surtout vocation à comparer les performances environnementales entre territoires, et n'ont pas été mises en œuvre pour comparer les performances de différentes mesures de développement au sein d'un même territoire.

Des différences entre les deux approches existent également dans l'étape d'ICV conditionnée par la taille du système à étudier. Dans le type B, il est parfois nécessaire de modéliser des secteurs économiques entiers comme l'industrie qui repose sur de nombreuses entreprises avec des profils très variés aussi bien en taille qu'en type de biens produits et processus utilisés. Dans ce cas, le recours à une approche « top-down » ou descendante pour modéliser certaines activités est nécessaire. Une première étape peut consister à mettre à l'échelle des données nationales ou régionales sur les quantités de biens et services produits ou consommés sur le territoire d'étude. Une deuxième étape mobilise les tableaux entrées-sorties avec extensions environnementales (Environmental Extended Input Output EEIO tables) pour réaliser l'ICV de secteurs économiques entiers. Autrement, l'ICV repose majoritairement sur une approche « bottom-up » ou ascendante en utilisant des ACVs des processus telles que celles fournies dans les bases de données comme ecoinvent®[13] couplées à des données locales ou régionales sur les niveaux de production ou de consommation issues d'enquêtes, de rapports, ou de statistiques locales.

Les étapes d'EICV et d'interprétation sont similaires entre les deux approches d'ACV territoriale. Il est recommandé d'intégrer la variabilité spatiale dans la quantification des impacts, même si ce n'est pas encore mis en œuvre dans les cas d'étude. Cette variabilité pourrait à minima être incluse dans le calcul des impacts « in-site », générés par les flux environnementaux directs (consommation de ressources ou émissions de substances polluantes directement générées par les activités territoriales). La distinction entre les impacts « in-site » et « off-site » (induits par les imports de biens et services sur le territoire) permet également d'identifier les transferts d'impacts existant entre le territoire d'étude et le reste du monde dans la phase d'interprétation des résultats.

L'analyse des travaux de la littérature a permis de déterminer les principaux verrous méthodologiques dans la mise en œuvre de démarches d'ACV territoriale. Ils concernent l'étape de collecte des données

[13] www.ecoinvent.ch

très consommatrice en temps, et la nécessité de développer des méthodes d'EICV intégrant une résolution spatiale fine adaptée aux flux environnementaux considérés et à l'échelle des territoires d'étude. Par ailleurs, l'appui aux politiques publiques territoriales nécessite de considérer les effets indirects induits par une décision d'aménagement ou de gestion selon une approche conséquentielle. Ces verrous sont adressés en partie dans les travaux présentés dans les sections ci-dessous.

2.1.2. Développer des approches simplifiées pour évaluer les performances environnementales des territoires

La démarche de collecte des données développée dans le cadre méthodologique de l'ACV territoriale [ACL19-20] (Loiseau et al., 2014, 2013) a été testée sur un autre cas d'étude à l'occasion d'une collaboration avec Laura Roibás, qui a séjourné trois mois au sein de notre équipe pendant sa thèse (thèse encadrée par Almudena Hospido à l'Université de Santiago de Compostela). Cette application à la région autonome de Galice en Espagne a permis de tester la reproductibilité de la démarche dans un autre contexte, et d'approfondir plusieurs points méthodologiques en lien avec la collecte des données.

La méthode de collectes des données basée sur une approche hybride entre des ACVs des processus et des ACV-EEIO a été reprise pour quantifier l'empreinte carbone de la région de la Galice pour l'année 2014 [ACL26] (Roibás et al., 2017) (cf. Figure 7). Pour les activités de production, les secteurs primaire et tertiaire ont été modélisés selon une approche « bottom-up » en utilisant des données locales pour estimer les volumes de biens et services produits sur une année, et des bases de données ACV telles que ecoinvent ou bien Agribalyse[14] pour le secteur agricole. Seul le secteur industriel a été modélisé selon une approche « top-down » en utilisant des données de statistiques régionales sur le chiffre d'affaire du secteur et la table US EEIO (Tukker et al., 2006). Les activités de consommation ont été séparées entre activités liées aux habitants et celles engendrées par le tourisme en intégrant différents postes de consommation, i.e. le transport, le logement et la consommation d'aliments, biens et services. Des données de statistiques régionales sur la consommation ont également été utilisées pour estimer les quantités de biens et services consommés par chaque type de résidents. Selon les postes, ces données ont été connectées à des bases de données du type ACV des processus (transport et logement) ou ACV-EEIO (alimentation, biens et services) pour compléter l'ICV de l'ensemble des activités de consommation.

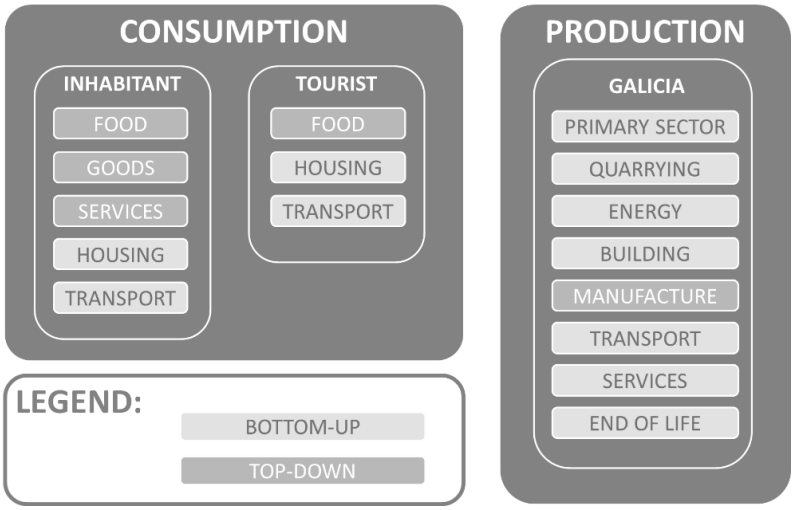

Figure 7 Récapitulatif des différents secteurs pris en compte dans la modélisation de l'empreinte carbone des activités de production et de consommation de la Galice et des méthodes utilisées pour compiler les données ICV
[ACL26] (Roibás et al., 2017)

[14] https://doc.agribalyse.fr/documentation/

Les résultats ont permis d'identifier les activités humaines contribuant majoritairement à l'impact sur le changement climatique et de cibler les actions à mettre en œuvre pour améliorer l'empreinte carbone de la Galice. Le diagnostic a révélé le fort impact du tourisme pour les activités de consommation. Concernant les activités de production, deux secteurs ont été identifiés comme particulièrement impactants, i.e. l'énergie et l'agro-alimentaire. La région produit un volume important d'énergie avec notamment la présence de centrales à charbon. Par ailleurs, la Galice est une région fortement agricole avec la présence importante d'activités d'élevage, et de nombreuses usines dans le domaine de l'agro-alimentaire. Il est donc nécessaire de mettre en œuvre des actions prioritairement sur ces activités pour réduire l'empreinte carbone de la région (ex. promouvoir des séjours touristiques plus longs, encourager la transition vers des énergies renouvelables et des pratiques agro-écologiques).

Ce cas d'étude a permis d'approfondir certains aspects de la démarche tels que la question des double-comptages, la simplification de la collecte de données, et la normalisation des résultats. Concernant les double-comptages, nous ne les avions pas pris en compte dans Loiseau et al. (2014) [ACL19], en faisant l'hypothèse que les flux intra-territoriaux étaient faibles, et que le risque de surestimation des impacts était donc limité. La Galice étant un territoire bien plus étendu que le bassin de Thau, cette hypothèse n'est plus valide. Par exemple, la région produit une part importante d'énergie qui est consommée localement par les secteurs économiques et les résidents. Pour prendre en compte cette circulation interne des flux, il faut tout d'abord être en mesure de les identifier. Cette partie a été réalisée en utilisant les tables entrées-sorties annuelles des secteurs d'activités de la Galice. A partir de ces données, compilées par chaque région autonome espagnole, il a été possible d'estimer les flux intra-régionaux entre secteurs d'activités. Cette information a été utilisée pour allouer l'ensemble des impacts aux secteurs les plus en aval des filières en suivant une approche consommation comme principe de responsabilité (Wiedmann et al., 2007). Ce principe est discutable. Ainsi, une activité économique fournissant uniquement des biens et de services aux activités régionales ne sera pas visible et aura un impact nul. D'autres critères auraient pu être choisis pour allouer les impacts entre l'amont et l'aval de filières territorialisées en utilisant par exemple une répartition basée selon le critère de la création de valeur dans les filières (Lenzen et al., 2007).

Dans tous les cas, l'étape de collecte de données demeure très consommatrice en temps et en données, et des pistes ont été explorées pour simplifier cette étape [ACL24] (Roibás et al., 2018a). Une approche « top-down » utilisant uniquement des tables EEIO régionales peut fournir une très bonne première estimation des performances environnementales pour une année donnée. Cependant, ces données ne sont pas toujours disponibles à une échelle infranationale comme c'est le cas notamment en France, et leur usage reste limité à certaines finalités comme un diagnostic préliminaire ou une analyse des performances globales d'un territoire sur plusieurs années.

La mise en œuvre de l'ACV territoriale sur une région entière comme la Galice a permis également de discuter de l'intérêt de cette méthode pour fournir des facteurs de normalisation régionalisés afin d'accompagner l'interprétation de résultats d'ACVs réalisées sur des activités régionales. Comparer ces résultats aux performances globales d'une région permet d'avoir une meilleure idée de l'importance du secteur et de prioriser les décisions [ACL25] (Roibás et al., 2018b).

2.2. Modéliser des filières fortement ancrées sur les territoires

Les stratégies basées sur les concepts de bioéconomie et d'économie circulaire sont de plus en plus plébiscitées pour éco-concevoir de nouveaux modes de production et de consommation notamment au niveau régional et local. Des mesures favorisant l'exploitation de la biomasse locale, et la proximité entre les acteurs de filières, de la production à la consommation finale, en passant par les étapes de transformation, distribution et gestion de la fin de vie, sont au cœur des politiques de développement territorial. C'est le cas notamment dans le domaine de l'alimentation avec les projets alimentaires territoriaux (PAT) inclus dans la loi agricole française de 2014 (Brand et al., 2019), et la popularité

croissante des circuits courts (Chiffoleau and Dourian, 2020). La filière forêt-bois joue également un rôle clé pour développer une bioéconomie circulaire (Pieratti et al., 2019), et la France met l'accent sur le développement régional de chaînes d'approvisionnement en bois-énergie (Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2020). Dans ces deux exemples, il s'agit de favoriser le développement de filières avec un fort ancrage territorial, et les parties prenantes ont besoin d'outils pour évaluer les performances environnementales des mesures envisagées. Ces outils doivent permettre d'identifier les compromis entre la dimension environnementale et les enjeux socio-économiques. Il s'agit également de bien définir des scénarios ou filières de référence permettant de déterminer les conditions à partir desquelles une filière territorialisée peut engendrer des bénéfices environnementaux. Enfin, il est nécessaire de tenir compte des effets induits par des mesures ciblées sur une filière sur l'ensemble des activités économiques et à différentes échelles géographiques.

Cela pose des questions spécifiques à l'ACV en terme de définition des métriques utilisées pour comparer différentes alternatives, que ce soit l'UF ou l'éco-efficience. Il s'agit également de bien définir et modéliser les scénarios étudiés et d'intégrer une variabilité de pratiques afin de fournir aux parties prenantes des enseignements sur les paramètres critiques influant leurs performances. Ces deux points ont été abordés ci-dessous dans des travaux menés sur les filières d'approvisionnement alimentaire. Le choix de la métrique et la définition des frontières du système ont également fait l'objet de développements méthodologiques pour évaluer les performances environnementales et économiques de mesures régionales en faveur de la filière bois-énergie. Ces travaux sont détaillés dans cette section, et ont conduit à l'étude de couplages de modèles entre ACV et modélisation économique.

2.2.1. Cas des circuits courts d'approvisionnement alimentaire

A travers deux projets de recherche auxquels j'ai participé, nous avons produit des connaissances sur les performances environnementales de filières agro-alimentaires, avec dans les deux cas un intérêt particulier pour les circuits courts. Basés sur l'idée d'une faible distance à la fois géographique et organisationnelle entre producteurs et consommateurs, ces circuits peuvent être perçus comme étant vertueux à la fois pour les acteurs des filières (plus hauts revenus pour les agriculteurs, produits de meilleure qualité pour les consommateurs) et pour l'environnement (moins de km parcourus par les produits). Cependant, il existe peu d'études ACV dans la littérature scientifique qui permettent de confirmer ou de contester cette dernière hypothèse. Les travaux réalisés sur la pomme (projet Sustain'Apple) et le pain (projet READY) ont permis d'apporter des éléments objectifs sur les performances environnementales de ces circuits. Tout d'abord, nous avons proposé une classification des différents circuits de commercialisation des denrées alimentaires afin de pouvoir les caractériser et les évaluer [ACL17] (Loiseau et al., 2020). La Figure 8 distingue les circuits courts, les circuits intermédiaires et les circuits longs en fonction de la distance géographique et du nombre d'intermédiaires entre producteurs et consommateurs. Dans certains circuits dits « courts », il peut par exemple y avoir de longues distances parcourues par les produits (cas des produits vendus directement par le producteur d'un pays tiers sur internet). De plus, la grande distribution peut également être un acteur des circuits courts en revendant directement des produits achetés aux producteurs dans ses magasins.

Pour représenter ces circuits et collecter des données, différentes approches ont été mises en œuvre. Dans le cas de la pomme, nous avons fait l'hypothèse que l'étape de production au verger était identique entre les différents circuits de commercialisation afin de nous focaliser sur les impacts des phases logistiques (et ce quel que soit le pays d'origine, France ou étranger). Des experts, membres du projet Sustain'Apple, ont pu directement être sollicités pour établir les différents types de circuit de commercialisation, du circuit court au circuit long international, en spécifiant pour chacun le nombre d'intermédiaires et d'étapes. Par la suite, une méthode innovante basée sur des outils SIG (Système d'information Géographique) a été développée pour estimer les distances parcourues dans les phases

logistiques ayant lieu en France en localisant les producteurs, les plateformes logistiques, les grossistes, et les points de vente.

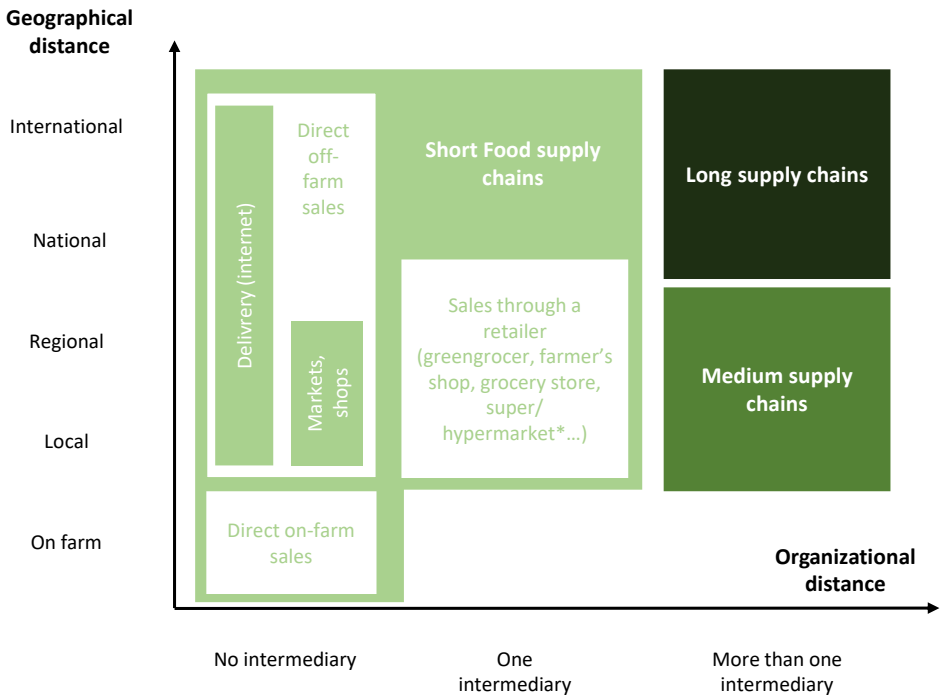

Figure 8 Les différents circuits de commercialisation des produits alimentaires, entre circuits courts et circuits longs *[ACL17] (Loiseau et al., 2020)*

Dans le cas du pain, la caractérisation des circuits courts a été réalisée par deux stagiaires (dont Hugo Luzi pour la partie évaluation environnementale, en stage de césure à l'ENSAT) sur la base d'un travail d'enquêtes auprès d'un petit échantillon de paysans boulangers, en tenant compte de leurs pratiques, des étapes de la production de blé à la vente directe aux consommateurs (à la ferme, ou sur des marchés). Un travail bibliographique a été effectué pour estimer les impacts environnementaux d'une filière pain conventionnelle. Les données collectées ont permis de pointer la variabilité des pratiques dans les circuits courts, et la difficulté à formuler des conclusions générales lors d'une comparaison avec des filières conventionnelles.

Ces études ont mis en évidence plusieurs résultats intéressants. Tout d'abord, selon les produits étudiés, la phase logistique a plus ou moins d'importance. Dans le cas de la pomme, la distribution contribue de manière significative aux impacts (50% des impacts sur le changement climatique dans le cas du circuit conventionnel national, et plus de 80% dans le cas de la vente directe à la ferme). Ce résultat est à nuancer dans le cas du pain car les autres étapes du cycle de vie peuvent aussi contribuer de manière significative aux impacts comme l'étape de cuisson dans un four à bois. Par conséquent, il n'y a pas de règles générales sur les performances environnementales des circuits courts, cela dépend en partie du type de produit étudié (e.g., produit brut ou transformé, produit animal ou végétal), et du poids du transport dans l'impact total du produit.

Par ailleurs, les derniers kilomètres ont un poids important dans l'impact total du produit, qu'ils soient réalisés par le producteur (ex. vente directe sur des marchés) ou le consommateur, et varient beaucoup selon les pratiques. Il est donc important de poser les bonnes questions à l'ACV. Dans la comparaison de circuits de commercialisation, la question n'est pas de savoir si un circuit est plus performant qu'un autre, mais plutôt de savoir dans quelles conditions un circuit est meilleur qu'un autre. La Figure 9 montre ainsi que le circuit en vente directe à la ferme (S2P2) peut être moins impactant qu'un circuit long national (L2P2) à condition de limiter la distance parcourue ou bien d'augmenter la quantité de pommes achetée. Sur le graphique de gauche, si la distance parcourue pour l'achat de 10 kg de pommes

ne dépasse pas 15 km alors le circuit court est moins impactant, et ce pour les 3 impacts « endpoint » (santé humaine, qualité des écosystèmes, et ressources). Le graphique à droite de la Figure 9 montre que les performances du circuit court sont plus faibles si le déplacement du consommateur est surtout dédié à l'achat de pommes (les pommes représentent 76% des achats au lieu de 21%).

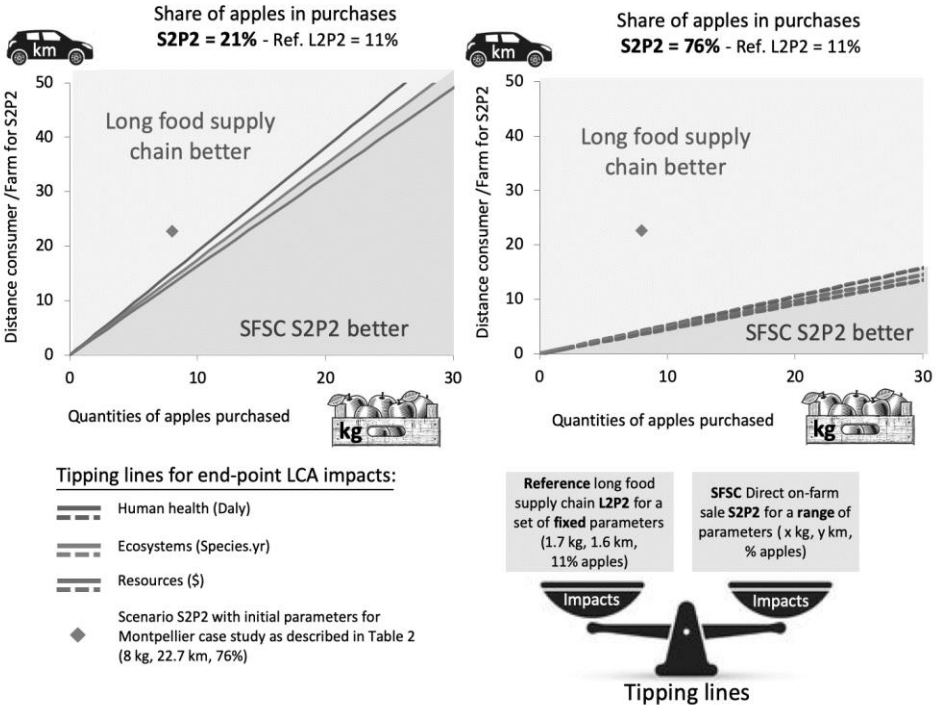

Figure 9 Définition des conditions à partir desquelles le circuit court en vente directe à la ferme est plus performant que le circuit long national pour l'achat de pommes
[ACL17] (Loiseau et al., 2020)

Ces résultats illustrent bien le fait que l'ACV est une méthode d'évaluation comparative, et que pour accompagner la prise de décision, il ne s'agit pas de quantifier les impacts environnementaux d'une alternative dans l'absolu, mais de comparer les impacts entre différents scénarios. Les résultats dépendent évidemment du choix du système de référence qui doit être modélisé à partir de données consolidées. Par ailleurs, il existe une très grande variabilité de pratiques au sein de circuits d'approvisionnement alimentaire, et quantifier un impact moyen pour différentes alternatives reflète un intérêt limité pour la décision, et peut conduire à choisir de fausses bonnes solutions. Il est plutôt recommandé de déterminer les conditions à partir desquelles un système est plus performant qu'un autre afin d'apporter des éléments utiles pour les parties prenantes pour éco-concevoir des modes de production et de consommation plus durables.

Ces deux cas d'études ont également permis de montrer l'importance du choix de l'unité fonctionnelle pour évaluer et comparer des systèmes multifonctionnels tels que les filières agro-alimentaires. Dans le cas des filières paysans-boulangers, plusieurs services peuvent être rendus comme la fourniture d'une certaine quantité de pains, ou d'un certain contenu nutritionnel, ou encore une meilleure rémunération du producteur. La Figure 10 montre que l'empreinte carbone de la filière conventionnelle ou de la filière paysan-boulanger diffère selon l'UF choisie (i.e., kg de pain, mg de magnésium contenu dans le pain, ou prix du pain à l'achat), remettant en question les résultats de la comparaison dans le cas d'une UF basée sur le contenu nutritionnel du pain.

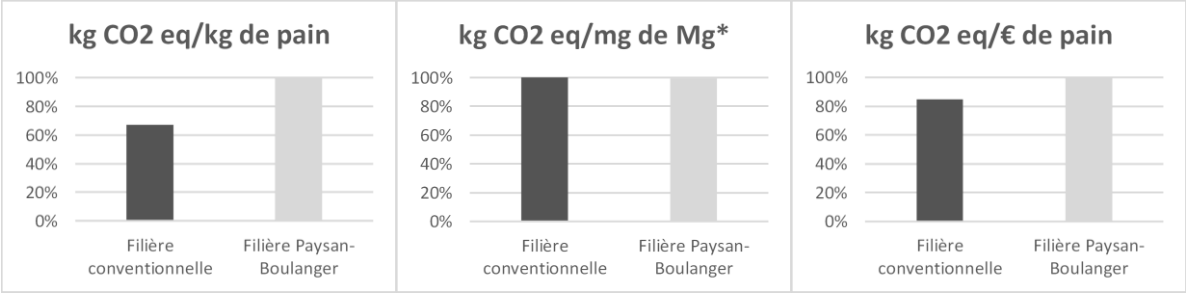

Figure 10 Empreinte carbone de la production de pain dans une filière conventionnelle et dans une filière paysan-boulanger selon différentes unités fonctionnelles (UF) (*Leenhardt, 2005) [Invit 8]

Par conséquent, il est recommandé de proposer plusieurs UF lors de la comparaison de systèmes multifonctionnels afin d'identifier les compromis existant entre plusieurs dimensions (ici économique, nutritionnelle ou en lien avec la sécurité alimentaire), et d'apporter des éléments objectifs dans le processus d'aide à la décision.

2.2.2. Cas d'une filière bois-énergie

L'ACV territoriale a surtout été mobilisée pour fournir un diagnostic environnemental exhaustif du système étudié. Cependant, une autre finalité réside dans la comparaison de trajectoires ou de mesures de développement à l'échelle d'un territoire [ACL16] (Loiseau et al., 2018). Dans ce cas, les conséquences d'une décision peuvent avoir des effets sur des activités économiques hors du périmètre du système étudié. Par exemple, le choix de construire une grande installation de production d'énergie peut avoir des répercussions sur l'ensemble du secteur énergétique du territoire étudié, sur les autres activités économiques du territoire, mais aussi sur l'économie d'autres territoires plus ou moins proches. L'étude de tels scénarios nécessite d'élargir les frontières des systèmes étudiés pour tenir compte de potentielles synergies ou compétitions avec d'autres secteurs économiques et d'autres territoires. Ces questions rejoignent celles soulevées par les approches conséquentielles en ACV telles que définies par Zamagni et al. (2012), i.e. une approche de modélisation qui permet d'évaluer les conséquences environnementales d'une décision ou d'une action en incluant dans l'analyse des mécanismes de marché.

Nous avons abordé cette problématique dans le cadre de la thèse de Thomas Beaussier co-encadrée par le BETA à Nancy, et notre équipe. Un travail de revue critique a permis d'identifier les principaux couplages existant entre modèles économiques et méthodes d'évaluation environnementale [ACL1] (Beaussier et al., 2019). Plus d'une centaine d'articles a été analysée, et il en ressort que les couplages les plus répandus sont ceux basés sur les tables Input-Output (IO), et les modèles d'équilibre partiel ou général avec des ACVs, ou bien avec des approches du type « empreinte écologique » ou « analyse de flux de matières ». Les couplages basés sur les modèles d'équilibre permettent de modéliser les compétitions et synergies entre secteurs économiques et régions dans une approche dynamique, et de fournir également des indicateurs économiques tels que le surplus pour les producteurs (profits), ou les consommateurs afin d'estimer leur bien-être. Cependant, ils restent à des niveaux d'agrégation élevés permettant peu de discrimination entre produits et technologies (d'autant plus vrai pour les modèles d'équilibre général), et leur utilisation nécessite une bonne compréhension des mécanismes économiques en jeu, et de nombreuses données dont des estimations économiques préalables. Les tables IO offrent un niveau de désagrégation plus fin des produits, avec des données plus accessibles, mais elles restent sur une approche statique sans intégrer les interactions dans le temps entre secteurs économiques. D'autres approches permettent d'apporter un éclairage complémentaire sur les interactions économiques en considérant la variabilité des comportements des acteurs dans les simulations à base d'agents, ou bien en modélisant les échanges de flux biophysiques dans les modèles

de dynamique des systèmes. Cependant, ces approches, lourdes à mettre en œuvre, sont encore peu mobilisées dans des combinaisons avec les outils d'évaluation environnementale.

La suite de la thèse a porté sur le couplage entre un modèle d'équilibre partiel sur le secteur forêt-bois en France (modèle FFSM[15]) et l'ACV pour évaluer l'éco-efficience de mesures en faveur du bois-énergie mises en place dans la région Grand Est [ACL2] (Beaussier et al., under review). Ce couplage avait un double objectif, i.e. i) modéliser les synergies et compétitions entre secteurs économiques et entre territoires générées par l'instauration d'une mesure économique régionale, et ii) intégrer indicateurs économiques et environnementaux pour comparer les performances de différentes mesures.

Concernant le premier aspect, la Figure 11 montre les différentes interactions prises en compte dans la modélisation, i.e., i) les compétitions et synergies au sein de la filière forêt-bois régionale (flèches 1), ii) les compétitions et synergies entre la filière forêt-bois régionale et les filières des autres régions (flèche 2), iii) les imports et exports de produits bois avec le reste du monde (flèche 3), iv) les effets de substitution entre le bois-énergie régional et le secteur énergétique mondial (flèche 4), et v) et les imports des produits et services d'autres secteurs économiques (flèche 5).

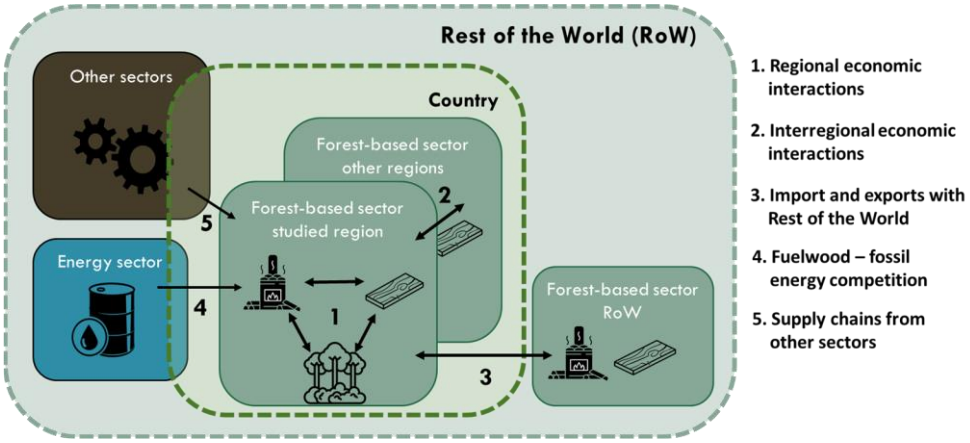

Figure 11 Représentation des différents types d'interactions prises en compte lors de l'évaluation des performances économiques et environnementales de mesures régionales en faveur du secteur bois-énergie
[ACL2] (Beaussier et al., under review)

Les premiers résultats de simulations suite à la mise en place de mesures stimulant la demande de la région Grand Est en bois-énergie montrent l'importance de prendre en compte dans l'évaluation les effets de substitution entre le bois-énergie et l'énergie fossile (flèche 4) et les flux indirects générés par l'importation de biens et services (flèche 5). Par ailleurs, la mise en place d'une subvention régionale pour le bois-énergie entraîne une réduction des quantités de bois de chauffage consommées dans les régions voisines, montrant l'intérêt de prendre en compte les interactions entre territoires dans l'évaluation (flèche 2). Enfin, une augmentation de la consommation en bois-énergie régionale peut entraîner une compétition sur les autres produits bois (flèches 1). Les imports et exports (flèche 3) avec la filière forêt-bois mondiale restent faibles dans le cas de la région Grand Est.

Le couplage entre FFSM et l'ACV permet de quantifier à la fois des indicateurs économiques (surplus économiques) et des indicateurs environnementaux (dommages « endpoint »). Ces deux types d'indicateurs ont été intégrés au sein d'un ratio d'éco-efficience, appelé Partiel Eco-Efficiency (PEE), défini dans l'équation (2) :

$$PEE = \frac{Socioeconomic\ indicators}{Potential\ environmental\ impacts} \qquad (2)$$

[15] Modèle FFSM (French Forest Sector Model) développé par le Bureau d'Economie Théorique et Appliquée (BETA) à Nancy (Caurla, 2012).

Toutefois, ce ratio ne prend pas en compte les impacts évités par l'utilisation de bois-énergie pour des usages de chauffage en se substituant aux ressources fossiles. Afin d'intégrer ces impacts évités, un autre ratio a été proposé, appelé Full Eco-Efficieny (FEE), défini dans l'équation (3) :

$$FEE = PEE \times \frac{Potential\ Environmental\ Impacts - Avoided\ Environmental\ Impacts}{Potential\ Environmental\ Impacts} \quad (3)$$

Les impacts environnementaux évités sont calculés en estimant la quantité supplémentaire d'énergie produite par le bois dans le scénario avec la subvention (notée $E_{substituée}$) en comparaison avec le scénario sans subvention. Un mix de chauffage basé sur le fioul et le gaz a ensuite été estimé pour la région Grand Est, et son impact a été calculé pour la production d'un MJ d'énergie (noté I_{mix}). Les impacts environnementaux évités sont donc égaux au produit de ces deux paramètres (équation (4)) :

$$Avoided\ Environmental\ Impacts = E_{\text{subsitutée}} \times I_{\text{mix}} \quad (4)$$

La Figure 12 compare les éco-efficiences calculées suite à la mise en œuvre de mesures stimulant la demande en bois-énergie dans la région Grand Est à l'échelle de la France, et de la seule région Grand Est. Ces éco-efficiences sont comparées à chaque échelle avec les valeurs d'éco-efficience sans la mise en place de mesures économiques, et ce pour l'année 2050. Les résultats montrent que les valeurs de la PEE varient peu par rapport à celles du scénario sans mesure économique, et ce pour les trois indicateurs « endpoint », et aux deux échelles géographiques (régionale et nationale). Par contre, il y a des variations importantes de la valeur du ratio FEE montrant le poids significatif des impacts évités pour comparer les performances de mesures de développement. Ce constat est très visible pour les dommages sur la santé humaine et les ressources dus à une non consommation de ressources fossiles dans le cas de la subvention au bois-énergie par rapport à une alternative sans subvention. Le choix du mix de chauffage a un effet important sur les résultats, et des alternatives basées sur des énergies renouvelables (solaire, éolien) devraient entraîner une baisse des écarts d'éco-efficience entre les scénarios avec ou sans stimulation de la demande en bois-énergie. Il est également intéressant de noter que dans tous les cas, il n'y a pas de diminution de l'éco-efficience au niveau national. Au contraire, la stimulation de la demande dans le Grand Est entraîne des effets indirects positifs sur le reste de la France.

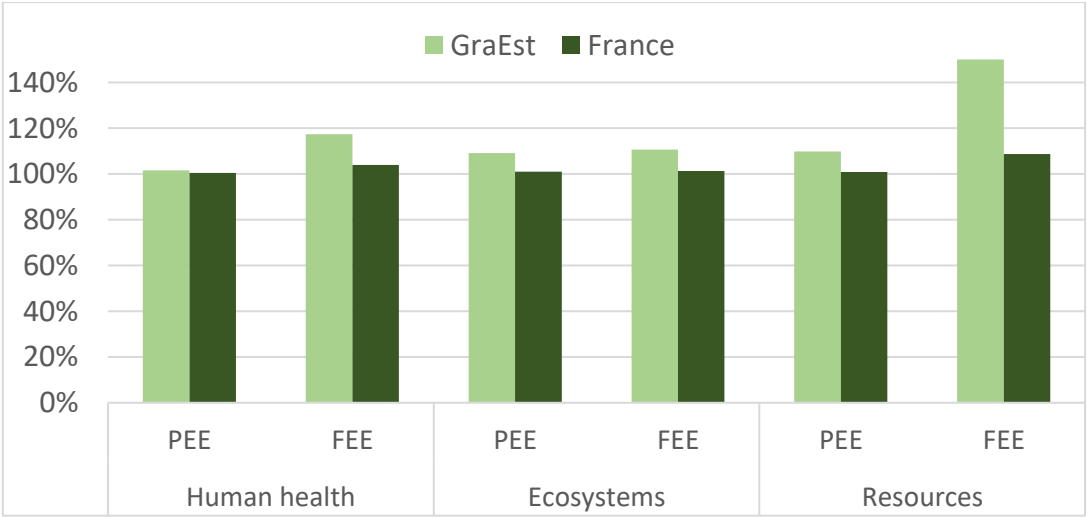

Figure 12 Comparaison des résultats de PPE et FEE suite à la mise en œuvre d'une subvention bois-énergie dans la région Grand Est sur les trois de protection en ACV calculées avec la méthode ReCiPe 1.13 et le modèle FFSM
[ACL2] (Beaussier et al., under review)

Au final, ces travaux ont permis de montrer l'importance d'intégrer les mécanismes de marché lors de l'évaluation des performances de mesures de développement territorial. Les premiers résultats soulignent les fortes interactions entre plusieurs secteurs économiques (secteurs forêt-bois et énergie). La thèse de Thomas a également montré que des variations de prix dans le secteur de l'énergie vont

significativement impacter les résultats d'éco-efficience de mesures régionales en faveur de la filière forêt-bois. Il est aussi nécessaire de considérer les interactions entre territoires. Des mesures de développement locales peuvent induire des compétitions ou synergies avec d'autres territoires, impactant au final leur éco-efficience.

Ce travail exploratoire a permis de démontrer l'intérêt de coupler des ACVs avec des modèles économiques, et devrait être poursuivi pour formuler des recommandations sur les différents effets conséquentiels à prendre en compte, et sur la manière de les déterminer lors de l'évaluation des performances environnementales de mesures de développement de filières territorialisées.

2.3. Mieux prendre en compte les impacts sur les ressources territorialisées

Il existe un consensus au sein de la communauté ACV pour mieux prendre en compte la variabilité spatiale dans l'évaluation des impacts (EC-JRC, 2010), en particulier pour accompagner la prise de décision dans le domaine des politiques publiques (Blanc et al., 2012). La recherche sur la différenciation spatiale en ACV s'est attelée à la fourniture de méthodes de caractérisation des impacts fondées sur une approche dite « site-dependent » afin de considérer les paramètres spatiaux clés dans la caractérisation des impacts locaux et régionaux (Potting and Hauschild, 1997). Des méthodes EICV proposant une régionalisation des impacts sont désormais disponibles telles que Impact World+ (Bulle et al., 2019) ou LC-Impact (Verones et al., 2020). Cependant, des développements méthodologiques sont toujours nécessaires pour mieux prendre en compte certains impacts notamment ceux liés à des ressources territorialisées telles que l'utilisation des terres et les usages de l'eau (Woods et al., 2018). J'ai participé à l'encadrement de thèses réalisées sur ces sujets dans le cadre de la chaire ELSA-PACT (cycle 1) (Thèses de Pyrène Larrey-Lassalle et Mattia Damiani). Ces travaux sont détaillés dans la suite de cette section.

Par ailleurs, même si des méthodes d'impacts régionalisés sont de plus en plus nombreuses, peu d'études ACV incluent une différenciation spatiale dans l'étape d'EICV. Cela est principalement dû à un manque d'intégration de données régionalisées dans les logiciels et les bases de données ACV existants (Reap et al., 2008). Les modèles EICV développés sont intrinsèquement cohérents, mais restent déconnectés des ICVs et ne reposent pas sur des données d'inventaire spatialisées (Bare, 2010). Leur usage est donc discutable (Mutel and Hellweg, 2009). Les travaux de thèse de Susana Leão, réalisés dans la cadre de la chaire ELSA-PACT (cycle 1), ont permis d'apporter une réponse opérationnelle à ces questionnements à travers l'élaboration d'un mix d'approvisionnement en eau régionalisé au niveau mondial. Ces travaux auxquels j'ai participé sont également décrits dans cette section.

2.3.1. Développer des facteurs de caractérisation régionalisés pour une meilleure prise en compte des impacts liés à l'utilisation des terres sur les écosystèmes

La plupart des modèles utilisés en ACV pour évaluer les impacts de l'utilisation des terres sur la biodiversité régionale repose sur les relations aire-espèces (Species-Area Relationship, SAR), reflétant le fait que la diversité des espèces tend à diminuer avec une réduction de l'habitat disponible (De Schryver et al., 2010). Le SAR établit une relation entre le nombre d'espèces dans un écosystème donné (S) et la superficie de cet écosystème (A) (Teixeira, 2014) telle que définie dans l'équation (5), où c et z sont des constantes dépendantes des conditions environnementales et des caractéristiques des espèces présentes dans l'écosystème qui indiquent respectivement la densité maximale d'espèces par unité de surface et la pente de la courbe aire-espèces :

$$S = c.A^z \quad (5)$$

Des propositions ont été faites pour améliorer le SAR en tenant compte de la qualité de la matrice entourant les zones d'habitats naturels (de Baan et al., 2013) et également de la capacité pour certaines espèces à survivre dans des milieux complètement anthropisés (Chaudhary et al., 2015). Les travaux

menés dans la thèse de Pyrène Larrey-Lassalle ont permis d'inclure dans les méthodes ACV les impacts liés à la fragmentation des paysages [ACL11-12] (Larrey-Lassalle et al., 2018a, 2018b). La fragmentation de l'habitat est généralement définie comme un processus dans lequel « une grande étendue d'habitat est transformée en un certain nombre de petites parcelles de plus petite superficie totale, isolées les unes des autres par une « matrice » d'habitats différents de l'original » (Wilcove et al., 1986). Bien qu'identifié comme une limite des modèles en ACV (Koellner et al., 2013), cet aspect n'avait pas été pris en compte dans les méthodes EICV. Une revue de littérature dans le domaine de l'écologie a permis d'appréhender les principaux enjeux scientifiques liés aux effets de la fragmentation sur la biodiversité terrestre et les méthodes disponibles pour les quantifier. Le concept de métapopulation a été repris pour développer de nouvelles métriques en ACV tenant compte de la fragmentation des paysages. Une métapopulation est définie comme un groupe de populations de la même espèce spatialement séparé et interconnecté par la dispersion. La capacité de métapopulation λ combine des éléments de la configuration spatiale du paysage (les aires de chaque fragment d'habitat original, et les distances entre tous les fragments) avec les caractéristiques écologiques de l'espèce (principalement sa distance de dispersion). Elle peut être utilisée pour établir un classement de différents paysages fragmentés en fonction de leur capacité à héberger des métapopulations viables. Hanski et al. (2013) ont proposé de lier le SAR et le concept de métapopulation dans un SFAR (Species-Fragmented Area Relationship) défini par l'équation (6), où b est une constante qui mesure la sensibilité des espèces à la fragmentation des habitats :

$$S = c.A^{z}.e^{-b/\lambda} \quad (6)$$

A partir de ces deux concepts, i.e. la capacité de métapopulation λ, et le SFAR, il a été possible de proposer deux nouveaux types d'indicateurs d'impact en ACV intégrant les effets de la fragmentation des paysages, au niveau midpoint et au niveau endpoint, en utilisant le cadre conceptuel défini par Milà i Canals et al. (2007) pour quantifier les impacts causés par l'utilisation des terres en ACV (différenciation entre les impacts liés à la transformation, et à l'occupation des terres).

Au niveau midpoint, un indice de potentiel de fragmentation forestière (Forest Fragmentation Potential, FFP) a été calculé pour l'ensemble des écorégions forestières identifiées comme des hotspots de biodiversité, et où les effets de la fragmentation peuvent être significatifs. Chacune des écorégions a été découpée à l'aide d'une grille, ou maille, virtuelle de 100 km^2. Au sein de chaque grille, des données sur le paysage ont été extraites (localisation des fragments, et distances entre fragments). Ces données paysagères, combinées à la distance de dispersion de l'espèce étudiée (ici les oiseaux), permettent de calculer une valeur de λ. Ensuite, un traitement statistique des valeurs de λ a été effectué pour obtenir un indice de fragmentation de la forêt à l'échelle de l'écorégion. Sur la base d'une normalisation des valeurs de λ obtenues pour environ 280 écorégions dans le monde entier, il est proposé de calculer un indice FFP allant de 0 (stress faible) à 1 (stress élevé). Les résultats ont mis en évidence des différences significatives entre les écorégions, soulignant notamment la vulnérabilité de certaines écorégions au Brésil et en Asie du Sud Est (Figure 13), et la nécessité de tenir compte des effets de la fragmentation dans les méthodes EICV.

Ces développements sont pour le moment valables uniquement pour une gamme spécifique de distances de dispersion des espèces (1 km) et des approfondissements devraient être menés pour inclure d'autres taxons.

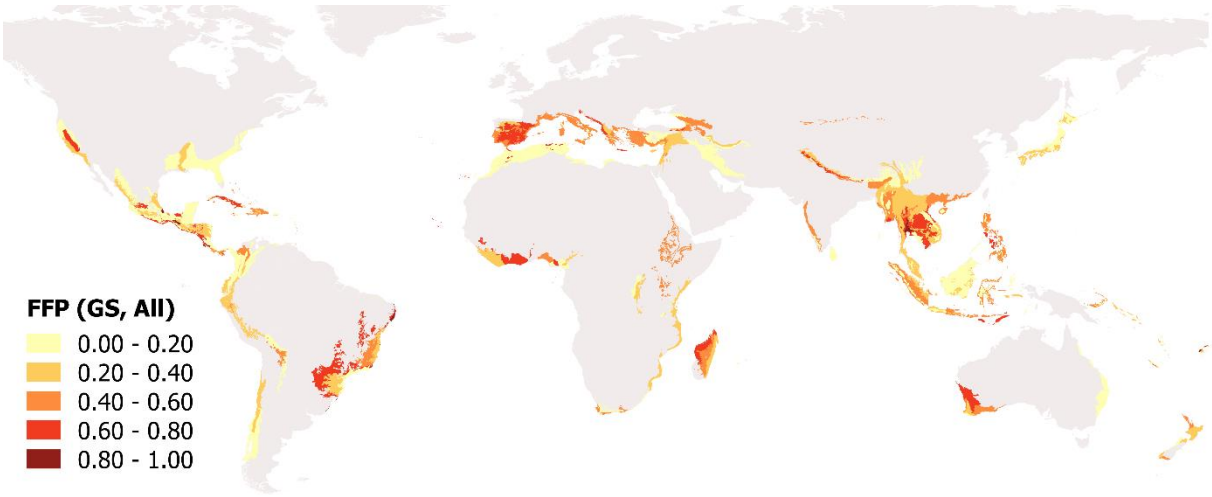

Figure 13 Indices de potentiel de fragmentation forestière quantifiés pour toutes les écorégions forestières inclues dans les hotspots de biodiversité (zones colorées), et calculés pour le taxon des oiseaux
(une valeur nulle signifie aucun stress, une valeur de 1 correspond à un stress maximum)
[ACL11] (Larrey-Lassalle et al., 2018a)

Au niveau endpoint, un indicateur de dommage a été calculé à l'aide du SFAR et des modèles et données développés par Chaudhary et (al., 2015) et de Baan et al. (2013) en utilisant l'équation (7) estimant la perte d'espèces $S_{lost,g,j,reg}$ pour un taxon g due à l'utilisation cumulative de terres dans la région j, et incluant les effets de fragmentation avec P (λ), la fraction des espèces qui devrait persister lorsque le degré de fragmentation est donné par λ (équation (8)) :

$$S_{lost,g,j,reg} = S_{org,g,j} - S_{new,g,j} = S_{org,g,j}\left[1 - \left(\frac{A_{new,j}}{A_{org,j}}\right)^{z_{j,SFAR}} \times P(\lambda_{new,g,j})\right] \quad (7)$$

$$\text{avec : } P(\lambda) = e^{-\frac{b}{\lambda}} \quad (8)$$

Où $S_{org,g,j}$ est le nombre d'espèces présentes dans la surface $A_{org,j}$ de milieu naturel originel, $S_{new,j}$ le nombre d'espèce restantes dans la surface $A_{new,j}$ d'espace naturel restant et fragmenté avec un degré de fragmentation $\lambda_{new,g,j}$ pour un taxon g, $z_{j,SFAR}$ la vitesse constante à laquelle les espèces s'accumulent avec l'augmentation de la superficie, et b une constante représentant la sensibilité du taxon g à la fragmentation.

Des facteurs de caractérisation « endpoint » basés sur quatre modèles différents sont comparés dans la Figure 14 pour quatre écorégions. Ils ont été estimés à partir du SAR classique (De Schryver et al., 2010), du SFAR, du modèle de countryside SAR développé par Chaudhary et (al., 2015), et d'un modèle combinant le SFAR et le countryside SAR tenant compte à la fois des effets de la fragmentation et de la capacité des espèces à survivre dans des milieux totalement anthropisés. Les résultats montrent que la non prise en compte des effets de la fragmentation tend à sous-estimer les impacts de l'utilisation des terres sur les écosystèmes, et ce dans les 4 écorégions étudiées. Ces effets sont notamment très marqués en Thaïlande, région identifiée comme particulièrement vulnérable à la fragmentation dans la Figure 13. Par ailleurs, le SAR tend à surestimer les impacts de l'utilisation des terres sur les écosystèmes en omettant de prendre en compte la capacité des espèces à survivre en dehors de leurs zones d'habitat originel. Il est donc recommandé d'utiliser le countryside SFAR comme facteur de caractérisation endpoint.

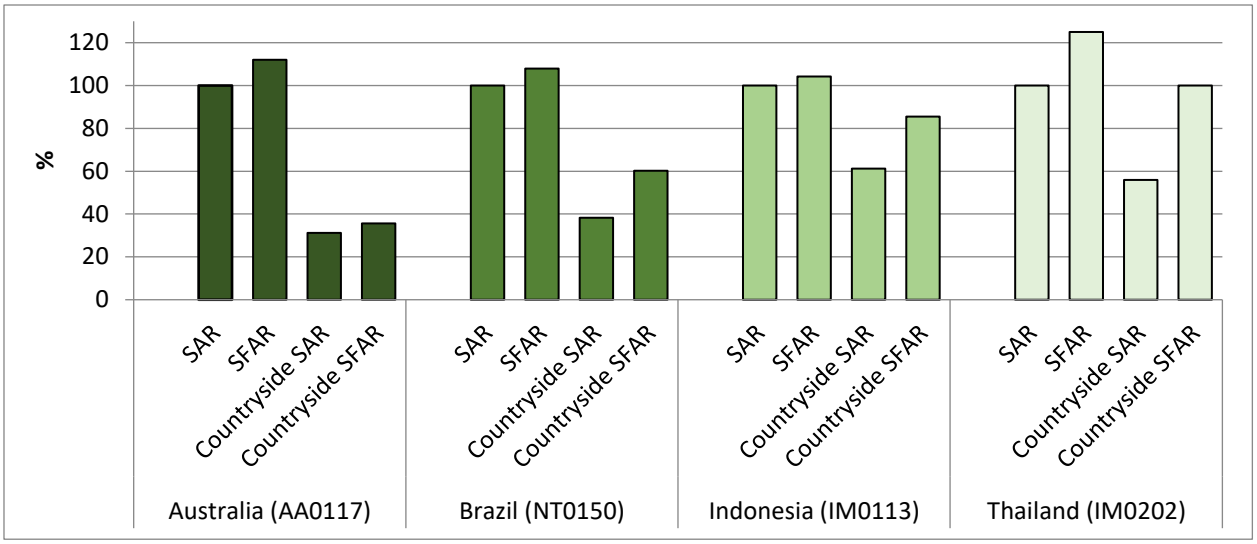

Figure 14 Facteurs de caractérisation régionaux pour l'utilisation des terres calculés sur la base de 4 modèles différents (SAR, SFAR, « countryside SAR » and « countryside SFAR »), exprimés en pourcentage des FCs issus des SAR classiques, pour les oiseaux et le type d'utilisation des terres culture permanente dans quatre écorégions contrastées

[ACL12] (Larrey-Lassalle et al., 2018b)

Ces travaux constituent une première étape dans la prise en compte des effets de la fragmentation des paysages dans les méthodes EICV. Des facteurs de caractérisation opérationnels ont été développés et ont montré l'importance de tenir compte de ces effets dans le calcul des impacts. Des approfondissements sont nécessaires pour inclure d'autres taxons, d'autres régions et d'autres effets liés à la fragmentation (pas uniquement l'isolement induit par la dispersion des fragments, mais aussi les effets barrières, ou les discontinuités et les zones tampons).

2.3.2. Développement de facteurs de caractérisation régionalisés pour une meilleure prise en compte des impacts de la consommation de ressources en eau sur les écosystèmes aquatiques

Les premiers modèles qui ont pris en compte les impacts de la consommation d'eau sur la biodiversité étaient centrés sur les écosystèmes terrestres (Pfister et al., 2009). Les effets sur les écosystèmes aquatiques ont été intégrés par la suite. A l'instar de l'impact engendré par l'utilisation des terres, les facteurs de caractérisation développés reposent sur les relations volumes-espèces (Species-Discharge Relationship, SDR) (Hanafiah et al., 2011; Tendall et al., 2014).

Malgré la relative facilité d'application des relations aire-espèces ou volume-espèces aux méthodes EICV, ces approches empiriques présentent quelques limites, en simplifiant notamment les relations existantes entre les organismes vivants et leurs habitats. La thèse de Mattia Damiani a développé de nouveaux facteurs d'effet permettant d'évaluer selon une approche mécaniste local les impacts induits par une altération hydrologique marginale (changement du débit fluvial) sur les habitats physiques des espèces de poissons et d'invertébrés. Une revue de la littérature dans le domaine de l'écohydrologie a permis d'identifier le modèle plus adapté pour développer ces nouvelles métriques en EICV [ACL6] (Damiani et al., 2018). Il s'agit du modèle ESTIMHAB (Lamouroux and Capra, 2002; Lamouroux and Souchon, 2002), qui a été adapté pour quantifier un facteur de caractérisation « midpoint », appelé potentiel de changement de l'habitat (Habitat Change Potential, HCP) pour huit espèces de poissons à différents stades ontogéniques, quatre guildes de poissons et la production de biomasse d'invertébrés [ACL5] (Damiani et al., 2019). Ces HCP ont été quantifiés à l'échelle des tronçons des rivières françaises pour deux valeurs de débits correspondant à une période sèche (débit faible donné par le Q90, débit dépassé dans 90% des cas) et une période normale (donné par le débit médian, Q50). Selon les espèces ou les guildes considérés, l'altération des débits peut entraîner une perte ou un gain d'habitat. Cependant, les résultats ont montré que les guildes de poissons logeant dans les zones peu profondes

sont les plus sensibles aux variations de débits, et ont le plus de poids lorsque que les HCP de tous les guildes sont agrégés à l'échelle d'un tronçon. Les HCPs ont ensuite été agrégés spatialement à différentes échelles de bassins hydrographiques en utilisant une pondération basée sur la longueur des segments de rivières. La Figure 15 montre les résultats de cette agrégation. Les tronçons ayant un HCP élevé contribuent de manière significative aux HCP du bassin hydrographique auquel ils appartiennent. Les valeurs des HCP sont fortement corrélées au débit et à la taille des cours d'eau (géométrie hydraulique).

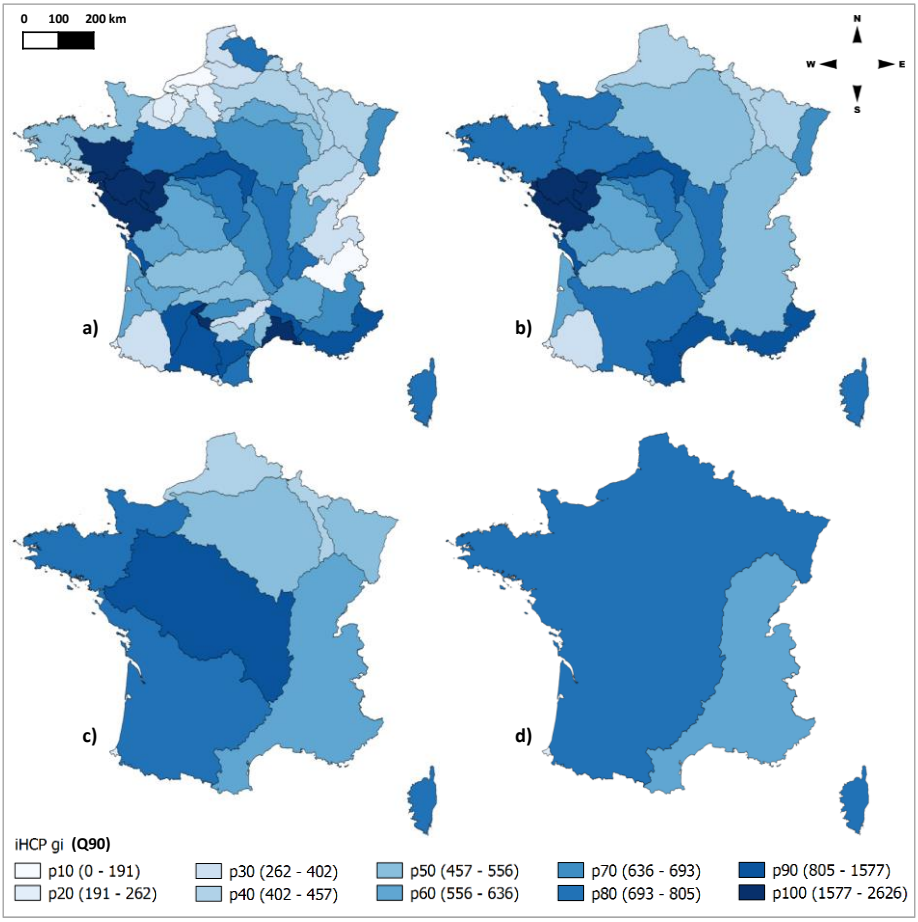

Figure 15 Percentiles (p10 - p100) des HCP agrégés à différentes échelles de bassins hydrographiques 6 (a), 5 (b), 4 (c) and 3 (d), valeurs en m2/m3 calculées pour un débit Q90 *[ACL5] (Damiani et al., 2019)*

Par conséquent, les nouveaux facteurs d'effet développés dans cette thèse permettent de quantifier les impacts sur les habitats non seulement en fonction du débit des cours d'eau, mais en tenant compte également de leur géométrie hydraulique caractérisée à des résolutions spatiales très fines, et de la saisonnalité. A partir de ces caractéristiques, il a été possible de développer des HCP à l'échelle de continents [ACL4] (Damiani et al., 2021). Pour aller plus loin, il serait intéressant d'intégrer d'autres taxons, et de proposer une modélisation permettant de passer d'un indicateur « midpoint » sur le changement d'habitat à un indicateur « endpoint » basé sur une perte d'espèces, tout en étant relié à un facteur de devenir de l'eau afin de représenter une chaîne de causalité dans sa globalité (Núnez et al., 2018).

2.3.3. Elaboration d'un mix d'approvisionnement en eau régionalisé à une échelle mondiale

Les travaux menés dans la cadre de la thèse de Susana Leão ont permis de définir et d'opérationnaliser le concept de mix d'approvisionnement en eau afin de tenir compte de la régionalisation des ressources en eau dans toutes les ACVs les utilisant. Le cadre du Water Supply Mix (WSmix) proposé dans Leão

et al. (2018) [ACL15] associe différentes ressources en eau (eau de surface, eau souterraine, sources alternatives comme l'eau de pluie, les eaux usées ou l'eau de mer) à des usages en définissant les technologies de traitement et de distribution adaptées à plusieurs échelles géographiques. Un important travail de collecte de données a été réalisé pour estimer les WSmix pour trois usages (eau agricole, domestique et industrielle) et régionalisés à l'échelle des bassins versants et des pays à travers le monde [ACL13] (Leão et al., 2019a). La Figure 16 montre les dommages causés sur les écosystèmes par la fourniture d'un m^3 d'eau domestique à travers le monde. Ces impacts diffèrent par la disponibilité des ressources en eau (stress hydrique important dans les pays du Golfe persique par exemple), mais également par la technologie et le mix électrique utilisés pour distribuer et traiter l'eau. Dans les pays du Golfe, l'eau domestique vient majoritairement de l'eau de mer dessalée, mobilisant un traitement membranaire très énergivore, et un mix électrique basé sur des ressources fossiles.

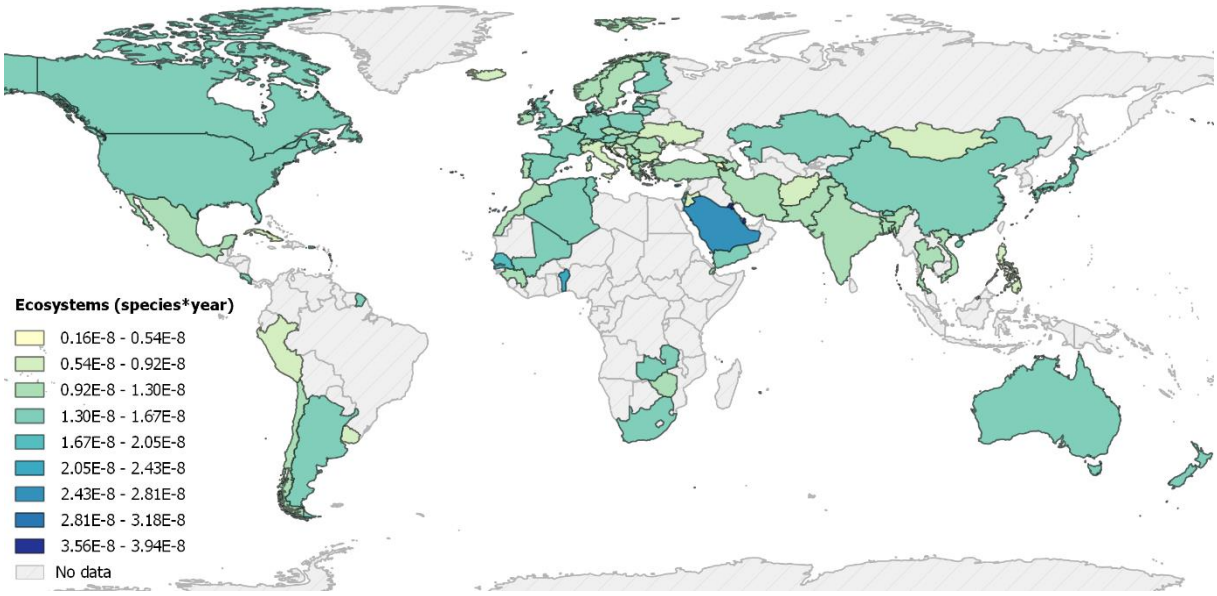

Figure 16 Dommages sur la qualité des écosystèmes causés par la fourniture de 1m3 d'eau pour un usage domestique dans 91 pays
[ACL13] (Leão et al., 2019a)

A travers ce travail, nous avons également développé un WSmix prospectif afin de tenir compte de l'évolution de variables socio-économiques (démographie) et environnementales (changement climatique) lors de la réalisation d'ACVs prospectives de tout type de services ou produits mobilisant des ressources en eau [ACL14] (Leão et al., 2019b).

2.4. Eléments de synthèse

2.4.1. Des avancées méthodologiques et des questions encore non résolues pour relever les défis posés par l'Anthropocène

Les travaux menés ont permis de formaliser, approfondir et opérationnaliser les démarches d'évaluation environnementale afin d'être en mesure d'analyser et de comparer les performances de territoires et de filières territorialisées en se basant sur le cadre méthodologique de l'ACV. La mise en œuvre de l'ACV territoriale concourt à la production de nouvelles connaissances sur les impacts environnementaux de nos modes de vie, et offre un cadre robuste pour prioriser les actions en faveur d'une transition écologique de nos sociétés à travers la quantification d'une métrique, i.e. l'éco-efficience.

Des développements méthodologiques ont été réalisés afin d'élargir les effets pris en compte dans le calcul de cette métrique, aussi bien sur le volet environnemental que le volet socio-économique. Des propositions ont ainsi été formulées pour améliorer les chaînes de causalité en ACV en lien avec les ressources territorialisées (eau, land use). Les facteurs de caractérisation développés ont montré l'intérêt de mieux quantifier les impacts générés par la consommation de ces ressources, notamment sur la qualité des écosystèmes, et la nécessité de le faire en intégrant une dynamique spatiale qui peut induire des différences significatives dans les résultats. Ces travaux doivent être poursuivis afin de couvrir l'ensemble des chaînes de causalité liées à l'utilisation de ressources territorialisées et pouvoir identifier les transferts de pollution générés notamment par la mise en place de stratégies de développement territorial basées sur une bioéconomie circulaire.

Considérant la technosphère, le couplage entre modèles économiques et ACV est apparu prometteur pour quantifier des indicateurs de performances socio-économiques et tenir compte des nombreuses interactions multi-secteurs et multi-échelles induites par des prises de décisions locales ou régionales (effets conséquentiels). Toutefois, les liens entre ACV et modélisation économique sont encore à un stade exploratoire, et des travaux sont nécessaires pour opérationnaliser l'interfaçage entre les approches, et renforcer les couplages. Sur ce dernier point, la mise en œuvre de couplages « forts » tenant compte de rétroactions de l'environnement vers la sphère économique (e.g. le système territorial dépasse un certain niveau d'émissions de GES, ce qui entraîne des changements structurels dans les technologies ou les ressources mobilisées dans les modèles économiques) devrait être investiguée pour développer des modèles d'évaluation complètement intégrés. Par ailleurs, il semble essentiel de viser une exhaustivité dans la prise en compte des effets conséquentiels qui peuvent impacter de manière significative les performances de trajectoires de développement territorial en considérant un ensemble d'interactions socio-économiques, mais également les comportements des parties prenantes des territoires et des filières.

Sur le plan opérationnel, proposer des démarches simplifiées d'ACV territoriale est un prérequis pour favoriser son insertion dans la prise de décision. Cela se base en partie sur une phase de modélisation des systèmes étudiés et de collecte de données facilitée tout en cherchant à garder un juste niveau de représentativité. L'enrichissement continu des bases de données ACV intégrant de plus en plus de biens et services de l'économie réelle pourrait permettre d'importants progrès sur ce point, avec par exemple la mise à disposition de nouvelles bases de données dans le domaine de l'agro-alimentaire.

Poursuivre ces travaux permettrait d'améliorer la quantification d'une l'éco-efficience territoriale, métrique nécessaire pour déterminer si une trajectoire de développement est plus performante qu'une autre tout en identifiant les compromis entre retombées économiques et impacts environnementaux à travers la prise en compte de la multifonctionnalité des systèmes étudiés. Toutefois, cette métrique ne permet pas pour le moment de statuer sur le fait qu'une trajectoire territoriale est suffisamment performante pour rester dans un espace de fonctionnement sécurisé (« safe operating space »), afin d'assurer le maintien de l'équilibre des processus et sous-systèmes biophysiques planétaires (Gondran and Boutaud, 2014). Pour accompagner la prise de décision au niveau territorial et relever les défis posés

par l'Anthropocène, il est primordial d'approfondir le concept d'éco-efficience afin d'intégrer des éléments quantitatifs sur la capacité de charge des territoires, et définir une éco-efficience territoriale « absolue » (Hauschild, 2015).

Il s'agit à la fois de tenir compte de la capacité de charge des territoires étudiés, et du reste du monde en investiguant les liens avec les limites planétaires, et également de considérer la vulnérabilité des systèmes territoriaux à différentes perturbations environnementales et socio-économiques, aspect fondamental dans l'évaluation de la durabilité de projet de développement territorial sur le long terme. La vulnérabilité d'un système peut être définie comme un dommage potentiel résultant de l'exposition à des perturbations associées à des changements environnementaux et socio-économiques (Adger, 2006). Promouvoir l'émergence des trajectoires de développement très performantes sur le plan environnemental et socio-économique pourrait conduire à favoriser des systèmes peu capables de résister à des chocs (Ulanowicz, 2004). Il est donc impératif de développer en parallèle de l'éco-efficience des métriques capables d'évaluer la vulnérabilité d'un territoire à différentes perturbations. Ces métriques complémentaires permettraient d'apporter des éléments objectifs dans la prise de décisions en explicitant les compromis entre performance et résilience des systèmes.

2.4.2. Liens avec l'aide à la décision

La finalité des démarches d'évaluation environnementale est d'apporter des éléments objectifs pour accompagner la prise de décision, notamment dans le domaine de l'aménagement des territoires et de l'éco-conception des filières dans le cas des ACV à des échelles intermédiaires. L'ACV peut par exemple fournir des éléments objectifs dans les procédures d'évaluation environnementale telles que les études d'impacts [ACL10] (Larrey-lassalle et al., 2017). Cependant, en pratique, le recours à des ACVs reste encore peu mis en œuvre. A travers la collaboration offerte par PEER dans le cadre du projet Green Economy, il a été possible de mener des réflexions sur les apports concrets de l'ACV dans le déploiement de stratégies en lien avec les concepts d'économie verte.

En parallèle des aspects réglementaires, il y a une volonté de la part des acteurs publics et privés de mettre en œuvre des stratégies à différentes échelles pour améliorer les performances environnementales de nos modes de production et de consommation. Ces stratégies s'inscrivent dans le nouveau paradigme porté par l'économie verte. Dans le cadre du réseau PEER, nous avons mené une réflexion sur la notion d'économie verte afin d'identifier ses fondements théoriques, et d'analyser les freins et leviers à la mise en œuvre de stratégies d'économie verte sur la base de dix cas d'étude répertoriés en Europe [ACL7&23] (Droste et al., 2016; Pitkänen et al., 2016). La Figure 17 propose de classifier les différents concepts et approches pouvant être rattachés à l'économie verte en fonction de leur lien avec deux théories économiques distinctes dans leur prise en compte de la dimension environnementale, i.e. l'économie de l'environnement (internalisation des externalités sur l'environnement fondée sur l'hypothèse que les capitaux humain et naturel sont substituables) et l'économie écologique (l'économie doit s'adapter afin de fonctionner dans un espace opérationnel sûr) [ACL21] (Loiseau et al., 2016). Les concepts étudiés englobent la bioéconomie, la production « propre » (cleaner production), la hiérarchie des modes de traitement des déchets (waste hierarchy), les solutions fondées sur la nature (NBS), l'écologie industrielle et l'économie circulaire, et l'économie de la fonctionnalité (product-service systems, PSS).

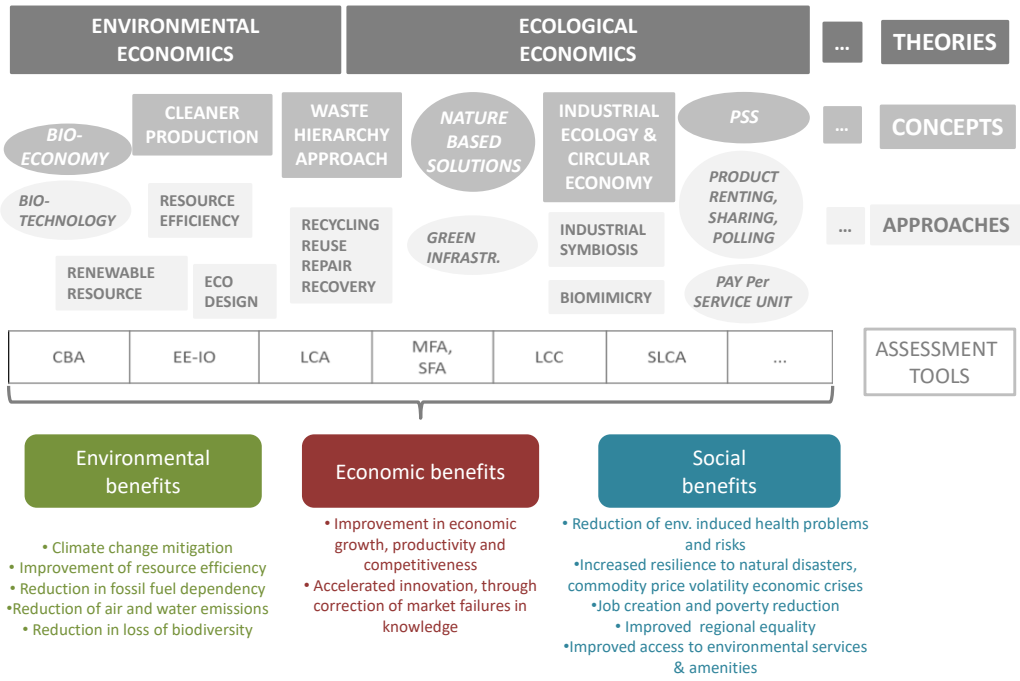

Figure 17 Classification des théories, concepts et stratégies rattachés à l'économie verte et panorama des principaux outils d'évaluation mobilisés pour évaluer leur durabilité
[ACL21] (Loiseau et al., 2016)
(les concepts matures sont indiqués par des encadrés, les concepts émergents sont dans des cercles et en italique).

La Figure 17 inventorie également les principaux outils et méthodes mis en œuvre pour évaluer la durabilité des concepts et approches pouvant être rattachés à l'économie verte sur les dimensions environnementales, économiques, et sociales, i.e., l'ACV, l'analyse coût-bénéfice (cost benefit analysis, CBA), l'analyse de flux de matière (material flow analysis, MFA, et substance flow analysis, SFA), le coût du cycle de vie (life cycle costing, LCC), les tables EEIO et l'ACV sociale (SLCA). L'analyse de la littérature montre que l'ACV est la méthode la plus citée pour évaluer les performances de stratégies mettant en œuvre les principes de l'économie verte. Cependant, ces méthodes ne sont pas cloisonnées. Ainsi, des combinaisons entre ACV et MFA ou des tables EEIO sont pratiquées pour faciliter la collecte des données, ou entre ACV, LCC et SLCA dans l'objectif d'évaluer les trois dimensions de la durabilité dans une perspective cycle de vie.

Dans tous les cas, les outils d'évaluation doivent permettre d'identifier les compromis potentiels entre les multiples objectifs portés par la transition de nos sociétés vers une économie verte et les intérêts des diverses parties prenantes. Le fait qu'une stratégie s'inscrive dans une vision forte ou faible de la durabilité est indépendant de l'outil d'évaluation choisi. L'outil doit cependant être en mesure d'évaluer les enjeux portés par ces deux visions de la durabilité.

2.4.3. Récapitulatif des publications et des thèses encadrées sur ces recherches

Les travaux de recherche menés sur l'évaluation de la durabilité environnementale des territoires et des filières dans une perspective cycle de vie se sont appuyés sur l'encadrement de deux thèses (thèses de Thomas Beaussier et Pyrène Larrey-Lassalle) en tant qu'encadrante principale et de trois thèses en tant qu'encadrante secondaire (thèses de Mattia Damiani, Susana Leão et Laura Roibás) et se sont traduits par 22 publications acceptées dans des revues avec un facteur d'impact parmi le quart supérieur des facteurs d'impacts (Q1) dans les domaines des sciences de l'environnement, de l'ingénierie environnementale ou de l'écologie ([ACL 1], [ACL3-17], [ACL 21-26]).

3 Perspectives de recherche

Mon programme de recherche s'articule autour de trois grands axes pour approfondir les démarches d'évaluation environnementale à l'échelle des territoires et des filières et accompagner la prise de décision. Ces démarches permettent de quantifier l'éco-efficience de trajectoires territoriales. Toutefois, les travaux menés jusqu'ici ont montré la nécessité de consolider les ACVs de filières territorialisées, à la fois en termes de collecte de données et en termes de définition des frontières du système afin d'englober une grande diversité d'effets conséquentiels induits par des mesures de développement territorial. Je propose d'aborder ces lacunes dans mon premier axe de recherche.

Par ailleurs, les travaux décrits dans la section 2 ont également permis de mieux considérer les impacts sur les ressources territorialisées dans le calcul de l'éco-efficience. Cependant, certaines ressources ne sont pas encore bien prises en compte, notamment celles en lien avec les services écosystémiques, enjeux importants dans les stratégies de développement territorial basées sur les concepts de bioéconomie circulaire. Mon deuxième axe de recherche s'intéressera donc à combiner ACV territoriale et évaluation des services écosystémiques pour proposer aux parties prenantes un cadre d'évaluation apte à identifier les compromis entre gains de services écosystémiques et impacts sur l'environnement. Ces deux premiers axes de recherche permettront de renforcer les métriques d'éco-efficience territoriale, et d'apporter des éléments quantitatifs sur les performances de trajectoires territoriales.

Bien que nécessaires, ces informations ne sont pas suffisantes pour concevoir des trajectoires durables. Mon troisième axe de recherche propose d'adopter une perspective de durabilité « absolue » dans l'évaluation environnementale de trajectoires territoriales. Il s'agira de tenir compte de la capacité de charge du territoire étudié, lui-même inclus dans un système globalisé, et d'analyser la vulnérabilité des systèmes territoriaux aux changements globaux. Ce dernier axe permettra de développer des métriques complémentaires à celle de l'éco-efficience pour identifier les compromis entre performance et résilience des systèmes territoriaux.

3.1 Consolider les ACVs de filières territorialisées

Les travaux menés jusqu'ici ont permis de formaliser le cadre méthodologique des ACVs territoriales pour évaluer les performances environnementales de territoires dans leur globalité ou de filières territorialisées, un prérequis indispensable à leur opérationnalisation. Pour aller plus loin sur ce volet, il est nécessaire d'optimiser l'étape de collecte des données en limitant le temps passé à inventorier les données tout en s'assurant de la robustesse des résultats. Différentes stratégies peuvent être mobilisées en se basant sur des approches « bottom-up » ou « top-down », et chaque approche a ses propres avantages et limites. Cependant, les cas d'application restent rares et des approfondissements doivent être entrepris à l'échelle des filières territorialisées afin de proposer des démarches simplifiées permettant de collecter des données en cohérence avec les objectifs de l'étude (i.e., diagnostic, comparaison de scénarios, suivi des performances dans le temps). Ce travail sera réalisé sur l'étude de l'approvisionnement alimentaire des villes, en continuité des travaux menés dans la section 2.2.1.

Par ailleurs, l'étude de trajectoires territoriales nécessite d'adopter une approche conséquentielle dans la définition des frontières du système étudié. Les travaux engagés dans la section 2.2.2 ont montré l'intérêt de tenir compte des interactions socio-économiques multi-secteurs et multi-échelles lors de l'évaluation de mesures de développement territorial en lien avec la filière bois-énergie, et le potentiel des couplages entre ACV et modélisation économique. Ces travaux exploratoires doivent être poursuivis pour formaliser les démarches conséquentielles en ACV territoriale et élargir le spectre des effets indirects pris en compte. De nouveaux développements méthodologiques seront proposés pour réaliser une évaluation exhaustive de mesures en faveur de la filière forêt-bois.

3.1.1 Optimiser la collecte des données aux échelles intermédiaires

Un frein à l'opérationnalisation des approches d'ACV territoriale repose sur la phase de collecte des ICVs, qui peut être très chronophage dans l'obtention de données exhaustives et représentatives des activités présentes sur un territoire d'étude [ACL16] (Loiseau et al., 2018). Un compromis doit être trouvé entre le temps passé à collecter des données et leur robustesse. Différentes stratégies ont été mises en œuvre lors de cette étape comme dans les travaux de Roibás et al. (2018a) [ACL24] en s'appuyant notamment sur des tables EEIO régionales. Ces tables présentent l'avantage de pouvoir modéliser les flux environnementaux liés à l'ensemble d'un secteur économique, ce qui est particulièrement utile pour des secteurs regroupant une grande variété de produits et services. Ces tables ont notamment été mobilisées pour quantifier l'impact environnemental de la consommation annuelle d'un individu reposant sur un panier moyen comportant plusieurs milliers de références (Tukker et al., 2006). Cependant, elles peuvent manquer de représentativité, et ne permettent pas une analyse approfondie des impacts et des contributions. Les bases de données ACV contiennent de leur côté de plus en plus de processus particulièrement dans le domaine de l'agro-alimentaire avec la sortie en 2020 de la version 3.0 d'Agribalyse[16], regroupant les ICVs de plus de 1400 denrées alimentaires disponibles dans le commerce. La World Food LCA Database[17] propose également 2300 jeux de données pour 120 produits alimentaires issus de 56 pays dans le monde. Et la base de données ecoinvent enrichit ses inventaires dans le domaine agricole au fur et à mesure en distinguant les pays producteurs et les modes de production (e.g., agriculture conventionnelle ou biologique). Il serait intéressant de mobiliser ces nouvelles sources de données pour quantifier l'impact environnemental de l'approvisionnement alimentaire d'un territoire, et discuter de leur pertinence par rapport à l'utilisation de tables EEIO.

Le changement d'échelle, de l'ACV d'un produit à l'ACV de l'approvisionnement alimentaire d'un territoire dans son ensemble, nécessite des adaptations méthodologiques. La modélisation des produits agroalimentaires est déjà un défi en soi, notamment en raison de la grande variabilité des systèmes étudiés, et la modélisation d'un panier de produits amplifie les problèmes posés par la collecte de données (Pernollet et al., 2017). Cette collecte comporte deux étapes, à savoir (i) la collecte de données sur les habitudes de consommation d'une population sur un territoire donné et (ii) la mise en relation de ces données avec les ICVs des produits consommés. Deux approches complémentaires de modélisation peuvent être mises en œuvre pour ces étapes, à savoir les approches « top-down » et « bottom-up » (Castellani et al., 2019). Les approches descendantes peuvent s'appuyer sur les statistiques nationales sur la consommation alimentaire des ménages pour estimer la consommation alimentaire sur un territoire par des méthodes de réduction d'échelle (Goldstein et al., 2016), et utiliser des tables EEIO pour réaliser des ICVs au niveau de groupes de produits (e.g. fruits, légumes, viandes, poissons, …). Ces méthodes permettent de réaliser rapidement des inventaires exhaustifs, tout en recueillant des données très agrégées qui limitent la prise en compte de la variabilité des pratiques. Au contraire, les approches ascendantes utilisent des données détaillées sur la consommation alimentaire des individus ou des populations comme des enquêtes nationales ou locales (Perignon et al., 2019), et mobilisent les bases de données ACV disponibles pour fournir des ICVs sur les produits agroalimentaires consommés en choisissant les plus représentatifs (Lavers et al., 2017). Ces méthodes peuvent être plus longues à mettre en œuvre et reposent sur une plus grande quantité de données, qui peuvent parfois faire défaut.

Au sein du projet URBALIM, nous proposons de mettre en œuvre différentes stratégies de collecte de données, et de comparer leurs résultats pour quantifier l'empreinte environnementale de l'approvisionnement alimentaire de la métropole de Montpellier. Cette première application permettra de fournir des recommandations pour généraliser l'approche à d'autres territoires en quête d'outils de diagnostic par exemple dans le cadre des démarches de PAT (projet alimentaire territoriale), préalable indispensable à la conception de chaînes d'approvisionnement plus vertueuses pour l'environnement. Dans cet objectif, un stage de fin d'étude (niveau M2) réalisé par Louis Jouve va mettre en œuvre

[16] https://doc.agribalyse.fr/documentation/
[17] http://quantis-intl.com/metrics/databases/wfldb-food/

différentes stratégies de collecte de données pour réaliser ce diagnostic comme décrites dans la Figure 18. J'encadre ce stage en collaboration avec Thibault Salou (Institut Agro de Montpellier, UMR ITAP), et Marlène Pérignon et Sophie Drogué (INRAE, UMR MOISA), tous membres du projet URBALIM.

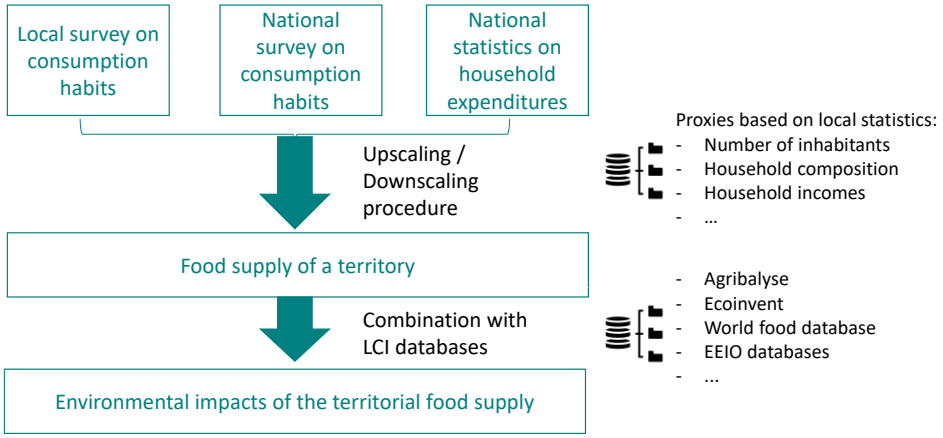

Figure 18 Plusieurs stratégies possibles pour quantifier l'empreinte environnementale de l'approvisionnement alimentaire d'un territoire basées sur différentes sources de données

Trois principales sources de données seront mobilisées pour estimer la consommation alimentaire de la population de Montpellier, i.e. i) des données issues de l'enquête locale MontPanier sur les habitudes alimentaires de ménages montpelliérains[18], ii) des données issues de l'enquête nationale INCA3 sur les modes de consommation de la population française (ANSES, 2017), et iii) des données de statistiques nationales sur les dépenses moyennes effectuées par les ménages français par catégories de produits alimentaires. Dans les trois cas, une mise à l'échelle devra être faite pour la métropole de Montpellier via l'utilisation de différents facteurs (ou « proxies ») basés sur les caractéristiques sociodémographiques de la population (e.g., âge, composition du foyer, niveau d'étude). Par la suite, des données d'ACV des processus ou des tables EEIO (Exiobase, USLCI, World Input Output Database) seront utilisées pour réaliser l'ICV de l'approvisionnement alimentaire de la ville dans son ensemble. Ce couplage peut nécessiter au préalable un travail sur les bases de données pour établir une correspondance entre les classifications des produits dans les bases de données nutritionnelles ou socio-économiques et les bases de données ACV. La comparaison des résultats entre les approches permettra de discuter de la pertinence des différentes sources de données, et de formuler des recommandations pour généraliser cette démarche à d'autres cas d'étude, contribuant ainsi à opérationnaliser les ACVs territoriales.

3.1.2 Considérer un large spectre d'effets conséquentiels

L'ACV territoriale a deux principales finalités, i.e. i) réaliser un diagnostic environnemental, et ii) comparer des trajectoires territoriales. La plupart des applications dans la littérature sont centrées sur la première finalité. La comparaison de trajectoires territoriales reste peu mise en œuvre. Une difficulté importante repose sur la définition des trajectoires à étudier et sur la prise en compte d'un certain nombre d'effets indirects induits par le développement d'activités économiques sur le premier plan (activités localisées sur le territoire d'étude et directement ciblées par la mise en œuvre de mesures économiques, ou de choix d'aménagement et d'organisation). Ces effets induits doivent cependant être pris en compte dans des démarches d'aide à la décision à des échelles « méso » ou « macro » (EC-JRC, 2010). Les travaux réalisés dans la thèse de Thomas Beaussier ont montré que la modélisation économique proposée dans les modèles d'équilibre partiel permet de définir des trajectoires de développement au niveau de filières régionalisées et d'inclure un certain nombre de synergies et de compétitions entre secteurs d'activités et territoires. De plus, les résultats ont montré que ces interactions impactent

[18] https://www.etude-montpanier.com, étude co-dirigée par Marlène Pérignon (INRAE, UMR MOISA), membre du projet URBALIM

significativement les performances économiques et environnementales de mesures régionales de développement économique de la filière forêt-bois. Ces travaux exploratoires ont donc montré l'importance d'étendre les frontières du système dans les ACVs territoriales pour intégrer des dynamiques socio-économiques. Cependant, pour mener une évaluation réellement exhaustive, d'autres effets devraient être pris en compte dans le cas de la filière forêt-bois tels que i) les innovations technologiques, ii) les effets rebonds et iii) les effets indirects sur l'utilisation des terres.

1- Les progrès technologiques permettent d'améliorer l'efficience des systèmes en jouant sur différents paramètres tels que l'allongement de la durée de vie ou une réduction des émissions de substances polluantes et une consommation moindre de ressources (Pehnt, 2006). Des études notamment dans le domaine énergétique ont démontré l'importance de prendre en compte les innovations technologiques dans des ACVs prospectives aussi bien sur le premier plan (ex. ACV de la voiture électrique) que sur l'arrière-plan (ex. évolution du mix électrique) (Mendoza Beltran et al., 2020; van der Giesen et al., 2020).

2- Les effets rebonds représentent une augmentation de la demande suite à l'introduction d'une technologie ou d'un service plus efficient (Walzberg et al., 2020). L'inclusion des effets rebonds reste une question méthodologique importante dans le domaine de l'ACV. D'autant plus que les quelques études prenant en compte ce type d'effets montrent que celui-ci peut impacter les résultats de manière significative (Font Vivanco and van der Voet, 2014).

3- Toutes les activités de production basées sur une occupation des terres peuvent générer des changements indirects d'utilisation des terres. Une demande accrue en biomasse peut être satisfaite non seulement par la déforestation, mais aussi par l'intensification des pratiques sur des terres déjà cultivées ou la réduction de la consommation en produits issus de la biomasse chez d'autres usagers. Des développements méthodologiques ont été proposés pour prendre en compte ces effets en ACV (Schmidt et al., 2015). Cependant, les liens avec les modèles économiques mériteraient d'être approfondis.

Ces trois effets conséquentiels sont plus ou moins pris en compte dans des études ACV appliquées notamment dans le domaine de l'énergie et de l'agriculture. Cependant, à notre connaissance, ils ne sont pas considérés simultanément dans des évaluations environnementales. Le projet STREISAND propose d'intégrer l'ensemble de ces effets pour mesurer la substitution carbone pour les produits issus de la filière bois-énergie. Le principe de substitution carbone consiste à remplacer un produit par un substitut qui fournit le même service pour les activités humaines mais dont le cycle de vie émet moins de GES. Afin de s'assurer des effets positifs de la filière bois-énergie sur la substitution carbone, il est nécessaire de mesurer les effets directs de trajectoires bois-énergie sur l'environnement, mais aussi les effets conséquentiels décrits ci-dessus. Pour répondre à cette problématique, le projet s'appuiera sur une combinaison de modèles et de méthodes, dont un modèle macro-économique pour intégrer les effets des innovations technologiques, des méthodes expérimentales pour l'étude des comportements économiques de consommation de produits bois et des effets rebonds, et un modèle global d'utilisation des terres pour les effets indirects de l'utilisation des terres. Pour développer ces méthodes, le projet STREISAND repose sur un consortium interdisciplinaire (économie, sciences de l'environnement, sciences forestières) mobilisant des chercheurs avec des compétences diversifiées (modélisation, expérimentation). Le cadre méthodologique basé sur l'ACV permettra d'intégrer ces différents modèles au sein d'une même méthode d'évaluation environnementale afin de quantifier de nouveaux coefficients de substitution carbone. Cette première étude combinant différents effets conséquentiels permettra d'évaluer leurs poids respectifs dans les résultats, et de fournir des recommandations pour généraliser leur prise en considération dans des ACVs à des échelles « méso ».

Le projet STREISAND financera un post-doc de 12 mois, que je co-encadrerai avec Sylvain Caurla (INRAE, BETA, Nancy) et Thibault Salou (Institut Agro Montpellier, UMR ITAP), pour réaliser ce travail intégrateur en deuxième partie de projet.

3.2 Liens entre ACV territoriale et services écosystémiques

A travers différentes collaborations, j'ai pu participer aux développements de nouvelles méthodes EICV permettant d'améliorer les chaînes de causalité engendrées par la consommation de ressources territorialisées, en regardant notamment les dommages sur les écosystèmes. Les propositions faites se réfèrent aux valeurs intrinsèques de la biodiversité, c'est-à-dire la valeur propre donnée à l'existence des écosystèmes indépendamment des interactions avec l'Homme. Toutefois, les écosystèmes ont aussi une valeur instrumentale pour l'Homme à travers la fourniture de services écosystémiques. Il existe de nombreux travaux dans le domaine de l'écologie et de l'économie de l'environnement pour évaluer la valeur des services écosystémiques à une échelle locale ou régionale (Costanza et al., 2011; Hein et al., 2006). Ces travaux reposent à la fois sur une modélisation biophysique des dynamiques des processus et des fonctions des écosystèmes, et une évaluation des bénéfices qui peut différer selon le contexte et les usagers considérés (Haines-Young and Potschin, 2013). Des travaux précurseurs en ACV ont proposé de quantifier les impacts liés à la perte de certains services écosystémiques due à l'utilisation des terres dans une perspective cycle de vie (e.g., recharge en eau douce, filtration physico-chimique, filtration mécanique, résistance à l'érosion, production biotique) (Cao et al., 2015; Saad et al., 2013) et ont été intégré dans la méthode Impact World+ (Bulle et al., 2019). Ces dernières années, d'autres modèles ont été développés pour quantifier la perte de services écosystémiques (SE) terrestres en lien avec des services de régulation, et d'approvisionnement (Rugani et al., 2019), et un consensus a émergé au sein de la communauté ACV pour les prendre en compte dans une aire de protection dédiée dans les méthodes EICV (Verones et al., 2017). Toutefois, cette intégration s'accompagne d'un besoin accru de cohérence et d'harmonisation dans la modélisation des pertes de SE compatible avec les choix et les hypothèses posés dans les chaînes de causalité ACV et la caractérisation des indicateurs « midpoint » et « endpoint », notamment pour éviter de potentiels doubles comptages dans la quantification des impacts (Maia de Souza et al., 2018; Othoniel et al., 2016).

Par ailleurs, les interventions humaines peuvent générer à la fois des gains et des pertes de SE. Il est donc important de considérer les SE à un double niveau en ACV, à la fois comme impacts environnementaux mais également comme services rendus par les systèmes étudiés. C'est le cas par exemple des systèmes agricoles. Boone et al. (2019) proposent de prendre en compte les bénéfices rendus par des systèmes agricoles dans des ACVs comparant différentes pratiques. Plusieurs fonctions sont définies intégrant un certain nombre de SE et une allocation entre la fonction principale (production de biomasse) et d'autres bénéfices en termes de services écosystémiques est réalisée montrant ainsi les avantages de systèmes extensifs et agro-écologiques sur des modes de production agricole plus conventionnels.

Les mêmes questionnements se posent pour la mise en œuvre de l'ACV à l'échelle des territoires, qui sont aussi des systèmes multifonctionnels. Nous avions proposé de prendre en compte quelques services environnementaux dans le calcul de l'éco-efficience (e.g. mise en place de zones protégées), en insistant sur la nécessité d'interagir avec les parties prenantes pour définir ces services et les trajectoires territoriales [ACL19] (Loiseau et al., 2014). Cependant, des développements méthodologiques sont nécessaires pour proposer un cadre d'évaluation intégrant de manière cohérente SE et ACV territoriale, en considérant différents types de SE (i.e., régulation, approvisionnement, et culturel), et les gains et pertes de SE à l'échelle d'un territoire (premier plan) et dans une perspective cycle de vie (arrière-plan).

Le projet Cost to Coast [C2C] vise à développer ce cadre d'évaluation intégré pour analyser la durabilité de projets d'aménagement territorial dans les zones côtières et maritimes. Plus spécifiquement, ce projet propose de créer un cadre intégré basé sur les dernières avancées scientifiques dans le domaine de l'évaluation des SE dans une perspective cohérente avec l'ACV territoriale. Ce travail est le point central de la thèse de Jérôme Lavoie, financée par [C2C] et dirigée par Cécile Bulle (UQAM, CIRAIG). Je participe avec Jérôme Dupras (UQO) à l'encadrement de cette thèse. Les propositions méthodologiques s'appuieront également sur les autres axes de recherche investigués dans le projet [C2C]. Il s'agira notamment de développer des approches permettant d'identifier et d'évaluer des bouquets de SE

pertinents pour le territoire étudié, i.e. en cohérence avec les propriétés biophysiques de la zone côtière et maritime, et avec les perceptions des parties prenantes. Ce travail est mené dans le cadre d'une autre thèse financée dans le projet et encadrée par des chercheurs en écologie et en économie de l'environnement. La thèse de Jérôme Lavoie considérera aussi les avancées proposées dans le projet pour créer des indicateurs d'EICV sur les pertes de SE spécifiques aux écosystèmes aquatiques. Ce point est crucial car il n'existe pas à l'heure actuelle de méthodes EICV qui prennent en compte les pertes de SE sur ces écosystèmes. Le projet [C2C] finance deux autres thèses sur ce sujet, et les nouveaux facteurs de caractérisation développés seront intégrés dans la méthode IMPACT World+. Je participe à l'encadrement de la thèse de Chloe Stanford Clark, dirigée par Arnaud Hélias (INRAE, UMR ITAP), sur une prise en compte de la dynamique des écosystèmes pour évaluer les pertes ou gains de ressources biotiques générés par différentes pressions anthropiques dont la pêche, afin d'améliorer la quantification des impacts sur les écosystèmes marins en ACV (Hélias et al. 2018). Enfin, les développements méthodologiques proposés dans [C2C] seront mis en œuvre sur deux cas d'étude, le lac Saint Pierre au Québec et le bassin de Thau en France afin d'impliquer les parties prenantes dans la définition des trajectoires à étudier, et le choix des services écosystémiques, et de tester l'intérêt de la méthode développée.

Le cadre méthodologique développé dans le projet [C2C] pourra être mis en œuvre et amendé dans le projet MULTISOURCE où il s'agit d'évaluer les impacts environnementaux du déploiement de solutions fondées sur la nature à l'échelle des territoires urbains. Ces solutions reposent sur la fourniture d'un certain nombre de SE, et il est nécessaire de disposer de méthodes d'évaluation identifiant les compromis entre gains de services écosystémiques et impacts sur l'environnement. Ce travail est l'objet d'un post-doctorat financé par le projet MULTISOURCE et encadré par Eva Risch (INRAE, UMR ITAP). Je participerai également au suivi.

3.3 Vers une évaluation de la durabilité absolue des territoires et des filières dans une perspective cycle de vie

L'évaluation de la durabilité environnementale nécessite de tenir compte des performances des territoires sur l'environnement, mais également de leur vulnérabilité vis-à-vis de différentes perturbations. C'est d'autant plus important que les territoires sont des systèmes à des échelles intermédiaires où les choix d'aménagement et d'organisation peuvent avoir des répercussions sur de longs horizons temporels. Nous proposons d'aborder cette question à travers trois voies de recherche décrites dans cette section. La première consiste à intégrer les limites planétaires dans le calcul de l'éco-efficience de trajectoires territoriales. La deuxième propose de développer de nouvelles métriques tenant compte de l'autonomie et de la dépendance des territoires vis-à-vis de ressources globalisées, et potentiellement impactées par des crises environnementales ou socio-économiques. La dernière s'intéresse à la prise en compte de boucles de rétroactions de l'écosphère vers la technosphère afin de tenir compte de changements globaux dans les démarches d'ACV territoriale.

3.3.1 Vers l'évaluation d'une éco-efficience absolue : prise en compte des limites planétaires

L'ACV territoriale fournit un cadre permettant de quantifier l'éco-efficience de différentes trajectoires territoriales. Toutefois, ces résultats ne sont pas suffisants pour évaluer si les systèmes étudiés sont assez performants par rapport à ce que le territoire peut supporter sans altérer l'intégrité fonctionnelle des écosystèmes, tant à l'échelle locale que mondiale. Des efforts récents ont été faits pour intégrer la perspective de durabilité « absolue » en ACV pour certaines catégories d'impact (Bjørn et al., 2016; Sala et al., 2020; Vargas-Gonzalez et al., 2019) sur la base du concept de limites planétaires (Steffen et al., 2015b), et avec une déclinaison au niveau régional (Bjørn et al., 2020b). De plus en plus d'études ACV proposent d'adopter une approche d'évaluation de la durabilité absolue afin de comparer les impacts environnementaux d'un système avec sa propre capacité de charge environnementale pour différentes catégories d'impact (Bjørn et al., 2020a). Ces études ont été mises en œuvre à l'échelle de produits,

d'entreprises, ou de nations. Cependant, des développements méthodologiques sont nécessaires pour opérationnaliser ce concept dans les démarches d'ACV territoriale, et définir l'espace opérationnel au sein duquel les territoires peuvent se développer sans porter atteinte de manière durable à l'environnement (i.e., rester dans les limites du « safe operating space »). Il s'agit notamment de déterminer la capacité de charge d'un territoire pour une catégorie d'impact donnée. Cela nécessite de définir plusieurs situations, selon i) le système étudié, i.e. le système territorial de premier plan (flux environnementaux directement générés par les activités de production ou de consommation du territoire) ou d'arrière-plan (représentant les transferts de pollution vers le reste du monde), et ii) l'échelle des impacts considérés, i.e. impact global (e.g., changement climatique) ou régional / local (e.g., eutrophisation). Dans le cas d'un impact régional induit par le système territorialisé de premier plan, la capacité de charge du territoire se définit directement en fonction des limites du système concernant cet impact. Dans les autres cas, il est nécessaire de déterminer une procédure afin d'allouer une partie de la capacité de charge du phénomène étudié au territoire concerné. La Figure 19 illustre différents principes pouvant être utilisés pour cette étape d'allocation dans le cas de l'impact sur le changement climatique. Quatre principes ont été identifiés, et sont plus ou moins appropriés selon le type d'activités ou de flux territoriaux étudiés (i.e., activités de production, de consommation, ou flux environnementaux directement émis par le territoire générant des impacts « in-site ») (Bjørn, 2015). Le premier principe (« grandfathering principle »), applicable à toutes les situations, repose sur une répartition de la capacité de charge entre territoires basée sur leurs niveaux antérieurs d'émissions de GES. Un deuxième principe consiste à allouer la capacité de charge en fonction du nombre de personnes hébergées sur les territoires. Plus un territoire héberge une population importante, plus il peut émettre de GES. Ce principe pourrait s'appliquer dans le cas des activités de consommation. Dans le cas des activités de production, la capacité de charge pourrait être allouée en fonction de la valeur ajoutée produite sur le territoire ou d'autres services rendus par les secteurs économiques comme le nombre d'emplois créés. Enfin, un dernier mode d'allocation des impacts pourrait être d'utiliser la surface du territoire. Plus un territoire est grand, et plus sa capacité de charge l'est aussi. Ce principe pourrait être mobilisé dans le cas des flux environnementaux directs.

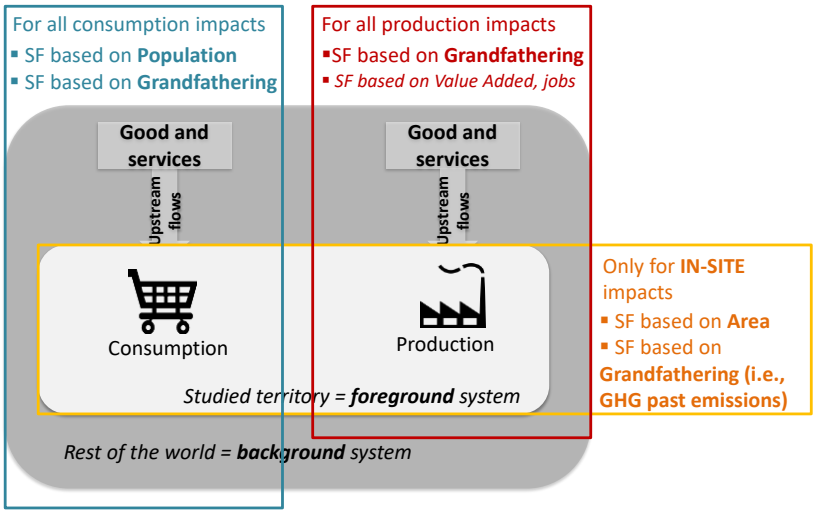

Figure 19 Propositions de différents principes d'allocations de la capacité de charge pour un territoire donné dans le cas d'un impact global (changement climatique)
(SF = « shared factor » utilisé pour attribuer une part de la capacité de charge au territoire étudié)

Dans tous les cas, le choix d'un mode de répartition de la capacité de charge pour un territoire donné repose sur un jugement de valeur qui varie selon le point de vue adopté (ex. activités de production ou de consommation). Il est nécessaire de formaliser ces différents principes et de les appliquer à l'étude de différentes limites planétaires (globales et régionales) afin d'opérationnaliser la démarche

d'évaluation de la durabilité absolue dans le cadre des ACVs territoriales. Ces travaux seront menés au sein des projets URBALIM et [C2C] pour le volet en lien avec les services écosystémiques.

3.3.2 Evaluer l'autonomie et la dépendance des systèmes territoriaux à différentes ressources dans une perspective cycle de vie

De manière générale, les ACVs conventionnelles ne tiennent pas compte de perturbations lors de l'évaluation environnementale des systèmes, ni de leur capacité à s'adapter à des changements. Cela peut être discutable dans des domaines stratégiques tels que la sécurité alimentaire (Pizzol, 2015; Van Der Werf et al., 2014) où il est nécessaire de garantir un approvisionnement minimum de nourriture pour les besoins humains de base, et de sécuriser les ressources sur les différentes étapes du cycle de vie des denrées alimentaires.
Des travaux récents ont proposé des développements méthodologiques afin d'évaluer la criticité des ressources en ACV (Sonnemann et al., 2015) en mobilisant des travaux sur l'évaluation de la criticité des matériaux (Cimprich et al., 2019). C'est un domaine d'étude qui évalue la dépendance économique et technique d'un produit ou service vis-à-vis de matériaux clés, tout en tenant compte de potentielles ruptures dans les chaînes d'approvisionnement (Schrijvers et al., 2020). Cette évaluation prend en compte deux caractéristiques principales, i) le degré de substituabilité des ressources et ii) la capacité d'adaptation du système étudié. L'intégration de cette méthode pour tenir compte de la criticité des ressources en ACV concerne essentiellement les métaux comme les terres rares utilisées dans le domaine des technologies de pointe, sans considérer une perspective socio-écologique pour identifier les ressources critiques (Mancini et al., 2018). Par ailleurs, Bach et al. (2017) ont fait des propositions pour tenir compte de la disponibilité des ressources biotiques et discuter des liens avec l'ACV. Cependant, des recherches restent nécessaires pour améliorer et opérationnaliser ce type d'approche pour évaluer la durabilité de filières à forts enjeux sociétaux comme l'approvisionnement alimentaire des villes et territoires.

La modélisation ACV permet de quantifier tous les flux de ressources liés à l'approvisionnement alimentaire d'un territoire, pour toutes les étapes en amont des chaînes de valeur, de la production agricole, à la transformation et distribution. Ces informations seront utilisées pour quantifier son degré de dépendance ou d'autonomie par rapport à diverses ressources et ouvriront des perspectives pour évaluer sa vulnérabilité dans un contexte de changements globaux.

La démarche générale consistera à i) identifier les ressources clés dans l'approvisionnement alimentaire des villes pour différents régimes et circuits d'approvisionnement selon une perspective cycle de vie, ii) déterminer les ressources clés impactées pour une perturbation donnée (e.g., économique, environnementale, sanitaire), et iii) évaluer la vulnérabilité de l'approvisionnement alimentaire pour ces perturbations à l'aide de nouvelles métriques.

Pour la première étape, une distinction sera faite entre les ressources naturelles biotiques et abiotiques (biomasse, eau, pétrole, minéraux, etc.) et les ressources transformées (carburants, engrais, électricité, etc.). L'importance des ressources naturelles sera directement estimée par une analyse de contribution sur l'inventaire du cycle de vie de différents circuits d'approvisionnement alimentaire (correspondant à différents régimes ou modes de production et de distribution). Une analyse de sensibilité sera menée pour déterminer les effets des flux de ressources transformées sur les performances du système (Wei et al., 2015), car la réponse du modèle ACV peut être non linéaire pour ces flux technologiques.

La deuxième étape établira un inventaire des différents types d'événements extrêmes qui peuvent survenir et provoquer de graves perturbations sur les chaînes d'approvisionnement alimentaire, comme les crises environnementales (e.g., le changement climatique, l'épuisement des ressources) ou les événements socio-économiques (e.g., les épidémies, les grèves, les conflits d'usage sur les ressources), en se basant sur les crises précédentes et sur des travaux prospectifs tels que ceux proposés par le GIEC (Groupement d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat), la FAO (Organisation des

Nations Unies pour l'agriculture et l'alimentation), Agrimonde (Paillard et al., 2011), ou le service des études géologiques des Etats-Unis sur les ressources fossiles et minérales. Pour chacune des ressources identifiées comme prioritaires, il sera déterminé s'il existe un risque sur l'approvisionnement en fonction du type de perturbations étudié.

La dernière étape développera de nouvelles métriques quantifiant le degré d'autonomie et dépendance de l'approvisionnement alimentaire d'un territoire en fonction de différents chocs pouvant perturber la disponibilité de ressources clés. Ces métriques tiendront compte du degré de substituabilité des ressources, des caractéristiques des chaînes d'approvisionnement (nombre et diversité des éléments interconnectés), et des capacités d'adaptation du système. Sur ce dernier point, des travaux menés par exemple sur les ressources en eau en ACV pourront être mobilisées. Boulay et al. (2011) ont ainsi défini un indice de capacité d'adaptation au stress hydrique à l'échelle des nations en fonction de leur indice de développement humain. Nous avons également déterminé des mix d'approvisionnement en eau régionalisés actuels et futurs à l'échelle mondiale en fonction des contraintes démographiques et climatiques [ACL14] (Leão et al., 2019b). Ce travail conduira à la production d'indicateurs de vulnérabilité qui enrichiront les méthodes d'ACV environnementale mobilisées pour accompagner la prise de décision dans des domaines stratégiques à l'échelle territoriale. Ces indicateurs, fondés sur la modélisation dans une perspective cycle de vie des activités humaines et de leurs interactions avec l'écosphère a pour objectif final d'apporter des éléments d'aide à la décision pour rechercher des optimums entre éco-efficience et résilience des scénarios de transition écologique.

Ces développements méthodologiques seront conduits au sein du projet URBALIM, principalement à travers l'encadrement d'une thèse qui débutera à l'automne 2021. L'ensemble des partenaires académiques du projet fera partie du comité de suivi (i.e. Thibault Salou et Philippe Roux de l'UMR ITAP, Nicolas Bricas, Marlène Pérignon et Sophie Drogué de l'UMR MOISA, Jean-Denis Mathias du Laboratoire d'Ingénierie des Systèmes Complexes à Clermont-Ferrand, et Serenella Sala et Esther Sanyé-Mengual du JRC à Ispra). Le cas d'application sera l'approvisionnement alimentaire de la métropole de Montpellier (partenaire du projet URBALIM), et mobilisera les données collectées selon les approches décrites dans la section 3.1.1.

3.3.3 Considérer les rétroactions de l'environnement pour mener des ACV territoriales prospectives

Dans les ACVs conventionnelles, seuls les effets de la technosphère sur l'écosphère sont considérés à travers la modélisation proposée dans les chaînes de causalité, et la quantification des impacts « midpoint » et « endpoint » (cf. Figure 3). Weidema et al., (2018) ont proposé un nouveau formalisme afin de pouvoir tenir compte en ACV de boucles de rétroactions à la fois de l'écosphère vers la technosphère, et entre différentes catégories d'impact sur l'environnement. Sur cette même ligne, la Figure 20 montre les différents flux et effets qui pourraient être pris en compte pour modéliser l'ensemble des interactions entre technosphère et écosphère dans le cadre des ACVs territoriales.

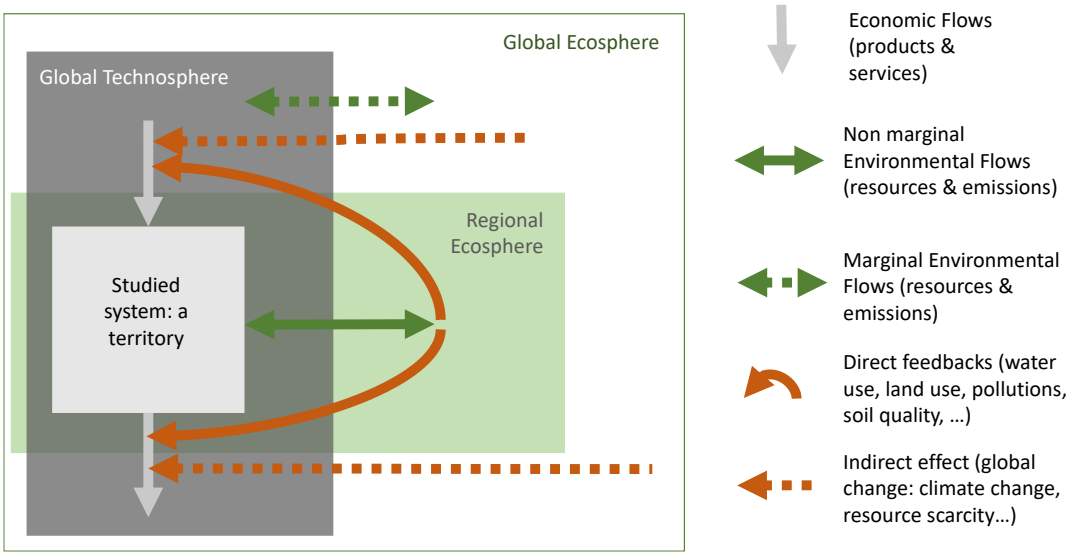

Figure 20 Représentation des effets à prendre en compte dans la modélisation des interactions entre technosphère et écosphère dans le cadre d'une ACV territoriale

Dans une ACV territoriale, deux types de flux environnementaux sont actuellement quantifiés, i) les flux marginaux (i.e., quantités de ressources extraites ou de substances émises vers l'environnement qui n'affectent pas l'état de référence des milieux récepteurs), et ii) les flux non marginaux (flux environnementaux qui peuvent avoir des effets significatifs sur l'environnement, et nécessiter de recalculer les facteurs de caractérisation en tenant compte de ces changements par rapport à la situation de référence) (Boulay et al., 2020). A l'échelle d'un territoire, les flux non marginaux concernent potentiellement les impacts régionalisés en lien par exemple avec la consommation de ressources en eau ou l'occupation des terres.

D'autres effets pourraient être considérés en ACV territoriale (cf. Figure 20). Il s'agit des effets de l'environnement sur l'économie avec une distinction entre les boucles de rétroactions directes centrées sur le territoire étudié (e.g., le territoire consomme une quantité d'eau non marginale au regard des ressources localement disponibles, il est donc nécessaire de tenir compte de cette consommation dans le calcul de l'impact et des contraintes que cela pose sur le développement des activités humaines et de la compétition entre les usages), et des effets indirects de l'écosphère mondiale sur le territoire étudié comme par exemple les effets du changement climatique. Un territoire contribue de manière marginale aux émissions de GES mondiales et donc aux impacts sur le changement climatique. A l'inverse, les effets induits par le changement climatique peuvent avoir des effets significatifs sur les activités économiques d'un territoire (e.g., sur un territoire agricole), et sur ses caractéristiques biophysiques (e.g., diminution des ressources en eau). Il semble nécessaire de prendre en compte ces effets dans l'évaluation de la durabilité environnementale de trajectoires territoriales, se déployant sur de longs horizons temporels.

Nous proposons de développer un cadre méthodologique afin d'adresser ces différents effets dans les démarches d'ACV territoriale et d'utiliser un cas d'étude simplifié comme preuve de concept. Il s'agit d'un périmètre agricole de 400 hectares localisé dans le Sud de la France pour lequel différents scénarios d'aménagement seront évalués sur des horizons temporels de plusieurs dizaines d'années. Ces scénarios combineront différents choix d'orientation agricole (e.g., cultures céréalières, pérennes, ou maraîchères avec ou sans irrigation) et d'aménagement (e.g., implantation de grandes infrastructures hydrauliques telles que des retenues collinaires ou le raccordement à un transfert interbassin). L'objectif est de fournir une méthode d'évaluation environnementale permettant d'identifier les scénarios « sans regret » sur le long terme. Ces travaux contribueront aux réflexions en cours sur les ACVs prospectives qui ont pour finalité de réaliser une évaluation systématique des événements et développements futurs qui, à long terme, pourraient influencer considérablement les performances du système étudié. La prise en compte

d'éléments prospectifs dans les ACVs mobilisées dans la planification stratégique est indispensable, cependant il n'existe pas de cadre formalisé pour le moment (Olsen et al., 2018).

Dans un premier temps, nous nous concentrerons sur deux catégories d'impact, i.e. un impact global avec le changement climatique, et un impact local avec la consommation de ressources en eau. Des études en ACV se sont intéressées à la prise en compte des effets du changement climatique sur les futures productions agricoles à travers notamment une modification des rendements (El Chami and Daccache, 2015; Niero et al., 2015a, 2015b; Tendall and Gaillard, 2015). Ces études sont centrées sur l'échelle de la parcelle ou de la ferme, et ne tiennent pas compte des interactions possibles avec d'autres impacts comme les effets sur les ressources en eau même si l'irrigation est parfois considérée dans les intrants. Différents modèles et bases de données seront mobilisées pour modéliser les effets et boucles de rétroactions entre environnement et économie. Des simulations climatiques sur le Sud de la France seront couplées à un modèle agronomique pour évaluer les rendements et les besoins en eau des cultures dans le cas d'un scénario du GIEC pessimiste sur les projections d'émissions de GES. Le choix du modèle agronomique sera réalisé en fonction d'une analyse critique des modèles existant (STICS[19], AquaCrop[20], …) sur la base de critères tels que la robustesse et la reconnaissance du modèle au niveau international, son échelle d'application, sa portée (utilisation pour différentes zones pédoclimatiques et types de cultures) ou sa facilité de prise en main. Les sorties des modèles seront utilisées pour réaliser les ICVs des différentes cultures présentes sur le territoire d'étude (céréales, cultures pérennes, cultures maraîchères, …) et des infrastructures hydrauliques (bilans en eau) sur un pas de temps annuel. Dans certains cas, ces informations seront également nécessaires pour recalculer les facteurs de caractérisation sur les ressources en eau locale. L'ensemble de ces données permettra de quantifier l'éco-efficience de différents choix d'aménagement sur le long terme, et d'identifier les scénarios les moins vulnérables aux changements globaux (i.e. ceux pour lesquels les valeurs d'éco-efficience restent les plus élevées dans le temps). Par la suite, d'autres impacts pourront être étudiés notamment ceux en lien avec les ressources territorialisées telles que la qualité des sols ou la fourniture de services écosystémiques.

Ces travaux sont menés dans le cadre de la thèse de Nicolas Rogy, débutée en novembre 2020, que je co-encadre avec Arnaud Hélias (INRAE, UMR ITAP). Nous bénéficions également de l'expertise des partenaires académiques (Philippe Roux / Charlotte Pradinaud / Thibault Salou UMR ITAP et Juliette Cerceau IMT Mines d'Alès) et industriels de la chaire ELSA-PACT à travers l'organisation de comités de suivi réguliers.

[19] Simulateur multidisciplinaire pour les cultures standard, modèle développé par INRAE (www6.paca.inrae.fr/stics/)
[20] Modèle de simulation de croissance des cultures développé par la FAO (www.fao.org/aquacrop/fr/)

4 Conclusion

Mes travaux de recherche portent sur le développement de méthodes d'évaluation environnementale adaptées à l'échelle des territoires et des filières, maillon indispensable à la nécessaire transition écologique de nos modes de production et de consommation. Il s'agit d'apporter des éléments quantifiés et objectifs aux parties prenantes des territoires pour accompagner la prise de décision publique. Les métriques développées doivent permettre de prioriser les actions à mettre en œuvre pour éco-concevoir des trajectoires territoriales dans une perspective de durabilité forte. Dans cet objectif, il est nécessaire de proposer des métriques qui permettent d'identifier les différents compromis et transferts de pollution entre catégories d'impacts environnementaux, entre territoires et avec les autres dimensions de la durabilité engendrés par les choix de développement locaux. La quantification d'une éco-efficience est prometteuse et mes recherches ont proposé des développements méthodologiques pour intégrer de nouveaux indicateurs en termes de services rendus, et d'impacts environnementaux, et considérer une approche conséquentielle dans la définition des frontières des systèmes étudiés et opérationnaliser sa mise en œuvre. Ces travaux vont se poursuivre en cherchant à optimiser la phase de collecte de données, à formaliser l'approche conséquentielle et en s'attachant à relier ACV et évaluation des services écosystémiques dans la quantification des performances de trajectoires territoriales.

Cependant, promouvoir des systèmes éco-efficients est nécessaire mais pas suffisant pour accompagner la conception de trajectoires territoriales durables. Mes perspectives de recherche vont s'intéresser à inclure de nouveaux éléments dans le calcul de l'éco-efficience dans une perspective de durabilité « absolue ». Il s'agira de faire le lien entre les performances environnementales d'un territoire et son espace de fonctionnement sécurisé (« safe operating space ») basé sur la prise en compte de la capacité de charges des milieux régionaux et globaux. Mon projet de recherche s'attachera également à intégrer des éléments quantifiés sur la vulnérabilité de systèmes territoriaux aux changements globaux dans une perspective cycle de vie. Ces nouvelles métriques permettraient à terme d'apporter des éléments quantitatifs supplémentaires d'aide à la décision afin de contribuer à la recherche de compromis entre performances environnementales et résilience de trajectoires territoriales.

Ces travaux sont intrinsèquement reliés aux démarches d'ACV territoriale, au cœur de mes recherches depuis maintenant 11 ans. Le développement et l'opérationnalisation des ACVs territoriales sont centraux dans mon projet de recherche, et nécessitent de nombreux approfondissements à mener dans une démarche de recherche interdisciplinaire, et en collaboration avec les parties prenantes des territoires et des filières.

Références

Adger, W.N., 2006. Vulnerability. Glob. Environ. Chang. 16, 268–281. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006

Albertí, J., Brodhag, C., Fullana-i-Palmer, P., 2019a. First steps in life cycle assessments of cities with a sustainability perspective: A proposal for goal, function, functional unit, and reference flow. Sci. Total Environ. 646, 1516–1527. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.377

Albertí, J., Roca, M., Brodhag, C., Fullana-i-Palmer, P., 2019b. Allocation and system boundary in life cycle assessments of cities. Habitat Int. 83, 41–54. https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2018.11.003

ANSES, 2017. Étude individuelle alimentaires 3 des consommations nationale (INCA 3) - Avis de l'Anses, Rapport d'expertise collective. https://doi.org/10.4324/9781351112475

Bach, V., Berger, M., Finogenova, N., Finkbeiner, M., 2017. Assessing the Availability of Terrestrial Biotic Assessing the Availability of Terrestrial Materials in Product Systems (BIRD) Biotic Materials in Product Systems (BIRD). Sustainability 9. https://doi.org/10.3390/su9010137

Bare, J.C., 2010. Life cycle impact assessment research developments and needs. Clean Technol. Environ. Policy 12, 341–351. https://doi.org/10.1007/s10098-009-0265-9

Beaussier, T., Caurla, S., Bellon-Maurel, V., Delacote, P., Loiseau, E., n.d. Combining partial equilibrium modelling and Life Cycle Assessment to compute regional eco-efficiency metrics: application to a wood energy incentive in a French region. Appl. Energy.

Beaussier, T., Caurla, S., Bellon-Maurel, V., Loiseau, E., 2019. Coupling economic models and environmental assessment methods to support regional policies: A critical review. J. Clean. Prod. 216, 408–421. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.020

Bjørn, A., 2015. Better, but good enough? Indicators for absolute environmental sustainability in a life cycle perspective. PhD Thesis, Technical University of Denmark.

Bjørn, A., Chandrakumar, C., Boulay, A.M., Doka, G., Fang, K., Gondran, N., Hauschild, M.Z., Kerkhof, A., King, H., Margni, M., McLaren, S., Mueller, C., Owsianiak, M., Peters, G., Roos, S., Sala, S., Sandin, G., Sim, S., Vargas-Gonzalez, M., Ryberg, M., 2020a. Review of life-cycle based methods for absolute environmental sustainability assessment and their applications. Environ. Res. Lett. 15. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab89d7

Bjørn, A., Margni, M., Roy, P.O., Bulle, C., Hauschild, M.Z., 2016. A proposal to measure absolute environmental sustainability in life cycle assessment. Ecol. Indic. 63, 1–13. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.046

Bjørn, A., Sim, S., King, H., Patouillard, L., Margni, M., Hauschild, M.Z., Ryberg, M., 2020b. Life cycle assessment applying planetary and regional boundaries to the process level: a model case study. Int. J. Life Cycle Assess. 25, 2241–2254. https://doi.org/10.1007/s11367-020-01823-8

Blanc, I., Guermont, C., Menard, L., Calkoen, C., Zelle, H., 2012. Web tool for energy policy decision-making through geo-localized LCA models: A focus on offshore wind farms in Northern Europe. Enviroinfo 2012 1–8.

Boone, L., Roldán-Ruiz, I., Van linden, V., Muylle, H., Dewulf, J., 2019. Environmental sustainability of conventional and organic farming: Accounting for ecosystem services in life cycle assessment. Sci. Total Environ. 695. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133841

Botequilha Leitão, A., Ahern, J., 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. Landsc. Urban Plan. 59, 65–93. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00005-1

Boulay, A.-M., Benini, L., Sala, S., 2020. Marginal and non-marginal approaches in characterization : how context and scale affect the selection of an adequate characterization model . The AWARE model example. Int. J. Life Cycle Assess. 25, 2380–2392.

Boulay, A.M., Bulle, C., Bayart, J.B., Deschênes, L., Margni, M., 2011. Regional characterization of freshwater use in LCA: Modeling direct impacts on human health. Environ. Sci. Technol. 45, 8948–8957. https://doi.org/10.1021/es1030883

Brand, C., Bricas, N., Conaré, D., Daviron, J., Debru, J., Michel, L., Soulard, C.T., 2019. Designing Urban Food Policies. Concepts and Approaches. Springer, 142 p.

Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A.M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kashef-Haghighi, S., Kounina, A., Laurent, A., Levasseur, A., Liard, G., Rosenbaum, R.K., Roy, P.O., Shaked, S., Fantke, P., Jolliet, O., 2019. IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. Int. J. Life Cycle Assess. 24, 1653–1674. https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0

Cao, V., Margni, M., Favis, B.D., Deschênes, L., 2015. Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services. J. Clean. Prod. 94, 56–66. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.041

Castellani, V., Beylot, A., Sala, S., 2019. Environmental impacts of household consumption in Europe: Comparing process-based LCA and environmentally extended input-output analysis. J. Clean. Prod. 240. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117966

Caurla, S., 2012. Modélisation de la filière forêt-bois françaiseÉvaluation des impacts des politiques climatiques. http://www.theses.fr.

Chaudhary, A., Verones, F., de Baan, L., Hellweg, S., 2015. Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. Environ. Sci. Technol. 150731152040004. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02507

Chiffoleau, Y., Dourian, T., 2020. Sustainable food supply chains: Is shortening the answer? a literature review for a research and innovation agenda. Sustain. 12, 1–21. https://doi.org/10.3390/su12239831

Cimprich, A., Schrijvers, D., Sonderegger, T., Bach, V., Berger, M., Helbig, C., Thorenz, A., Sonnemann, G., Young, S.B., 2019. Raw material criticality assessment as a complement to environmental life cycle assessment Examining methods for product-level supply risk assessment. J. Ind. Ecol. 23, 1226–1236. https://doi.org/10.1111/jiec.12865

Commission Européenne, 2009. Rapport de la commission au Conseil, au parlement européen, au comité économique et social européen et au comité des régions sur l'application et l'efficacité de la directive relative à l'évaluation stratégique environnementale (directive 2001/42/CE). Bruxelles, Belgique.

Costanza, R., Kubiszewski, I., Ervin, D., Bluffstone, R., Boyd, J., Brown, D., Chang, H., Dujon, V., Granek, E., Polasky, S., Shandas, V., Yeakley, A., 2011. Valuing ecological systems and services. F1000 Biol. Rep. 3.

Damiani, M., Lamouroux, N., Pella, H., Roux, P., Loiseau, E., Rosenbaum, R.K., 2019. Spatialized freshwater ecosystem life cycle impact assessment of water consumption based on instream habitat change modeling. Water Res. 163. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114884

Damiani, M., Núñez, M., Roux, P., Loiseau, E., Rosenbaum, R.K., 2018. Addressing water needs of freshwater ecosystems in life cycle impact assessment of water consumption: state of the art and applicability of ecohydrological approaches to ecosystem quality characterization. Int. J. Life Cycle Assess. 1–18. https://doi.org/10.1007/s11367-017-1430-8

Damiani, M., Roux, P., Loiseau, E., Lamouroux, N., Pella, H., Morel, M., Rosenbaum, R.K., 2021. A high-resolution life cycle impact assessment model for continental freshwater habitat change due to water consumption. Sci. Total Environ. 146664. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146664

de Baan, L., Mutel, C.L., Curran, M., Hellweg, S., Koellner, T., 2013. Land use in life cycle assessment: global characterization factors based on regional and global potential species extinction. Environ.

Sci. Technol. 47, 9281–90. https://doi.org/10.1021/es400592q

de Boer, B.F., Rodrigues, J.F.D., Tukker, A., 2019. Modeling reductions in the environmental footprints embodied in European Union's imports through source shifting. Ecol. Econ. 164, 106300. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.04.012

De Schryver, A.M., Goedkoop, M.J., Leuven, R.S.E.W., Huijbregts, M. a J., 2010. Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. Int. J. Life Cycle Assess. 15, 682–691. https://doi.org/10.1007/s11367-010-0205-2

Droste, N., Hansjurgens, B., Kuikman, P., Otter, N., Antikainen, R., Leskinen, P., Pitk??nen, K., Saikku, L., Loiseau, E., Thomsen, M., 2016. Steering innovations towards a green economy: Understanding government intervention. J. Clean. Prod. 135, 426–434. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.123

EC-JRC, 2010. ILCD Handbook - General guide on LCA - Detailed guidance. Luxembourg. https://doi.org/10.2788/38479

Eder, P., Narodoslawsky, M., 1999. What environmental pressures are a region's industries responsible for? A method of analysis with descriptive indices and input–output models. Ecol. Econ. 29, 359–374. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00092-5

El Chami, D., Daccache, A., 2015. Assessing sustainability of winter wheat production under climate change scenarios in a humid climate - An integrated modelling framework. Agric. Syst. 140, 19–25. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.08.008

European Commission, 2012. Communication from the Commission of the European Parliament, the Council, the European economic and social Committee and the Committee of the Regions: "Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe." Brussels.

Ferng, J.-J., 2003. Allocating the responsibility of CO2 over-emissions from the perspectives of benefit principle and ecological deficit. Ecol. Econ. 46, 121–141. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(03)00104-6

Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. J. Environ. Manage. 91, 1–21. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018

Folke, C., Carpenter, S.R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T., Rockstrom., J., 2010. Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. Ecology and Society 15(4): Nat. Nanotechnol. 15, 20.

Font Vivanco, D., van der Voet, E., 2014. The rebound effect through industrial ecology's eyes: a review of LCA-based studies. Int. J. Life Cycle Assess. 19, 1933–1947. https://doi.org/10.1007/s11367-014-0802-6

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., de Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I : Characterisation. Netherlands.

Goldstein, B., Birkved, M., Fern, J., 2016. Surveying the Environmental Footprint of Urban Food Consumption. J. Ind. Ecol. 21. https://doi.org/10.1111/jiec.12384

Gondran, N., Boutaud, A., 2014. Bienvenue dans l'anthropocène ? : L'humanité confrontée auxlimites de la biosphère. La future métropole vue par 50 contributeurs, pp. 160-164. emse-01086004.

González-García, S., Caamaño, M.R., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2021. Environmental profile of the municipality of Madrid through the methodologies of Urban Metabolism and Life Cycle Analysis. Sustain. Cities Soc. 64. https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102546

Gregson, N., Crang, M., Fuller, S., Holmes, H., 2015. Interrogating the circular economy: the moral economy of resource recovery in the EU. Econ. Soc. 44, 218–243.

https://doi.org/10.1080/03085147.2015.1013353

Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberg, T., 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. Environ. Sci. Technol. 45, 90–96. https://doi.org/10.1021/es101316v

Haines-Young, R., Potschin, M., 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. Report to the European Environment Agency. EEA Framework Contract No: EEA/IEA/09/003. https://doi.org/10.1093/nq/s3-XII.307.392-a

Hanafiah, M.M., Xenopoulos, M. a, Pfister, S., Leuven, R.S.E.W., Huijbregts, M. a J., 2011. Characterization factors for water consumption and greenhouse gas emissions based on freshwater fish species extinction. Environ. Sci. Technol. 45, 5272–8. https://doi.org/10.1021/es1039634

Hanski, I., Zurita, G. a, Bellocq, M.I., Rybicki, J., 2013. Species-fragmented area relationship. Pnas 110, 12715–20. https://doi.org/10.1073/pnas.1311491110

Hauschild, M.Z., 2015. Better - but is it good enough? On the need to consider both eco-efficiency and eco-effectiveness to gauge industrial sustainability. Procedia CIRP 29, 1–7. https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.02.126

Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Ierland, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. Ecol. Econ. 57, 209–228. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005

Hélias, A., Langlois, J., Fréon, P., 2018. Fisheries in life cycle assessment: Operational factors for biotic resources depletion. Fish Fish. 19, 951–963. https://doi.org/10.1111/faf.12299

Hellweg, S., Milà i Canals, L., 2014. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. Science (80-.). 344, 1109–1113. https://doi.org/10.1126/science.1248361

Hofstetter, P., 1998. Perspectives in Life Cycle Impact Assessment: A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere. Springer.

ISO, 2006a. ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. Geneva, Switzerland.

ISO, 2006b. ISO 14040. Environmental management — life cycle assess- ment — principles and framework.

Kinley, R., 2017. Climate change after Paris: from turning point to transformation. Clim. Policy 17, 9–15. https://doi.org/10.1080/14693062.2016.1191009

Koellner, T., Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., Canals, L.M., Saad, R., Souza, D.M., Müller-Wenk, R., 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. Int. J. Life Cycle Assess. https://doi.org/10.1007/s11367-013-0579-z

Laganier, R., Villalba, B., Zuindeau, B., 2002. Le développement durable face au territoire: éléments pour une recherche pluridisciplinaire. Développement durable Territ. 1.

Lamouroux, N., Capra, H., 2002. Simple predictions of instream habitat model ouputs for target fish populations. Freshw. Biol. 47, 1543–1556. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00879.x

Lamouroux, N., Souchon, Y., 2002. Simple predictions of instream habitat model outputs for fish habitat guilds in large streams. Freshw. Biol. 47, 1531–1542. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00879.x

Larrey-lassalle, P., Catel, L., Roux, P., Rosenbaum, R.K., Lopez-Ferber, M., Junqua, G., Loiseau, E., 2017. An innovative implementation of LCA within the EIA procedure: lessons learned from two wastewater treatment plant case studies. Environ. Impact Assess. Rev. 63, 95–106. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.12.004

Larrey-Lassalle, P., Esnouf, A., Roux, P., Lopez-Ferber, M., Rosenbaum, R.K., Loiseau, E., 2018a. A methodology to assess habitat fragmentation effects through regional indexes: Illustration with forest biodiversity hotspots. Ecol. Indic. 89, 543–551. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.068

Larrey-Lassalle, P., Loiseau, E., Roux, P., Lopez-Ferber, M., Rosenbaum, R.K., 2018b. Developing characterisation factors for land fragmentation impacts on biodiversity in LCA: key learnings from a sugarcane case study. Int. J. Life Cycle Assess. 23, 2126–2136. https://doi.org/10.1007/s11367-018-1449-5

Lavers, A., Kalmykova, Y., Rosado, L., Oliveira, F., Laurenti, R., 2017. Selecting representative products for quantifying environmental impacts of consumption in urban areas. J. Clean. Prod. 162, 34–44. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.030

Leão, S., Roux, P., Loiseau, E., Junqua, G., Rosenbaum, R.K., 2019a. Operationalisation and application of water supply mix (WSmix) at worldwide scale: how does WSmix influence the environmental profile of water supply for different users? Int. J. Life Cycle Assess. 24, 2255–2267. https://doi.org/10.1007/s11367-019-01630-w

Leão, S., Roux, P., Loiseau, E., Junqua, G., Sferratore, A., Penru, Y., Rosenbaum, R.K., 2019b. Prospective Water Supply Mix for Life Cycle Assessment and Resource Policy Support-Assessment of Forecasting Scenarios Accounting for Future Changes in Water Demand and Availability. Environ. Sci. Technol. 53, 1374–1384. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04071

Leão, S., Roux, P., Núñez, M., Loiseau, E., Junqua, G., Sferratore, A., Penru, Y., Rosenbaum, R.K., 2018. A worldwide-regionalised water supply mix (WSmix) for life cycle inventory of water use. J. Clean. Prod. 172, 302–313. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.135

Lenzen, M., Murray, J., Sack, F., Wiedmann, T., 2007. Shared producer and consumer responsibility — Theory and practice. Ecol. Econ. 61, 27–42. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.05.018

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. J. Clean. Prod. 176, 474–485. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.169

Loiseau, E., Colin, M., Alaphilippe, A., Coste, G., Roux, P., 2020. To what extent are Short Food Supply Chains (SFSCs) environmentally friendly? Application to French apple distribution using Life Cycle Assessment. J. Clean. Prod. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124166

Loiseau, E., Junqua, G., Roux, P., Bellon-Maurel, V., 2012. Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods. J. Environ. Manage. 112, 213–225. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.024

Loiseau, E., Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., Bellon-Maurel, V., 2014. Implementation of an adapted LCA framework to environmental assessment of a territory: Important learning points from a French Mediterranean case study. J. Clean. Prod. 80, 17–29. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.059

Loiseau, E., Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., Bellon-Maurel, V., 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. Int. J. Life Cycle Assess. 18, 1533–1548. https://doi.org/10.1007/s11367-013-0588-y

Loiseau, E., Saikku, L., Antikainen, R., Droste, N., Hansjürgens, B., Pitkänen, K., Leskinen, P., Kuikman, P., Thomsen, M., 2016. Green economy and related concepts: An overview. J. Clean. Prod. 139, 361–371. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.024

Maia de Souza, D., Lopes, G.R., Hansson, J., Hansen, K., 2018. Ecosystem services in life cycle assessment: A synthesis of knowledge and recommendations for biofuels. Ecosyst. Serv. 30, 200–210. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.014

Mancini, L., Benini, L., Sala, S., 2018. Characterization of raw materials based on supply risk indicators

for Europe. Int. J. Life Cycle Assess. 23, 726–738. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1137-2

Martínez-Blanco, J., Inaba, A., Quiros, A., Valdivia, S., Milà-i-Canals, L., Finkbeiner, M., 2015. Organizational LCA: the new member of the LCA family—introducing the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative guidance document. Int. J. Life Cycle Assess. 10–12. https://doi.org/10.1007/s11367-015-0912-9

McCormick, K., Kautto, N., 2013. The Bioeconomy in Europe: An Overview. Sustainability 5, 2589–2608. https://doi.org/10.3390/su5062589

Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens, W., 1972. The limits to growth - A report for the club of Rome's project on the predicament of mankinf. https://doi.org/10.4324/9781849773119

Mendoza Beltran, A., Cox, B., Mutel, C., van Vuuren, D.P., Font Vivanco, D., Deetman, S., Edelenbosch, O.Y., Guinée, J., Tukker, A., 2020. When the Background Matters: Using Scenarios from Integrated Assessment Models in Prospective Life Cycle Assessment. J. Ind. Ecol. 24, 64–79. https://doi.org/10.1111/jiec.12825

Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R.F., 2007. Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA Land Use in LCA. Int. J. Life Cycle Assess. 12, 5–15.

Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2020. Stratégie Nationale Bas Carbone.

Mirabella, N., Allacker, K., Sala, S., 2019. Current trends and limitations of life cycle assessment applied to the urban scale: critical analysis and review of selected literature. Int. J. Life Cycle Assess. 24, 1174–1193. https://doi.org/10.1007/s11367-018-1467-3

Moine, A., 2006. Le territoire comme un système complexe : un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie. Espace. Geogr. 35, 115–132.

Muradian, R., O'Connor, M., Martinez-Alier, J., 2002. Embodied pollution in trade: estimating the 'environmental load displacement' of industrialised countries. Ecol. Econ. 41, 51–67. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00281-6

Mutel, C.L., Hellweg, S., 2009. Regionalized Life Cycle Assessment: Computational Methodology and Application to Inventory Databases. Environ. Sci. Technol. 43, 5797–5803. https://doi.org/10.1021/es803002j

Niero, M., Ingvordsen, C.H., Jørgensen, R.B., Hauschild, M.Z., 2015a. How to manage uncertainty in future Life Cycle Assessment (LCA) scenarios addressing the effect of climate change in crop production. J. Clean. Prod. 107, 693–706. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.061

Niero, M., Ingvordsen, C.H., Peltonen-Sainio, P., Jalli, M., Lyngkjær, M.F., Hauschild, M.Z., Jørgensen, R.B., 2015b. Eco-efficient production of spring barley in a changed climate: A Life Cycle Assessment including primary data from future climate scenarios. Agric. Syst. 136, 46–60. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.02.007

Núnez, M., Rosenbaum, R.K., Karimpour, S., Boulay, A.M., Lathuillière, M.J., Margni, M., Scherer, L., Verones, F., Pfister, S., 2018. A Multimedia Hydrological Fate Modeling Framework to Assess Water Consumption Impacts in Life Cycle Assessment. Environ. Sci. Technol. 52, 4658–4667. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05207

Olsen, S.I., Borup, M., Andersen, P.D., 2018. Future-oriented LCA, in: Hauschild, M.Z., Rosenbaum, R.K., Olsen, S.I. (Eds.), Life Cycle Assessment: Theory and Practice. Springer, pp. 499–518.

Othoniel, B., Rugani, B., Heijungs, R., Benetto, E., Withagen, C., 2016. Assessment of Life Cycle Impacts on Ecosystem Services: Promise, Problems, and Prospects. Environ. Sci. Technol. 50, 1077–1092. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03706

Paillard, S., Treyer, S., Dorin, B., 2011. Agrimonde: Scenrios and challenges for feeding the World in 2050. Versailles, Quae.

PAS 2070, 2014. PAS 2070: 2013 - Specification for the Assessment of Greenhouse Gas Emissions of

a City. British Standards Institute.

Pehnt, M., 2006. Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. Renew. Energy 31, 55–71. https://doi.org/10.1016/j.renene.2005.03.002

Perignon, M., Sinfort, C., El Ati, J., Traissac, P., Drogué, S., Darmon, N., Amiot, M.-J., and the MEDINA study group, 2019. How to meet nutritional recommendations and reduce diet environmental impact in the Mediterranean region? An optimization study to identify more sustainable diets in Tunisia. Glob. Food Sec. 23, 227–235. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.07.006

Pernollet, F., Coelho, C.R. V, Werf, H.M.G. Van Der, 2017. Methods to simplify diet and food life cycle inventories : Accuracy versus data-collection resources. J. Clean. Prod. 140, 410–420. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.111

Pfister, S., Koehler, A., Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. Environ. Sci. Technol. 43, 4098–4104. https://doi.org/10.1021/es802423e

Pieratti, E., Paletto, A., De Meo, I., Fagarazzi, C., Giovannini, M.R.M., 2019. Assessing the forest-wood chain at local level: A multi-criteria decision analysis (MCDA) based on the circular bioeconomy principles. Ann. For. Res. 62, 123–138. https://doi.org/10.15287/afr.2018.1238

Pitkänen, K., Antikainen, R., Droste, N., Loiseau, E., Saikku, L., Aissani, L., Hansjürgens, B., Kuikman, P.J., Leskinen, P., Thomsen, M., 2016. What can be learned from practical cases of green economy? –studies from five European countries. J. Clean. Prod. 139, 666–676. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.071

Pizzol, M., 2015. Life Cycle Assessment and the Resilience of Product Systems. J. Ind. Ecol. 19, 296–306. https://doi.org/10.1111/jiec.12254

Potting, J., Hauschild, M., 1997. Spatial differentiation in life-cycle assessment via the site-dependent characterisation of environmental impact from emissions. Int. J. Life Cycle Assess. 2, 209–216. https://doi.org/10.1007/BF02978417

Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. Int. J. Life Cycle Assess. 13, 290–300. https://doi.org/10.1007/s11367-008-0008-x

Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.-P., Suh, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W., 2004. Life cycle assessment - Part I: framework, goal and scope definition, inventory analysis and applications. Environ. Int. 30, 701–720. https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009a. A safe operating space for humanity. Nature 461, 472–475.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S.I., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., Wit, C.A. de, Hughes, T., Leeuw, S. van der, Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J., 2009b. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. Ecol. Soc. 14, 32.

Roibás, L., Loiseau, E., Hospido, A., 2018a. A simplified approach to determine the carbon footprint of a region: Key learning points from a Galician study. J. Environ. Manage. 217, 832–844. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.039

Roibás, L., Loiseau, E., Hospido, A., 2018b. On the feasibility and interest of applying territorial Life Cycle Assessment to determine subnational normalisation factors. Sci. Total Environ. 626, 1086–1099. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.126

Roibás, L., Loiseau, E., Hospido, A., 2017. Determination of the carbon footprint of all Galician production and consumption activities: Lessons learnt and guidelines for policymakers. J. Environ. Manage. 198, 289–299. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.071

Rugani, B., Maia de Souza, D., Weidema, B.P., Bare, J., Bakshi, B., Grann, B., Johnston, J.M., Pavan, A.L.R., Liu, X., Laurent, A., Verones, F., 2019. Towards integrating the ecosystem services cascade framework within the Life Cycle Assessment (LCA) cause-effect methodology. Sci. Total Environ. 690, 1284–1298. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.023

Saad, R., Koellner, T., Margni, M., 2013. Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. Int. J. Life Cycle Assess. 18, 1253–1264. https://doi.org/10.1007/s11367-013-0577-1

Sala, S., Castellani, V., 2019. The consumer footprint: Monitoring sustainable development goal 12 with process-based life cycle assessment. J. Clean. Prod. 240. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118050

Sala, S., Crenna, E., Secchi, M., Sanyé-Mengual, E., 2020. Environmental sustainability of European production and consumption assessed against the Planetary Boundaries. J. Environ. Manage. Forthcomin.

Scherer, L., de Koning, A., Tukker, A., 2019. BRIC and MINT countries' environmental impacts rising despite alleviative consumption patterns. Sci. Total Environ. 665, 52–60. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.103

Schmidt, J.H., Weidema, B.P., Brandão, M., 2015. A framework for modelling indirect land use changes in Life Cycle Assessment. J. Clean. Prod. 99, 230–238. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.013

Schrijvers, D., Hool, A., Blengini, G.A., Chen, W.Q., Dewulf, J., Eggert, R., van Ellen, L., Gauss, R., Goddin, J., Habib, K., Hagelüken, C., Hirohata, A., Hofmann-Amtenbrink, M., Kosmol, J., Le Gleuher, M., Grohol, M., Ku, A., Lee, M.H., Liu, G., Nansai, K., Nuss, P., Peck, D., Reller, A., Sonnemann, G., Tercero, L., Thorenz, A., Wäger, P.A., 2020. A review of methods and data to determine raw material criticality. Resour. Conserv. Recycl. 155. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104617

Scott Cato, M., 2009. Green Economics. An Introduction to Theory, Policy and Practice. Earthscan.

Seppälä, J., Melanen, M., Mäenpää, I., Koskela, S., Tenhunen, J., Hiltunen, M., 2005. How Can the Eco-efficiency of a Region be Measured and Monitored ? J. Ind. Ecol. 9, 117–130.

Seyfang, G., 2003. Environmental mega-conferences - From Stockholm to Johannesburg and beyond. Glob. Environ. Chang. 13, 223–228. https://doi.org/10.1016/S0959-3780(03)00006-2

Sonnemann, G., Gemechu, E.D., Adibi, N., De Bruille, V., Bulle, C., 2015. From a critical review to a conceptual framework for integrating the criticality of resources into Life Cycle Sustainability Assessment. J. Clean. Prod. 94, 20–34. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.082

Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., Ludwig, C., 2015a. The trajectory of the anthropocene: The great acceleration. Anthr. Rev. 2, 81–98. https://doi.org/10.1177/2053019614564785

Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., Mcneill, J., 2011. The anthropocene: Conceptual and historical perspectives. Philos. Trans. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci. 369, 842–867. https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0327

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., De Vries, W., De Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015b. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. Science (80-.). 347. https://doi.org/10.1126/science.1259855

Teixeira, R.F.M., 2014. Which species count? reflections on the concept of species richness for biodiversity endpoints in LCA. Chem. Eng. Trans. 42, 133–138.

https://doi.org/10.3303/CET1442023

Tendall, D.M., Gaillard, G., 2015. Environmental consequences of adaptation to climate change in Swiss agriculture: An analysis at farm level. Agric. Syst. 132, 40–51. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.09.006

Tendall, D.M., Hellweg, S., Pfister, S., Huijbregts, M. a J., Gaillard, G., 2014. Impacts of river water consumption on aquatic biodiversity in life cycle assessment--a proposed method, and a case study for Europe. Environ. Sci. Technol. 48, 3236–44. https://doi.org/10.1021/es4048686

The Ellen MacArthur Foundation, 2012. Towards circular economy: Economic and business rationale for an accelerated transition.

Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., de Koning, A., Van Oers, L., Suh, S., Geerken, T., Van Holderbeke, M., Jansen, B., Nielsen, P., 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25.

Turner, G.M., 2008. A comparison of The Limits to Growth with 30 years of reality. Glob. Environ. Chang. 18, 397–411. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.05.001

Ulanowicz, R.E., 2004. Quantitative methods for ecological network analysis. Comput. Biol. Chem. 28, 321–339. https://doi.org/10.1016/j.compbiolchem.2004.09.001

UN, 2015. Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development, available at https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/ transformingourworld/publication.

van der Giesen, C., Cucurachi, S., Guinée, J., Kramer, G.J., Tukker, A., 2020. A critical view on the current application of LCA for new technologies and recommendations for improved practice. J. Clean. Prod. 259. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120904

Van Der Werf, H.M.G., Garnett, T., Corson, M.S., Hayashi, K., Huisingh, D., Cederberg, C., 2014. Towards eco-efficient agriculture and food systems : theory , praxis and future challenges. J. Clean. Prod. 73, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.017

Vargas-Gonzalez, M., Witte, F., Martz, P., Gilbert, L., Humbert, S., Jolliet, O., van Zelm, R., L'Haridon, J., 2019. Operational Life Cycle Impact Assessment weighting factors based on Planetary Boundaries: Applied to cosmetic products. Ecol. Indic. 107. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105498

Verones, F., Bare, J., Bulle, C., Frischknecht, R., Hauschild, M., Hellweg, S., Henderson, A., Jolliet, O., Laurent, A., Liao, X., Lindner, J.P., Maia de Souza, D., Michelsen, O., Patouillard, L., Pfister, S., Posthuma, L., Prado, V., Ridoutt, B., Rosenbaum, R.K., Sala, S., Ugaya, C., Vieira, M., Fantke, P., 2017. LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. J. Clean. Prod. 161, 957–967. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.206

Verones, F., Hellweg, S., Antón, A., Azevedo, L.B., Chaudhary, A., Cosme, N., Cucurachi, S., de Baan, L., Dong, Y., Fantke, P., Golsteijn, L., Hauschild, M., Heijungs, R., Jolliet, O., Juraske, R., Larsen, H., Laurent, A., Mutel, C.L., Margni, M., Núñez, M., Owsianiak, M., Pfister, S., Ponsioen, T., Preiss, P., Rosenbaum, R.K., Roy, P.O., Sala, S., Steinmann, Z., van Zelm, R., Van Dingenen, R., Vieira, M., Huijbregts, M.A.J., 2020. LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. J. Ind. Ecol. 1–19. https://doi.org/10.1111/jiec.13018

Walzberg, J., Dandres, T., Merveille, N., Cheriet, M., Samson, R., 2020. Should we fear the rebound effect in smart homes? Renew. Sustain. Energy Rev. 125. https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109798

Weidema, B.P., Schmidt, J., Fantke, P., Pauliuk, S., 2018. On the boundary between economy and environment in life cycle assessment. Int. J. Life Cycle Assess. 23, 1839–1846. https://doi.org/10.1007/s11367-017-1398-4

Wiedmann, T., Lenzen, M., Turner, K., Barrett, J., 2007. Examining the global environmental impact of regional consumption activities — Part 2: Review of input–output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade. Ecol. Econ. 61, 15–26.

https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.12.003

Wiggering, H., Müller, K., Werner, A., Helming, K., 2003. The Concept of Multifunctionality in Sustainable Land Development, in: Helming, K., Wiggering, H. (Eds.), Sustainable Development of Multifunctional Landscapes. Springer Berlin / Heidelberg, pp. 3–18. https://doi.org/10.1007/978-3-662-05240-2_1

Wilcove, D.S., McLellan, C.H., Dobson, A.P., 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone, in: Soulé, M.E. (Ed.), Conservation Biology - The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer Associates, Inc., pp. 237–256.

Woods, J.S., Damiani, M., Fantke, P., Henderson, A.D., Johnston, J.M., Bare, J., Sala, S., Maia de Souza, D., Pfister, S., Posthuma, L., Rosenbaum, R.K., Verones, F., 2018. Ecosystem quality in LCIA: status quo, harmonization, and suggestions for the way forward. Int. J. Life Cycle Assess. 23, 1995–2006. https://doi.org/10.1007/s11367-017-1422-8

World Commission on Environment and Development, 1987. Our common future. Oxford.

WRI, WBCSD, 2004. The Greenhouse Gas Protocol - A Corporate Accounting and Reporting Standard, Revised Edition.

Zamagni, A., Guinée, J., Heijungs, R., Masoni, P., Raggi, A., 2012. Lights and shadows in consequential LCA. Int. J. Life Cycle Assess. 17, 904–918. https://doi.org/10.1007/s11367-012-0423-x