



Développement de la méthode analyse du cycle de vie territoriale spatialisée (ACVTS) appliquée à l'agriculture. Cas d'étude des bassins versants de la lieue de grève, Bretagne, France.

Laure Nitschelm

► To cite this version:

Laure Nitschelm. Développement de la méthode analyse du cycle de vie territoriale spatialisée (ACVTS) appliquée à l'agriculture. Cas d'étude des bassins versants de la lieue de grève, Bretagne, France.. Etudes de l'environnement. Agrocampus Ouest, 2016. Français. NNT : 2016NSARD079 . tel-02003360

HAL Id: tel-02003360

<https://theses.hal.science/tel-02003360>

Submitted on 1 Feb 2019

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.

AGRO CAMPUS

OUEST

Laure NITSCHHELM • 27 octobre 2016

Thèse AGROCAMPUS OUEST
sous le label de l'Université Bretagne Loire
pour obtenir le grade de
DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST
Spécialité Sciences de l'environnement

ÉCOLE DOCTORALE • Vie - Agro - Santé (VAS)
LABORATOIRE D'ACCUEIL • UMR 1069 INRA-AO
Sol Agro-hydrosystèmes et Spatialisation (SAS)

**Développement de la méthode
analyse du cycle de vie
territoriale spatialisée (ACVTS)
appliquée à l'agriculture.
Cas d'étude des bassins
versants de la Lieue de Grève,
Bretagne, France.**

Philippe LETERME

Professeur, AGROCAMPUS OUEST, UMR INRA-AO SAS /
président

Anne VENTURA

Chargée de recherche/HDR, Polytech Nantes / *rapporteur*

Claudine BASSET-MENS

Ingénieure de recherche/HDR, CIRAD Montpellier / *rapporteur*

Benoît GABRIELLE

Professeur, INRA AgroParisTech / *examineur*

Michel DURU

Directeur de recherche, INRA Toulouse / *examineur*

Christian WALTER

Professeur, AGROCAMPUS OUEST, UMR INRA-AO SAS /
directeur de thèse

Joël AUBIN

Ingénieur de recherche, INRA Rennes, UMR INRA-AO SAS /
co-encadrant

N° ordre : 2016-21

N° Série : D-79

THESE / AGROCAMPUS OUEST

Sous le label de l'Université Européenne de Bretagne

pour obtenir le diplôme de :

**DOCTEUR DE L'INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES AGRONOMIQUES,
AGRO-ALIMENTAIRES, HORTICOLES ET DU PAYSAGE**

Spécialité : Sciences de l'environnement

Ecole Doctorale : Vie Agro Santé

présentée par :

LAURE NITSCHHELM

**DEVELOPPEMENT DE LA METHODE ANALYSE DU CYCLE DE VIE
TERRITORIALE SPATIALISEE (ACVTS) APPLIQUEE A L'AGRICULTURE. CAS
D'ETUDE DES BASSINS VERSANTS DE LA LIEUE DE GREVE, BRETAGNE,
FRANCE.**

Soutenue le 27 octobre 2016 devant la commission d'Examen

Composition du jury :

Claudine BASSET-MENS	Rapporteur	Ingénieur de recherche, CIRAD
Anne VENTURA	Rapporteur	Directrice Chaire génie civil éco- construction, Université de Nantes
Benoît GABRIELLE	Examineur	Professeur INRA / AgroParisTech
Michel DURU	Examineur	Directeur de recherche, INRA
Philippe LETERME	Examineur	Professeur, Agrocampus Ouest
Christian WALTER	Directeur de thèse	Professeur, Agrocampus Ouest
Joël AUBIN	Co-encadrant	Ingénieur de recherche, INRA

Pour mon Papa.

Remerciements

Trois ans de thèse, on a l'impression que c'est une éternité, qu'on « a le temps ». En réalité, ça passe à une vitesse... Si mon moi du futur m'avait dit à la sortie de mon école d'ingénieur que je ferais une thèse, je lui aurais sûrement rit au nez. S'engager dans une thèse, quelle idée ! Et pourtant me voilà, trois ans après, à écrire ces quelques mots. Durant ces trois ans, j'ai eu l'occasion de rencontrer énormément de personnes avec qui j'ai collaboré, qui m'ont aidée dans mon travail, ou avec qui j'ai tout simplement passé de bons moments. C'est l'occasion de tous vous remercier !

Je commence donc par remercier mon directeur de thèse, Christian Walter, et mes encadrants, Joël Aubin, Michael Corson et Valérie Viaud. J'ai eu la chance d'avoir une très bonne équipe encadrante, qui m'ont soutenu du début jusqu'à la fin de cette thèse. Merci à Christian pour ses conseils, et son avis de non-ACViste qui a donné un éclairage très intéressant tout au long de cette thèse. Merci à Joël pour sa disponibilité et ses conseils ; je ne compte plus le nombre de fois où je suis allée toquer à sa porte de bureau. Merci à Valérie pour ses mots justes et pour m'avoir toujours aiguillé sur le bon chemin dans les moments de doute. Enfin, merci à Michael pour sa patience, sa gentillesse et son aide dans le développement des macros Excel, sans lesquelles l'extraction des données issues de Syst'N aurait été fastidieuse ! Et un merci commun pour vos relectures respectives toujours pertinentes que ce soit des articles ou du manuscrit de thèse.

Un grand merci aux membres de mon comité de thèse pour les discussions fructueuses qui ont permis de faire avancer la thèse dans la bonne direction : Lynda Aissani (Irstea Rennes), Françoise Burel (CNRS Rennes), Chantal Gascuel (INRA Rennes), Philippe Roux (Irstea Montpellier) et Françoise Vertès (INRA Quimper). Je remercie de plus Claudine Basset-Mens (CIRAD) et Anne Ventura (Université de Nantes) qui ont accepté d'être mes rapporteuses de thèse, ainsi que Michelle Duru (INRA Toulouse), Benoit Garbielle (INRA Thiverval-Grignon) et Philippe Leterme (Agrocampus Ouest) pour avoir accepté de faire partie du jury de ma thèse.

Quand j'ai commencé ma thèse, je me disais que ce serait trois ans de travail toute seule, derrière son bureau. Que nenni ! Cette thèse n'aurait jamais vu le jour sans la collaboration avec des scientifiques de l'UMR SAS, et d'autres horizons. Pour toutes ces histoires d'algues vertes et d'eutrophisation, je remercie grandement pour l'UMR SAS : Patrick Durand pour

l'aide sur le modèle INCA, ainsi que Pierre-Louis Legeay et Chantal Gascuel pour leur aide sur le modèle Nutting ; et pour les non-UMR Sassiens : Lynda Aissani et Samuel Le Féon. Ce fut un plaisir de collaborer avec vous sur ce projet ! Pour la partie la plus ardue de ma thèse (en tout cas pour moi), le calcul d'émissions d'azote avec Syst'N, je voudrais remercier grandement Virginie Parnaudeau qui a donné beaucoup de son temps pour m'aider. Cette partie n'aura pas été de tout repos, mais finalement, on en est venu à bout. Merci à Françoise Vertès pour son aide sur le post-traitement des résultats et sur la rédaction de l'article « Syst'N » ; tu as l'œil pour repérer les incohérences !

Mes trois années de thèse n'auraient pas été les mêmes sans mon intégration dans l'UMR SAS, et dans l'équipe ASAE. Une grande force de l'UMR SAS, c'est l'accueil qui est fait aux non permanents. J'ai pu assister aux différents événements de l'unité, et notamment à la création et la mise en place du nouveau projet d'UMR. Merci à tous l'UMR et merci à toute l'équipe ASAE à laquelle je me suis sentie intégrée dès le début !

Un merci aux trois stagiaires que j'ai encadrés, Clément Dupont et Dorine Tea, et co-encadré, Nicolas Faure, pour votre super travail. Vous étiez mes premières expériences en encadrement (à peine 1 à 2 ans après avoir fini mon dernier stage, groupés) !

Big up aux résidents du bureau 14 : Thibault Salou (et son amour des dauphins et poneys), Blandine Robert et Louise Forteau. J'espère que la chanson du vendredi continuera à résonner dans les murs de ce bureau bien après mon départ ☺ J'en profite pour remercier les collègues de « midi jeu » avec qui j'ai passé de très bons moments (et des parties de tarot épiques) : Alexandre, Anna, Blandine, Caroline, Julie, Laurène, Louise F, Louise P, Lucille, Marianna, Marine, Patricia, Sébastien, Thomas et Véronique ainsi que tous les stagiaires qui ont partagé ces mercredi-midis avec nous.

Et parce que, même en thèse, on a une vie en dehors du boulot, j'aimerais remercier mes amis. D'abord un grand merci à toute la team des « dessineux » parisiens : Marie, Marion L, Aloyse, Charles et Marion B avec qui j'ai passé de super moments (comme s'enliser les pieds au Mont Saint Michel). Grâce à vous, j'ai continué le dessin et les conventions pendant ces trois années de thèse et je dois dire que c'était une bonne bouffée d'oxygène. Merci au groupe de l'ENSCR, Julie, Christelle, Kelly, Fanny et Lenaig pour nos réunions skype régulières. Un jour on arrivera à toutes se retrouver en chair et en os ! Et une pensée particulière pour Anne-Elodie, qui a commencé sa thèse en même temps que moi et avec qui j'ai régulièrement échangé sur les joies (et les galères) d'être doctorant.

Last but not least, un merci à ma famille et à Samy pour leur soutien sans faille et pour avoir toujours cru en moi, même quand mon sur-moi n'y croyait pas !

Résumé

L'agriculture est une activité humaine associée à de nombreux impacts environnementaux, qu'ils soient locaux comme l'eutrophisation ou globaux comme le changement climatique. En France, la question environnementale en agriculture est liée au besoin d'accompagnement des politiques publiques destinées à la protection des ressources naturelles. Dans une optique d'aide à la décision, il est nécessaire de prendre en compte une échelle spatiale adaptée pour évaluer l'impact de l'agriculture sur l'environnement. Dans cette thèse, nous posons le principe que cette « échelle spatiale adaptée » est le territoire agricole et qu'elle doit être intégrée aux analyses environnementales. L'analyse du cycle de vie (ACV) est identifiée comme une méthode pertinente pour évaluer le bilan environnemental d'un territoire de par son caractère multicritère et agrégatif. Cependant, l'ACV est une méthode globale (non spatialisée) qui ne prend pas en compte les caractéristiques biophysiques du milieu (ex : type de sol, pente, climat) dans ses étapes de calcul des émissions et des impacts, caractéristiques qui varient à l'intérieur des frontières d'un territoire. Le cadre de l'ACV nécessite donc des modifications pour pouvoir prendre en compte les spécificités locales du territoire et mieux représenter l'échelle de la décision : celle de l'exploitation agricole.

Les travaux de cette thèse se focalisent sur l'élaboration du cadre méthodologique de l'Analyse du cycle de vie territoriale spatialisée (ACVTS). Cette méthode intègre la spatialisation dans les différentes étapes de l'ACV pour réaliser un bilan environnemental d'un territoire. L'ACVTS se découpe en 6 étapes : (1) définir les objectifs de l'étude ainsi que la (ou les) fonction(s) et frontière(s) du territoire ; (2a) mettre en place une typologie des activités humaines basée sur le type de production (ex : fermes laitières ou de grandes cultures) ; (2b) définir une typologie des espaces « homogène » pour les émissions (ex : type de sol et climat pour les émissions d'azote) et pour les impacts (ex : baie ou rivière dans le cas de l'eutrophisation) ; (3) réaliser un inventaire du cycle de vie (ICV) spatialisé pour chaque type d'activités sur chaque type d'espace « homogène » ; (4) déterminer les impacts (AICV) spatialisés à partir de l'inventaire réalisé précédemment ; (5) représenter les résultats obtenus à l'aide de graphiques ou de cartes en incluant les impacts à l'intérieur et hors du territoire et (6) analyser les résultats obtenus.

L'ACVTS est ensuite appliquée au territoire de la Lieue de Grève, situé à l'ouest des Côtes d'Armor en Bretagne. La principale problématique de la Lieue de Grève est l'eutrophisation marine, phénomène localisé dans la baie du territoire. Les travaux de thèse se

focalisent donc, dans un premier temps, sur la spatialisation des émissions azotées au champ (étape ICV). L'utilisation de modèles dynamiques dépendant des caractéristiques biophysiques du milieu permet d'intégrer la variabilité spatiale du territoire dans le calcul des émissions d'azote. Dans un deuxième temps, une méthode de caractérisation régionalisée de l'eutrophisation d'eau douce et d'eau marine (étape AICV) est mise en place. Cette méthode de caractérisation intègre à la fois le devenir des polluants au sein du territoire et la sensibilité du milieu récepteur à l'impact potentiel. L'application sur le territoire de la Lieue de Grève a montré que la régionalisation de la méthode de caractérisation pour l'eutrophisation permet une évaluation plus proche des impacts réels ayant lieu sur un territoire. Enfin, une comparaison des résultats d'ACVTS avec des résultats d'ACV est menée. Cette comparaison met en avant l'intérêt de l'ACVTS par sa sensibilité à la variabilité spatiale des couples « système de production / type de sol ».

En conclusion, l'ACVTS permet une évaluation des impacts du territoire plus proches des impacts réels en intégrant les caractéristiques biophysiques du milieu dans les étapes d'ICV et d'AICV. L'ACVTS est donc particulièrement adaptée à l'étude de territoire agricole où activité humaine et environnement sont étroitement liés. Néanmoins, elle est gourmande en temps, en données et en expertise et nécessite de bien définir son adéquation au questionnement de l'étude.

Abstract

Agriculture is associated with many environmental impacts, both local (e.g., eutrophication) and global (e.g., climate change). In France, environmental issues of agriculture need to be addressed in concert with local policies for conserving natural resources. To help local stakeholders make decisions, it is necessary to assess environmental impacts of agriculture at a relevant spatial level. In this thesis, we posit that this “relevant spatial level” is the territorial level and that it needs to be integrated into environmental assessment. Due to its multicriteria and aggregative nature, life cycle assessment (LCA) is well-suited to assess environmental impacts of a territory. It is, however, a global method (i.e., non-spatialized) and does not consider biophysical characteristics of the surroundings (e.g., soil type, slope, climate) when estimating emissions and impacts. These biophysical characteristics vary within a territory’s boundaries. It is therefore necessary to modify the LCA framework to consider local characteristics of a territory and better represent farms, which are the level at which decisions are made.

This thesis focuses on development of the spatialized territorial LCA (STLCA) method, which spatializes each stage of LCA to assess environmental impacts of a territory. STLCA is divided into 6 steps: (1) define the goal and scope of study, including geographic boundaries and functions of the territory; (2) define typologies of agricultural activities (e.g., farm and land-use typologies) and the influence of the biophysical environment on emissions and impacts (e.g., zones of homogenous environmental characteristics); (3) define a spatialized life cycle inventory by combining activity types with environment types; (4) assess impacts for each environment type within the territory; (5) map impacts inside and outside the territory and (6) interpret results using contribution, sensitivity and uncertainty analyses.

STLCA is applied to the Lieue de Grève territory, located on the western edge of the Côtes d’Armor department in Brittany, France. Its main environmental issue is marine eutrophication, which causes algal blooms in its neighboring bay every year. In the first focus of the thesis, nitrogen emissions (i.e. in life cycle inventory stage) are spatialized. Biophysical characteristics of the territory are used as input data in dynamic models to predict spatial variability in nitrogen emissions within the territory. In the second focus of the thesis, a regionalized characterization method for marine and freshwater eutrophication (i.e. in the impact assessment stage) is developed. It combines a fate factor for pollutants causing eutrophication with a sensitivity factor that represents the territory’s sensitivity to

eutrophication. The final focus of the thesis is comparison of LCA and STLCA results. This comparison reveals potential advantages of STLCA due to its representation of spatial variability in “agricultural system/soil type” combinations.

In conclusion, STLCA can estimate environmental impacts of a territory that are more similar to real impacts by integrating biophysical characteristics in the life cycle inventory and impact assessment stages. STLCA is particularly adapted to study agricultural territories, where agricultural activities and environment are tightly linked. However, STLCA requires relatively more time, data and expertise than standard LCA; thus, it is necessary to determine its suitability for the goals of a given study before using it.

Table des matières

Introduction générale :	1
1. Avant-propos	1
2. Problématique et objectifs de la thèse	1
3. Le territoire étudié	3
4. Structure de la thèse	4
Chapitre 1 : Etat de l'art et contexte général	7
1. D'une agriculture globale à une agriculture des territoires	7
1.1. L'objet territoire	7
1.2. L'évolution de l'agriculture française de 1918 à nos jours	8
1.3. L'agriculture française à l'horizon 2030	10
1.4. Apport de l'approche territoriale en agriculture	11
1.5. Apport de la modélisation à l'échelle territoriale	12
2. Evaluation environnementale et agriculture	13
2.1. Les impacts environnementaux de l'agriculture	13
2.2. Les différentes méthodes d'évaluation environnementale	14
2.3. L'Analyse du cycle de vie, ses apports et ses limites	15
3. Conclusion du chapitre 1	25
Chapitre 2 : Le cadre méthodologique de l'Analyse du Cycle de Vie Territoriale Spatialisée	26
Introduction du chapitre 2	26
Abstract	28
1. Introduction	29
2. Territorial and spatialized LCA: a brief state of the art	31
2.1. Territorial LCA	31
2.2. Spatialized LCA	31
3. The spatialized territorial LCA method	33
3.1. Goal and scope of the study: defining the territory boundaries and functions	36
3.2. Activity typology	37
3.3. Environment typologies	40
3.4. Spatialized LCI	45

3.5. Spatialized LCIA	46
3.6. Interpretation.....	50
4. Discussion	51
4.1. Suitability of the STLCA method	51
4.2. Compliance of the STLCA method with ISO norms and ILCD report	52
4.3. Data quality and data gaps	52
4.4. Spatial variability and uncertainties	53
4.5. Temporal differentiation	54
5. Conclusion.....	55
Discussion du chapitre 2.....	57
Chapitre 3 : Inclusion de la variabilité spatiale dans l’inventaire du cycle de vie	59
Introduction du chapitre 3	59
Abstract	61
Graphical abstract.....	62
1. Introduction	62
2. Materials and methods	64
2.1. Models used to estimate N emissions	64
2.2. The Lieue de Grève case study	66
2.3. Simulating N emissions from cropping systems.....	71
3. Results and discussion.....	72
3.1. Predicted N emissions from cropping systems using Syst’N	72
3.2. Comparison of NO ₃ ⁻ emissions predicted by AGRIBALYSE and Syst’N.....	73
3.3. Factors influencing N emissions	75
4. Methodological discussion.....	77
4.1. Using Syst’N in LCA.....	77
4.2. Limits of using Syst’N in LCA	77
4.3. Conclusion and recommendation.....	78
Discussion du chapitre 3.....	80
Chapitre 4 : Développement d’une méthode de caractérisation régionalisée de l’eutrophisation d’eau douce et d’eau de mer	82
Introduction du chapitre 4	82
Abstract	84

1. Introduction	85
2. Literature review	86
2.1. Definition of eutrophication.....	86
2.2. Causes and consequences of marine and freshwater eutrophication	86
2.3. Assessing eutrophication impact in LCA	87
3. The ex-ante approach	90
3.1. Regionalized freshwater eutrophication	90
3.2. Regionalized marine eutrophication	93
4. Case study: calculating new eutrophication CFs for an agricultural catchment in France	96
4.1. The Lieue de Grève catchment	96
4.2. Freshwater and marine characterization factors.....	97
4.3. Assessing eutrophication potential	98
5. Discussion	99
5.1. Advantages and disadvantages of the <i>ex-ante</i> approach.....	99
5.2. Data needed to use <i>ex-ante</i> approach.....	100
5.3. Perspectives for improving the <i>ex-ante</i> approach.....	101
6. Conclusion.....	101
Discussion du chapitre 4.....	103

Chapitre 5 : Utilité de l'ACVTS pour l'évaluation d'un territoire agricole

.....	107
Introduction du chapitre 5	107
Abstract	109
1. Introduction	110
2. Material and methods	111
2.1. Description of the Lieue de Grève catchment.....	111
2.2. Goal and scope	112
2.3. Life Cycle Inventory	112
3. Results	117
3.1. Comparison of Territorial LCA and Spatialized Territorial LCA	117
3.2. Sensitivity analysis.....	123
4. Discussion	124
4.1. Results discussion	124

4.2. Advantages and disadvantages of Spatialized Territorial LCA	126
4.3. Spatialized emissions and impacts	127
5. Conclusion.....	128
Discussion du chapitre 5.....	130
Chapitre 6 : Discussion générale et conclusion.....	132
1. L'intérêt de l'ACVTS : synthèse du travail de thèse et bilan.....	132
1.1. Le cadre méthodologique de l'ACVTS	132
1.2. La spatialisation des émissions azotées	133
1.3. La régionalisation des impacts eutrophisation d'eau douce et marine	134
1.4. L'apport de l'ACVTS en comparaison d'une ACV territoriale non spatialisée ..	134
2. La méthode ACVTS : quels points clés et quelles limites ?	135
2.1. Le cadre de l'ACVTS	135
2.2. Les limites et la multifonctionnalité des territoires.....	136
2.3. Le recours aux typologies	138
2.4. La spatialisation	139
2.5. La modélisation.....	140
2.6. Le besoin d'expertise	141
3. Perspectives de recherche.....	142
3.1. Proposition d'amélioration du cadre de l'ACVTS.....	142
3.2. Acteurs et territoires.....	144
3.3. Analyse d'incertitude	145
Conclusion	148
Bibliographie.....	150
Annexes.....	177
Annexe A : Données supplémentaires du chapitre 3.....	177
Annexe B : Données supplémentaires du chapitre 5	185

Liste des tableaux

Tableau 1.1: Les impacts environnementaux engendrés par l'agriculture et ses émissions et les échelles spatiales associées.	14
Tableau 1.2: Classification des méthodes d'évaluation environnementale de l'agriculture selon trois catégories (estimation d'intrants moyens, estimation d'émissions, estimation d'impacts) selon Payraudeau et van der Werf (2005).	15
Tableau 1.3: Principales faiblesses à chaque étape de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). D'après Reap et al. (2008a).	22
Table 2.1. Examples of functions of agricultural territories.	37
Table 2.2. Example of environmental characteristics influencing the calculations of NO ₃ , NH ₃ and PO ₄ emissions.	42
Table 2.3. Example of environmental characteristics influencing the calculations of eutrophication, acidification and soil quality impact categories.	44
Table 2.4. Advantages and disadvantages of global CFs, spatialized sensitivity factors and spatialized CFs	47
Table 2.5. Impact categories and their spatial resolutions considered in spatialized impact assessment of an agricultural territory.	49
Table 2.6. Advantages and disadvantages of each level of representing impacts.	50
Table 3.1. Characteristics of cropping systems in the Lieue de Grève watershed, Brittany, France. Soil cover indicator is a soil-cover factor (range = 0-1) during the drainage period (mid-October to the end of April) that averages autumn-winter soil-cover factors of each crop in the rotation.	68
Table 3.2. Mean and standard deviation (SD) of NO ₃ , N ₂ O and NH ₃ emissions predicted by Syst'N per cropping system. M: maize preceded by a catch crop, C: winter cereal (i.e., wheat, triticale, barley), Cau: cauliflower, R: rapeseed; Gm: mixed grasslands (cut and grazed); Gg: grazed grasslands with fertilizers; (nf): non-fertilized, (f): fertilized.	73
Table 4.1. Calculation of the sensitivity factor (SF) for freshwater eutrophication.	93
Tableau 4.2 : Comparaison de l'approche ex-ante avec trois méthodes de caractérisation « midpoint » couramment utilisée en ACV : ReCiPe (Goedkoop et al. 2013), EDIP2003 (Hauschild and Potting 2005) et IMPACT 2002 + (Jolliet et al. 2003; Humbert et al. 2012). Traduit de Aissani et al. (in prep).	104

Table 5.1. Farm clusters representing the 112 farms of the Lieue de Grève catchment. Milk production and gross margin come from a “typical farm” in each cluster. Grass: feed based on grass; maize: feed based on maize; maize and grass: feed based a maize and grass mixture.	113
Table 5.2: Summary of the three approaches used in this paper: (1) territorial life cycle assessment (TLCA), (2) spatialized territorial life cycle inventory and (3) spatialized territorial life cycle assessment (STLCA).	116
Table 5.3. Percentage of per-ha eutrophication impact of each farm type originating within the Lieue de Grève territory using non-spatialized or spatialized characterization factors in Spatialized Territorial LCA. See Table 5.1 for the meaning of farm codes.	120
Table A1: Characteristics of cropping systems in the Lieue de Grève watershed, Brittany, France. Soil cover indicator is a soil-cover factor (range = 0-1) during the drainage period (mid-October to the end of April) that averages autumn-winter soil-cover factors of each crop in the rotation.	179
Table A2. Basic data extracted from the biophysical description of the seven dominant soil types within the Lieue de Grève watershed and distribution of the 11 main cropping systems on the seven soil types of its agricultural area (AA), as percentage of total area. Soil type codes come from the Soil de Bretagne database (Lemercier et al. 2015). Si: silt; Sa: sand; C: clay. SOM: soil organic matter content after calibration in the Syst’N model (see paragraph 2.2.4.). M: maize preceded by a catch crop, C: winter cereal (i.e., wheat, triticale, barley), Cau: cauliflower, R: rapeseed; Gm: mixed grassland (cut and grazed); Gg: grazed grassland with fertilizers; (nf): non-fertilized, (f): fertilized	181
Table A3: Mean NO ₃ , N ₂ O and NH ₃ emissions estimated by the Syst’N model for each cropping system of the Lieue de Grève watershed. SD: standard deviation. CV: coefficient of variation. M: maize preceded by a catch crop, C: winter cereal (i.e., wheat, triticale, barley), Cau: cauliflower, R: rapeseed; Gm: mixed grassland (cut and grazed); Gg: grazed grassland with fertilizers; (nf): non-fertilized, (f): fertilized	182
Table A4. Mean NO ₃ ⁻ emissions (kg N/ha/yr) for five cropping systems of the Lieue de Grève watershed, estimated by Syst’N, AGRIBALYSE, and Territ’eau models. M: maize preceded by a catch crop, C: winter cereal (i.e., wheat, triticale, barley), Cau: cauliflower, R: rapeseed; Gm: mixed grassland (cut and grazed); Gg: grazed grassland with fertilizers	184

Liste des figures

Figure 1.1. Les quatre étapes de l'ACV selon la norme ISO 14040. Les applications de l'ACV ne font pas partie du cadre de la norme.....	16
Figure 1.2: Exemple de ressources et émissions agrégées pour estimer les impacts environnementaux <i>midpoint</i> d'une exploitation agricole. D'après Chen (2014).	19
Figure 2.1: Steps of spatialized territorial LCA.	34
Figure 2.2: Diagram of the theoretical framework for spatialized territorial LCA applied to a hypothetical territory.	35
Figure 2.3: Illustration of farm and land-use types (activity typology) and environment types (biophysical environment typology).	39
Figure 2.4: Example of biophysical environment typologies for resources/emissions (NO_3 , NH_3 and PO_4) and impact categories (eutrophication, acidification and soil quality).	43
Figure 3.1: Localization of the 7 soil types in the LdG catchment. See table A2 for soil types description.	70
Figure 3.2. Comparison of mean NO_3^- emissions (kg N/ha/yr) from cropping systems estimated by AGRIBALYSE and Syst'N models. Error bars represent standard deviations. The rotation M-C-Gm rotation was found in two organic farms with very low organic input, which explains why its NO_3^- leaching is lower than that of other cropping systems.	74
Figure 3.3. Mean NO_3^- and NH_3 emissions predicted by Syst'N for combinations of soil type and cropping system in the Lieue de Grève watershed as a function of (a and b) fertilization equivalent and (c and d) soil cover indicator.	76
Figure 4.1. Key coastal parameters influencing eutrophication (Håkanson 2008).	95
Figure 4.2. Variability in the sensitivity index (SI) according to changes in the dynamic ratio (i.e. defined by the ratio between the square root of the coastal area and the mean depth) (Håkanson 2008).	96
Figure 4.3. Eutrophication impacts for the total area of the Lieue de Grève catchment (8000 ha). On the catchment: direct eutrophication due to emissions emitted within catchment boundaries. Outside the catchment: indirect eutrophication due to emissions emitted outside catchment boundaries.	99
Figure 5.1 : Diagramme des flux et frontières de l'étude.....	108
Figure 5.2. Eutrophication impact (given in kg PO_4^{3-} eq.) per ha for the “typical farm” of each farm type, estimated according to (1) Territorial LCA (TLCA), (2) Spatialized Territorial	

LCA with spatialized LCI and non-spatialized LCIA (STLCI) and (3) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and LCIA (STLCA). Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars for STLCI and STLCA results correspond to standard deviation from variability arising from soils with lowest and highest rate of NO_3^- leaching (see paragraph 3.2.1.). See Table 5.1 for the meanings of farm codes.....	118
Figure 5.3: Farm cluster contribution (given in kg PO_4^{3-} eq.) to the total eutrophication impact of the Lieue de Grève watershed, estimated according to (1) Territorial LCA (TLCA), (2) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and non-spatialized LCIA (STLCI) and (3) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and LCIA (STLCA). Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars for STLCI and STLCA results correspond to standard deviation from variability arising from soils with lowest and highest rate of NO_3^- leaching (see paragraph 3.2.1.). See Table 5.1 for the meanings of farm codes. n: number of farm in each cluster.	119
Figure 5.4: Relative impacts at the territorial scale using Territorial LCA and Spatialized Territorial LCA per (a) ha of land in the territory, (2) kg of milk produced in the territory and (3) 1000€ of gross margin produced by farms in the territory.	121
Figure 5.5. Maps of eutrophication impacts at the farm scale per (a) ha of farm, (b) kg of milk produced and (c) 1000€ of gross margin.....	122
Figure 5.6. Mean territorial eutrophication (in kg PO_4^{3-} eq./ha of territory) when virtually covering the territory with the soil with the lowest (Minimum) or highest rate of NO_3^- leaching (Maximum) using marine eutrophication from the regionalized ex-ante method. Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars indicate 1 standard deviation of variability in impacts per ha due to differences in production systems among typical farms.	123
Figure 5.7. Mean territorial eutrophication (in kg PO_4^{3-} eq./ha of territory) determined using (1) STLCI (non-spatialized CML-IA) and (2) STLCA (marine eutrophication from the regionalized ex-ante method). Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars indicate 1 standard deviation of variability in impacts per ha due to differences in production systems among typical farms.	124
Figure 6.1 : Le cadre conceptuel de l'ACVTS (a) tel que décrit dans le chapitre 2 ; (b) modifié à la lumière de l'ensemble des travaux de cette thèse. ICV : inventaire du cycle de vie. AICV : Analyse des impacts du cycle de vie.	136

Figure 6.2 : Les étapes de la définition et évaluation des fonctions du territoire selon Loiseau et al. (2014)	138
Figure 6.3 : Détermination des méthodes appropriées pour représenter les différents types d'incertitudes via un arbre de décision (Chen 2014).	146
Figure A1. Monthly rainfall, evapotranspiration, and mean temperature (meanT) from September 2008 to August 2009 at the Trémel station, located at the edge of the Lieue de Grève watershed, Brittany, France.	178
Figure A2. Clustering (multifactorial analysis followed by hierarchical clustering on principal components) of the 35 cropping systems identified in the Lieue de Grève watershed on seven soil types based on cropping system parameters (fertilization equivalent, soil cover during winter), cropping system emissions (NO_3^- and NH_3) and soil properties (depth, soil organic matter). EquivEng: fertilization equivalent in kg N/year; CouvSol: soil cover; MO: soil organic matter content in %; Profondeur: soil depth; N.NO3: NO_3^- leaching in kg N/ha; N.NH3: NH_3 emission to air in kg N/ha.....	178
Figure B1: Agricultural production localization in the Lieue de Grève watershed.	186
Figure B2: Eutrophication impact (given in kg PO_4^{3-} eq.) per kg of milk produced in the “typical farm” of each farm type, estimated according to (1) Territorial LCA (TLCA), (2) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and non-spatialized LCIA (STLCI) and (3) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and LCIA (STLCA). Farms without values did not produce milk. Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars for STLCI and STLCA results correspond to standard deviation from variability arising from soils with lowest and highest rate of NO_3^- leaching (see Chapter 5, see paragraph 3.2.1.). See Table 5.1 for the meanings of farm codes.	187
Figure B3: Eutrophication impact (given in kg PO_4^{3-} eq.) per 1000€ of gross margin earned by the “typical farm” of each farm type, estimated according to (1) Territorial LCA (TLCA), (2) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and non-spatialized LCIA (STLCI) and (3) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and LCIA (STLCA). The Pork CC farm had a negative gross margin. Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars for STLCI and STLCA results correspond to standard deviation from variability arising from soils with lowest and highest rate of NO_3^- leaching (see Chapter 5, paragraph 3.2.1.). See Table 5.1 for the meanings of farm codes. .	188

Liste des abréviations

AA	Agricultural area
ACV	Analyse du cycle de vie
ACVT	Analyse du cycle de vie territoriale
ACVTS	Analyse du cycle de vie territoriale spatialisée
ANR	Agence nationale de la recherche
C	<i>Carbon</i>
CF	Facteur de caractérisation ou <i>characterization factor</i>
CH ₄	Méthane ou <i>methane</i>
CO ₂	Dioxyde de carbone ou <i>carbon dioxid</i>
CTE	Contrats territoriaux d'exploitation
DTM	<i>Digital terrain model</i>
EF	<i>Effect factor</i>
EP	<i>Eutrophication potential</i>
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
FF	<i>Fate factor</i>
HCPC	<i>Hierarchical clustering on principal components</i>
ICV	Inventaire du cycle de vie
IGN	Institut National de l'Information Géographique et Forestière
ILCD	<i>International Reference Life Cycle Data System</i>
ISO	Organisation Internationale de Normalisation ou <i>International Organization for Standardization</i>
JRC	<i>Joint Research Center</i>
LCA	<i>Life cycle assessment</i>
LCI	<i>Life cycle inventory</i>
LCIA	<i>Life cycle impact analysis</i>
LdG	Lieue de Grève
MFA	<i>Multiple factor analysis</i>
N	Azote ou <i>nitrogen</i>
NH ₃	Ammoniac ou <i>ammonia</i>
N ₂ O	Protoxyde d'azote ou <i>nitrous oxide</i>
NO ₃ ⁻	Nitrate
NO _x	Oxyde d'azote ou <i>nitrogen oxide</i>

P	Phosphore ou <i>phosphorous</i>
PO ₄ ³⁻	Phosphate
SAU	Surface agricole utile
SD	<i>Standard deviation</i>
SF	Facteur de sensibilité ou <i>Sensitivity factor</i>
SIG	Systèmes d'information géographique
SMU	<i>Soil map unit</i>
STLCA	<i>Spatialized territorial life cycle assessment</i>
STLCI	<i>Spatialized territorial life cycle inventory</i>
STU	<i>Soil type unit</i>
SO ₂	Dioxyde de soufre ou <i>Sulfur dioxide</i>
SOM	Soil organic matter
TCLA	<i>Territorial life cycle assessment</i>
UF	Unité fonctionnelle
XF	<i>Exposure factor</i>

Introduction générale :

1. Avant-propos

L'Unité mixte de recherche Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (UMR SAS), dans laquelle j'ai réalisé ma thèse, étudie les interactions entre l'agriculture et le milieu naturel par une approche intégrative et spatialisée des territoires ruraux. La thèse s'inscrit dans la lignée des travaux réalisés à l'UMR SAS, et notamment dans la suite des travaux méthodologiques portant sur l'ACV des productions agricoles réalisés au sein de l'équipe ASAE. Par ailleurs, cette thèse fait suite au projet ANR ACASSYA, dont l'objectif était l'élaboration de solutions innovantes d'évolution des élevages et du territoire à l'aide d'outil de modélisation, ainsi qu'au programme Européen CANTOGETHER (Leterme 2016), dont l'objectif était de concevoir, évaluer et promouvoir des nouveaux systèmes et pratiques agricoles associant productions animales et végétales à l'échelle de la ferme et de la région dans le but d'optimiser les flux d'énergie, de carbone et de nutriments. A la suite de ces travaux, la thèse, initialement appelée «Spatialisation de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) pour évaluer les impacts environnementaux et leur transfert dans un territoire côtier », est montée avec pour objectif principal l'élaboration d'une méthodologie pour évaluer spatialement les impacts environnementaux à l'échelle d'un territoire par l'ACV. Le travail réalisé au cours de cette thèse s'articule autour de cinq mots clés : méthodologie, territoire, spatialisation, impacts environnementaux et ACV.

2. Problématique et objectifs de la thèse

L'agriculture de demain doit répondre à un enjeu majeur : réduire ses différents impacts environnementaux tout en produisant plus d'aliments de qualité, pour satisfaire à la fois la demande croissante de la population mondiale et les attentes sociétales. Pour répondre à ses objectifs de production, l'agriculture s'est détachée des spécificités locales du territoire en cherchant à produire « de tout partout ». Dans une optique de réduction des impacts environnementaux, l'agriculture doit adapter à nouveau ces productions agricoles (cultures, élevages) et leur mode de culture en fonction du contexte local, et donc du territoire dans lequel elles se trouvent. Il est alors nécessaire de développer des méthodes d'évaluation environnementale pour éclairer les décisions des acteurs, quel qu'ils soient (ex : agriculteurs, gestionnaires de territoire, pouvoirs publics), et leur permettre de faire un choix entre

différentes stratégies d'évolution du territoire. Ces outils doivent pouvoir évaluer l'ensemble des impacts environnementaux de l'agriculture aux différentes échelles de la décision et notamment à l'échelle territoriale.

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une des méthodes d'analyse environnementale qui est en mesure de répondre à cette demande. Son caractère holistique et multicritère en fait une méthode de choix pour déterminer les impacts environnementaux de l'agriculture. Historiquement, l'ACV est une méthode orientée produit. De ce fait, les analyses du cycle de vie (ACV) agricoles se focalisent principalement sur la comparaison de systèmes remplissant la même fonction : production végétale (Niero et al. 2015) ou animale (Cherubini et al. 2015; Dick et al. 2015; Yan et al. 2011), comparaison de l'agriculture conventionnelle et biologique (de Leis et al. 2015; Salou et al. 2017). Ces études sont généralement réalisées à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation, voire d'un ensemble d'exploitations (Brenttrup et al. 2004b; Payraudeau and van der Werf 2005; Prudêncio da Silva et al. 2014; van der Werf et al. 2009). Cependant, l'agriculture est une activité humaine ancrée dans un territoire. Pour aider les acteurs locaux à gérer au mieux les impacts de l'agriculture, il est nécessaire d'évaluer ces impacts agricoles à l'échelle de la décision territoriale (100 - 10 000 km²). L'ACV a été identifiée comme une méthode potentiellement pertinente pour évaluer le bilan environnemental d'un territoire (Loiseau et al. 2012), et plus précisément d'un territoire agricole (Payraudeau and van der Werf 2005). Cependant, selon Loiseau et al. (2012), l'ACV n'est pas directement applicable pour évaluer un territoire, et la mise en place d'un cadre méthodologique dédié à l'ACV territoriale (c.-à-d. l'analyse environnementale d'un territoire) est nécessaire. Loiseau et al. (2013) proposent un cadre méthodologique de l'ACV territoriale basé sur un bilan des entrées et sorties de données économiques (approche *Input-Output*). Dans cette vision de l'ACV territoriale, le territoire est considéré comme une boîte noire et l'on s'intéresse seulement aux flux entrants et sortants du système. Un des points de progrès soulevé par les auteurs est l'inclusion de la différenciation spatiale interne au système dans l'ACV territoriale. Cependant, ni les études ACV agricoles à l'échelle régionale (Acosta-Alba et al. 2012b; Avadí et al. 2016), ni le cadre conceptuel de l'ACV Territoriale ne prennent en compte la « différenciation spatiale » (ou spatialisation). Cependant, à l'échelle du territoire, les caractéristiques biophysiques (ex : pente, sol, climat) varient selon leur localisation. Pour des territoires composés de systèmes en interaction avec le milieu biophysique, comme l'agriculture, le contexte biophysique a un effet sur le niveau des émissions, voire des impacts. L'apport de la spatialisation à l'intérieur des limites du territoire se traduit par l'intégration de caractéristiques biophysiques locales du territoire dans l'ACV. Dans une

optique plus large, la spatialisation doit être pensée sur toutes les étapes du cycle de vie, et pour chaque étape de l'ACV (Aissani and Le Féon 2015).

Le sujet de la thèse présenté ici porte sur l'adaptation de l'ACV à l'objet territoire à travers deux spécificités : l'approche territoriale et l'intégration de la dimension spatiale. A cette fin, une nouvelle méthode, l'Analyse de Cycle de Vie Territoriale Spatialisée (ACVTS) est développée. L'objectif de cette méthode est d'aider les différents acteurs locaux du territoire à faire un choix entre différentes stratégies d'évolution du territoire basé sur des critères environnementaux. Le cadre de l'ACVTS est assez large pour être appliqué par différents acteurs. L'application du cadre au cas d'étude de la Lieue de Grève se place plutôt du côté des gestionnaires de territoire, même si les résultats peuvent servir d'éléments de débat ou de réflexion lors d'approches de co-construction. La problématique de la thèse est la suivante :

L'Analyse du Cycle de Vie est-elle un cadre pertinent pour l'évaluation spatialisée des impacts environnementaux d'un territoire agricole ?

3. Le territoire étudié

Le territoire d'étude est la Lieue de Grève, située à la limite entre les Côtes d'Armor et le Finistère, en Bretagne. Le choix de la Lieue de Grève comme territoire d'étude s'est portée sur plusieurs critères. Tout d'abord, c'est un des territoires d'études de l'UMR. Il a notamment fait l'objet du projet ANR ACASSYA (Gascuel-Odoux et al. 2015) dans lequel l'UMR SAS était coordinateur du projet. Lors de ce projet, deux acteurs majeurs du territoire, les gestionnaires du territoire (Lannion Trégor Communauté) et les agriculteurs (représentés par une dizaine d'exploitations avec des productions et des modalités de gestion différentes), ont été consultés pour définir les enjeux du territoire. Le projet ACASSYA a permis à l'UMR SAS d'élaborer des scénarios prospectifs en co-construction avec ces acteurs locaux. Du fait de cette première collaboration, de nombreuses données nécessaires à la réalisation d'ACV sont disponibles. Enfin, c'est un territoire agricole dont la question environnementale – la prolifération d'algues vertes dans la baie – est étroitement liée à l'activité agricole et à sa structure biophysique.

Le cadre de l'ACVTS concerne n'importe quel acteur du territoire, qu'il soit politique publique, gestionnaire de territoire, agriculteur, coopérative, ou encore scientifique. Cependant, l'application de l'ACVTS sur la Lieue de Grève s'adresse en priorité aux gestionnaires du territoire qui ont permis, dans le cadre du programme ACASSYA, de définir l'enjeu majeur du territoire (les marées vertes de la baie de St Michel en Grève) et donc les limites du territoire (les exploitations présentes à l'intérieur des limites du bassin versant) et de l'étude (ACV de l'extraction des matières première à la porte du territoire). Dans ce cas particulier le territoire d'émission, le territoire d'impact et le territoire décisionnel sont confondus.

4. Structure de la thèse

Le premier chapitre présente le contexte général du travail. Il décrit les enjeux environnementaux de l'agriculture d'aujourd'hui et montre l'évolution souhaitée de l'agriculture « productiviste » vers une agriculture ancrée dans un territoire, d'où l'importance d'évaluer le bilan environnemental de l'agriculture à l'échelle d'un territoire. La suite de la thèse se découpe en quatre chapitres répondant chacun à une sous-question de la problématique de la thèse. Le chapitre 2 présente le cadre conceptuel et méthodologique de l'ACVTS. Ce dernier se compose de différentes étapes, dont les chapitres 3, 4 et 5 suivent la logique. Les chapitres 2 à 5 s'appuient sur des articles publiés ou soumis dans des revues scientifiques à comité de lecture, ou dans des actes de colloques internationaux. Il est à noter que les chapitres 3 à 5 se basent sur le même cas d'étude : les bassins versants de la Lieue de Grève situés à la frontière entre les Côtes d'Armor et le Finistère.

Dans le chapitre 2, l'ACVTS se base sur la méthode ACV et combine approche territoriale (prise en compte de l'ensemble des activités d'un territoire) et approche spatialisée (prise en compte explicite de la localisation des émissions et impacts modélisés) pour évaluer le bilan environnemental d'un territoire agricole. Il propose l'intégration de la dimension spatiale dans l'ACV en se focalisant sur deux étapes clés : l'inventaire du cycle de vie (calcul des ressources consommées et des émissions) et l'évaluation des impacts environnementaux (définition des facteurs de caractérisation). Le chapitre 2 répond à la problématique suivante :

**Comment modifier l'ACV pour permettre l'évaluation spatialisée des impacts
environnementaux de territoires agricoles ?**

Le chapitre 3 propose une approche pour la réalisation d'un inventaire du cycle de vie spatialisé. Ce chapitre propose un nouveau couplage entre la méthode ACVTS et Syst'N (Parnaudeau et al. 2012), un outil de diagnostic des pertes d'azote (NO_3^- , NH_3 et N_2O) au-delà du système racinaire des plantes. Cet outil est adapté aux systèmes de culture à l'échelle de la parcelle et intègre les rotations culturales, les pratiques agricoles ainsi que la variabilité spatiale liée aux différents types de sols. La comparaison des résultats avec un modèle déterministe (à dire d'expert) développé à l'échelle française (AGRIBALYSE (Koch and Salou 2015b)) permet de discuter de l'apport de l'intégration d'un modèle mécaniste dans le calcul des émissions azotées au champ. La problématique du chapitre est la suivante :

Comment varient les émissions directes estimées par des modèles biophysiques quand la variabilité spatiale du territoire est prise en compte ?

Le chapitre 4 propose une nouvelle méthode de caractérisation pour déterminer les résultats d'impacts de l'eutrophisation en eau douce et marine à l'échelle d'un bassin versant. Cette nouvelle méthode de caractérisation, appelée « eutrophisation régionalisée », se base sur des paramètres biophysiques du territoire pour moduler l'intensité de l'impact selon trois paramètres : le pouvoir d'eutrophisation des polluants, le devenir des polluants dans le territoire et la sensibilité du territoire à aux impacts eutrophisation d'eau douce et d'eau de mer. Le choix de l'impact eutrophisation se justifie par plusieurs critères : c'est un impact majeur de l'agriculture, et notamment dans le cas de la Lieue de Grève, qui se produit à une échelle locale (ex : baie, lac, rivière) et sur lequel l'unité de recherche possède une expertise reconnue. La problématique du chapitre est la suivante :

Quel est l'apport d'une méthode de caractérisation spatialisée pour le calcul des impacts eutrophisation d'eau douce et marine ?

Le chapitre 5 présente les résultats d'impacts obtenus par ACVTS sur le territoire d'étude de la Lieue de Grève. Ce chapitre a pour but de confronter la méthode ACVTS à un cas d'étude, la Lieue de Grève, pour en démontrer l'applicabilité, les limites et ses apports comparativement à une ACV classique. La problématique du chapitre est la suivante :

La méthode ACVTS permet-elle de mieux capter la variabilité du territoire dans les résultats d'impact que l'ACV classique?

La discussion générale et la conclusion synthétisent les points clés de ce travail et les apports de l'ACVTS pour l'évaluation environnementale spatialisés d'un territoire agricole. Elles précisent les perspectives de la méthode ACVTS.

Chapitre 1 : Etat de l'art et contexte général

L'agriculture mondiale est aujourd'hui face à un challenge sans précédent : produire des aliments et de la bioénergie pour une population sans cesse croissante et qui devrait atteindre les 9 milliards d'habitants d'ici 2050 (NU 2009). Du fait de la croissance économique rapide des pays émergents, la consommation de nourriture dans ces pays a augmenté de façon considérable ces dernières années (Steinfeld et al. 2006). Pour répondre aux demandes sociétales, l'agriculture s'est tournée vers l'intensification des systèmes de production, avec comme résultat l'augmentation des rendements (Griffon 2006; Olson 1987). Cependant, les innovations techniques qui ont permis la mise en place de l'agriculture intensive sont souvent associées à l'émergence de forts impacts sur l'environnement (Deneux 2001). L'agriculture est à l'origine de différents impacts, qui varient aussi bien en termes d'échelle (locale à globale) que de conséquences sur l'environnement et la santé humaine. Parmi ces impacts, les plus souvent cités sont le changement climatique, la perte de biodiversité ou encore la dégradation de la qualité de l'eau. En France, la prise en compte de la question environnementale en agriculture est liée en grande partie au besoin d'accompagnement des politiques publiques destinée à la protection des ressources naturelles (Doré 2006). Pour évaluer l'impact environnemental de l'agriculture sur ces ressources naturelles, il est nécessaire de travailler à une étendue spatiale pertinente (ex : bassin versant d'une rivière) ; échelle qui recoupe l'étendue spatiale de la décision, à savoir le territoire agricole.

Ce premier chapitre est constitué de deux sous-parties. La première s'attarde sur l'approche territoriale en agriculture ; la deuxième se focalise sur l'évaluation environnementale de l'agriculture, notamment par Analyse du Cycle de Vie (ACV).

1. D'une agriculture globale à une agriculture des territoires

1.1. L'objet territoire

Comment définir le mot *territoire* ? Alors que la littérature anglophone utilise le mot *region*, l'usage de *territoire* est ancré dans la littérature française (Giraut 2008). Il n'existe pas une seule définition de *territoire* ; son sens varie selon la discipline scientifique que ce soit la géographie, la biologie, l'agronomie ou encore l'écologie. La notion de *territoire* intègre à la fois une composante géographique, caractérisée par une unité spatiale, et sociale, caractérisée

par les acteurs (Caron 2005; Doré 2006). En reprenant ces deux notions, Moine (2006) définit le *territoire* comme « un système complexe évolutif qui associe un ensemble d'acteurs d'une part, l'espace géographique que ces acteurs utilisent, aménagent et gèrent d'autre part ». Cette définition renvoie à une entité construite dans un ensemble de conditions biophysiques par des contraintes spatiales, ainsi que par des normes sociales et/ou culturelles (Caseau 2003). L'objet *territoire* n'est pas donné mais construit avec les différents acteurs autour du projet de territoire (Caseau 2003; Gascuel-Odoux et al. 2015). Les territoires sont donc des objets diversifiés par leur histoire, leurs ressources, leur situation géographique, leur taille, et par leurs acteurs (Lardon 2012). Pour Cerceau et al. (2014), la notion de *territoire* s'articule autour de trois dimensions :

- Matérielle : espace délimité géographiquement qui possède un ensemble de propriétés biophysiques ;
- Organisationnelle : les acteurs sociaux et institutionnels qui composent le territoire et qui se structurent en organisation ;
- Identitaire : la manière dont les acteurs sociaux et institutionnels se représentent le ou les projets de territoire, se l'approprient et le font exister.

C'est cette définition du *territoire*, qui intègre la notion de *projet de territoire*, qui a été adoptée par Loiseau et al. (2013) dans leur définition de l'ACV territoriale. Nous retiendrons cette définition pour la suite du manuscrit.

1.2. L'évolution de l'agriculture française de 1918 à nos jours

De paysan à entrepreneur, le métier d'agriculteur français connaît une grande modification du siècle dernier à nos jours. D'après Baszynski (2005) : « l'agriculture française s'est profondément modifiée, sous l'impulsion des diverses orientations de la politique agricole et du marché économique, transformant de la sorte le rôle primitif de l'agriculture qui consiste à produire des denrées alimentaires, en un rôle multifonctionnel d'aménageur du territoire par l'entretien des espaces exploités ». Plusieurs périodes marquent cette évolution.

En 1918, à la **sortie de la première guerre mondiale**, alors que la population agricole diminue, l'agriculture se modernise aussi bien dans les domaines techniques que sociaux. L'utilisation d'engrais minéraux fait son apparition dans le but d'augmenter les rendements. De nouvelles structures se créent pour maîtriser le cours des céréales, les coopératives de collecte et de stockage se démocratisent, et les appellations d'origine contrôlées font leur

apparition. D'après Flamant (2010), la deuxième guerre mondiale stoppe cette émergence d'idées nouvelles.

A partir de 1945, à la **suite de la deuxième guerre mondiale**, la société française connaît un « baby-boom » sans précédent. L'accent est donc mis sur l'augmentation de la productivité agricole végétale et animale pour nourrir la population. De nouvelles pratiques émergent, avec l'intensification des systèmes agricoles, la mécanisation des fermes, utilisation des engrais minéraux et des pesticides, ou encore le retournement des prairies permanentes. L'amélioration de la production passe aussi par l'utilisation d'espèces végétales et animales plus productives (maïs hydrides, sélection génétique des animaux d'élevage). L'agriculture devient moins une activité de famille qu'une activité économique. Les exploitations agricoles se spécialisent et se regroupent géographiquement autour de coopératives : c'est le phénomène de concentration en « bassins de production ». Cette phase d'évolution de l'agriculture marque pour certains la « fin des terroirs », puisque les exploitations agricoles passent d'une agriculture de traditions locales vécues en famille à une agriculture technique focalisée sur la productivité (Flamant 2010).

Alors que les périodes précédentes sont marquées par une désertion des campagnes, **la période 1980-2000** marque un changement dans les mentalités, avec un passage d'une agriculture « modèle unique » à une diversification des approches agricoles : biologique, raisonnée, fermière, conventionnelle. Cependant, l'agriculture est soumise à des critiques concernant la qualité des aliments produits (nutritionnel, sanitaire) et de l'environnement (perte de la biodiversité, émergence du concept de changement climatique anthropique, marées vertes en Bretagne). En 1991, le Conseil Européen met en place la « Directive Nitrate » pour lutter contre la pollution des eaux par les apports d'azote d'origine agricole (EU 1991). En 1992, une nouvelle série de mesures est mise en place avec l'apparition des mesures agro-environnementales. En 1998, les Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) sont créés et visent, par une participation financière, « à encourager le développement de productions de qualité et de services proches des attentes de la société en matière d'environnement » (Domas 2000). Ces CTE sont aussi une façon de rattacher l'agriculture à son territoire d'appartenance. En 2003, l'accord de Luxembourg dresse une liste d'exigences en termes d'environnement, de santé des animaux, et de bonnes conditions agricoles et environnementales. L'agriculture du 21^{ème} siècle devient une agriculture multifonctionnelle qui comporte des aspects à la fois environnementaux, alimentaires, économiques et territoriaux. Le monde agricole fait face à une dualité : produire des aliments

de qualité (à la fois nutritionnel et sanitaire) tout en préservant le milieu naturel et le paysage (ex : biodiversité, qualité de l'eau) (Baszynski 2005).

1.3. L'agriculture française à l'horizon 2030

A l'horizon 2030, les transformations de l'agriculture française vont s'opérer à l'échelle du territoire (Mora et Hubert 2010). L'évolution de ces territoires ruraux influe sur le devenir de l'agriculture française. Dans le cadre de la prospective *Nouvelles ruralités* (2008), Mora et Hubert (2010) ont identifié quatre scénarios d'évolution possible des territoires ruraux. Dans le premier cas, l'agriculture est localisée à l'intersection entre espaces naturels protégés et espaces urbains. Dans le deuxième cas, l'agriculture propose une multiplicité d'usages des espaces ruraux. Elle fournit alors plusieurs services écosystémiques par la gestion du paysage et des écosystèmes. Dans le troisième cas, l'agriculture et la foresterie se développent en périphérie des zones urbaines avec la production de bioénergie et d'aliments. Enfin, dans le dernier cas, le secteur agricole se tourne vers la diversification au sein d'un territoire : différents types d'agriculture coexistent avec une multiplicité d'espaces naturels. D'après Mora et Hubert (2010), plusieurs enjeux découlent de ces scénarios :

- « Le contrôle du foncier pour une agriculture polarisée et concurrencée par le développement urbain ;
- Le rapprochement des lieux de production agricole et des bassins de consommation alimentaire des villes ;
- La contribution de l'agriculture à la valorisation des patrimoines paysager, culturel et productif des territoires ;
- La maîtrise des risques environnementaux et sanitaires pour une agriculture intra-urbaine ;
- La compatibilité d'une diversité de formes productives sur un même territoire ;
- Les interactions sociales, écologiques et biophysiques aux frontières des zones urbaines et des milieux naturels (loisirs, risques naturels). »

Le devenir du secteur agricole français est donc étroitement lié à l'évolution des territoires. Il apparaît alors pertinent de s'intéresser à cette échelle, notamment dans le cas d'études environnementales.

1.4. Apport de l'approche territoriale en agriculture

A partir des éléments de contexte précédents, l'agriculture de demain doit s'intégrer au sein d'un projet de territoire tout en répondant aux demandes sociétales : produire des aliments de qualité ayant de faibles impacts environnementaux. D'où l'intérêt de passer d'une échelle locale (agronomie) ou globale (économie) à une échelle régionale : celle du territoire. Les agronomes français se sont d'ailleurs emparés de cette échelle pour créer une nouvelle discipline : l'agronomie des territoires (Caseau 2003; Doré 2006).

L'approche territoriale présente des avantages. Elle permet d'identifier les bassins de production, les spécialités régionales et les grandes tendances (Baszynski 2005) et d'intégrer des niveaux spatiaux qui soient compatibles à la fois avec les fonctionnements écologiques et l'activité agricole (Doré 2006). Par ailleurs, les questions environnementales liées au secteur agricole impliquent une multitude d'acteurs : agriculteurs, gestionnaires du territoire, financeurs (des conseils généraux aux institutions européennes), collectivités locales, ou encore associations (Chia and Barbier 1999; Doré 2006). De plus, l'échelle territoriale permet d'appréhender des mécanismes, comme le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant ou le fonctionnement de corridors écologiques paysagers, qui ne sont pas pris en compte aux échelles de l'exploitation ou nationale/globale. D'où la nécessité de se placer à une échelle supra-exploitation : l'échelle territoriale. C'est ce que Gascuel-Oudou et al. (2015) ont réalisé dans le cadre du projet ANR ACCASYA, où l'objectif était de proposer des solutions à l'échelle territoriale pour réduire l'eutrophisation, causée par les pertes de nitrate dues à l'agriculture.

Cependant, l'approche territoriale présente des inconvénients. A ce niveau, on perd la spécificité des systèmes que l'on observe à l'échelle locale (Baszynski 2005). En effet, à l'échelle territoriale les systèmes étudiés sont nombreux. Il est compliqué voire impossible de connaître avec le même niveau de précision et/ou d'avoir accès aux données nécessaires pour chacun de ces systèmes. Pour pallier ce manque de connaissance et/ou d'accès aux données, il est possible de construire des typologies de systèmes de cultures ou d'exploitations (Avadí et al. 2016; Dalgaard et al. 2004; Doré 2006). Malgré cela, l'échelle du territoire apparaît comme un bon compromis pour évaluer les systèmes agricoles, notamment en termes d'impacts sur l'environnement, puisque, à l'exception des impacts très locaux comme le bruit ou les odeurs, et des impacts globaux comme le changement climatique, l'échelle du territoire correspond en général aux échelles de l'impact et de la gestion de l'impact. Un exemple

emblématique est celui de l'eutrophisation. Cet impact s'opère à l'échelle du bassin versant qui est aussi une échelle de gestion des politiques publiques.

1.5. Apport de la modélisation à l'échelle territoriale

Pour abaisser ses impacts environnementaux, l'agriculture doit entreprendre des changements profonds au niveau de ses pratiques et des systèmes agricoles. D'un point de vue social et économique, ces changements peuvent être lourds de conséquences ; ils nécessitent donc d'être fondés sur des bases scientifiques et techniques solides (Durand et al. 2015). Dans un contexte de prise de décision, les acteurs locaux ont donc de fortes attentes envers la modélisation. Un modèle doit être capable de proposer des systèmes de production innovants et de prédire leurs effets dans des scénarios d'évolution à l'échelle territoriale. Pour cela, le modèle doit intégrer les mécanismes de fonctionnement à la fois des systèmes agricoles et du milieu. Selon Gascuel-Odoux and Ruiz (2015) et Durand et al. (2015), la modélisation à l'échelle du territoire fait face à plusieurs défis :

- Coupler des modèles ayant des échelles spatiales différentes : gestion de l'exploitation, la mosaïque paysagère aussi bien en termes d'exploitations agricoles que d'espaces naturels et enfin le transfert de polluants dans l'environnement ;
- Tester des scénarios d'aménagement territorial en intégrant ces différentes échelles spatiales ;
- Fournir des résultats diversifiés et parlant pour les décideurs.

Dans ce cadre, l'utilisation de modèles de simulation, c'est-à-dire des outils informatiques permettant de simuler par le calcul les mécanismes (ex : hydrauliques, écologiques) en jeu dans le territoire, peut se révéler particulièrement utile. Le recours à la modélisation va permettre d'évaluer ces processus et de prédire en quoi ils influent le bilan environnemental de l'agriculture implantée sur un territoire donné. En reprenant l'exemple du projet ACCASYA (Gascuel-Odoux et al. 2015), la modélisation a permis, dans un premier temps, de mettre en évidence le fonctionnement hydrologique particulier du territoire de la Lieue de Grève qui participe grandement à l'apparition de marées vertes sur la baie. Dans un deuxième temps, le modèle CASIMOD'N (Moreau et al. 2013a) a été utilisé pour modéliser l'effet de différents scénarios d'évolution du territoire, dont certains scénarios de ruptures (ex : passage en herbe), sur la concentration de nitrate à l'exutoire. Cette modélisation a montré que le

passage en herbe (au minimum 55% de la SAU) des exploitations agricoles, de par l'application de la mesure agro-environnementale « systèmes fourragers économes en intrants », entrainerait une baisse de la concentration des nitrates d'environ 20 kg/ha/an. Ces résultats ont, en partie, aidé les acteurs locaux à définir une charte d'évolution du territoire incitant les agriculteurs du territoire à appliquer cette mesure.

Dans l'optique d'évaluer le bilan environnemental d'un territoire, les modèles utilisés doivent être suffisamment fiables et utiliser des données d'entrées facilement accessibles. Dans ce genre d'approche, il est préférable d'utiliser des modèles multicritères qui permettent d'appréhender les phénomènes de transfert d'impact. Le couplage de modèles mécanistes à une approche ACV (Liao et al. 2015) est envisagé comme une solution.

2. Evaluation environnementale et agriculture

2.1. Les impacts environnementaux de l'agriculture

Dans son rapport « Agriculture mondiale: horizon 2015/2030 », la FAO dresse la liste des différents impacts de l'agriculture : changement climatique, acidification, eutrophisation, perte de biodiversité à l'échelle de la planète associée à l'utilisation des terres, dégradation des sols ou encore prélèvement excessif d'eau (FAO 2006). Le Tableau 1.1 dresse la liste des différents impacts environnementaux associés à l'agriculture et donne leurs émissions et échelles spatiales associées. L'agriculture d'aujourd'hui fait l'objet de fortes attentes sociétales vis à vis de ces différents impacts. Malgré ce bilan préoccupant, la FAO précise que ces impacts peuvent être atténués en adoptant de bonnes pratiques agricoles.

Tableau 1.1 : Les impacts environnementaux engendrés par l'agriculture et ses émissions et les échelles spatiales associées.

Impacts	Emissions/ressources majeures associées	Echelle de l'impact
Changement climatique	Gaz à effet de serre (ex : CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O)	Globale
Consommation d'énergie	Electricité, fuel	Nationale à globale
Acidification	NH ₃ , SO ₂	Locale à régionale
Biodiversité	Polluants organiques et inorganique, utilisation des terres	Locale à régionale
Eutrophisation	NO ₃ ⁻ , NH ₃ , PO ₄ ³⁻ , P particulaire	Locale
Toxicité humaine et éco-toxicité	Pesticides, métaux lourds, particules	Locale
Dégradation de la qualité du sol	Pratiques agricoles (ex : labour)	Locale
Privation de l'eau	Irrigation	Locale

Au vu de la diversité de ces impacts, l'évaluation du bilan environnemental des activités agricoles doit se faire à l'aide de méthodes appropriées.

2.2. Les différentes méthodes d'évaluation environnementale

Payraudeau et van der Werf (2005) ont identifié 6 méthodes permettant d'évaluer les impacts environnementaux de l'agriculture à l'échelle du territoire : l'analyse de risque, l'analyse du cycle de vie (ACV), l'étude d'impact, la programmation linéaire multiple, les systèmes multi-agents et les indicateurs agro-environnementaux. Payraudeau et van der Werf (2005) classent ces six méthodes en 3 catégories selon leur position dans la chaîne de cause à effet qui lie les pratiques agricoles aux impacts environnementaux associés (Tableau 1.2). La première catégorie concerne les indicateurs basés sur des estimations moyennes d'intrants agricoles (ex : quantité de fertilisant). La deuxième catégorie concerne les indicateurs basés sur les émissions et qui évaluent la contribution des systèmes agricoles aux flux de polluants (ex : N₂O ou CO₂). La dernière catégorie concerne les indicateurs basés sur les impacts des systèmes agricoles et prennent en compte l'effet d'émissions de polluant sur l'environnement.

Tableau 1.2 : Classification des méthodes d'évaluation environnementale de l'agriculture selon trois catégories (estimation d'intrants moyens, estimation d'émissions, estimation d'impacts) selon Payraudeau et van der Werf (2005).

Catégories	Méthodes d'évaluation
Estimation d'intrants moyens	Analyse de risque Programmation linéaire multiple Indicateurs agro-environnementaux Systèmes multi-agents
Estimation d'émissions	Analyse de risque Analyse du cycle de vie Etude d'impact Indicateurs agro-environnementaux Systèmes multi-agents
Estimation d'impacts	Analyse du cycle de vie

D'après van der Werf and Petit (2002), il est préférable pour évaluer les impacts environnementaux de l'agriculture de se tourner vers des méthodes qui proposent un large choix d'indicateurs à des échelles variant du local au global et basées sur les effets environnementaux. L'ACV répond à ces critères.

2.3. L'Analyse du cycle de vie, ses apports et ses limites

2.3.1. Qu'est-ce que l'ACV ?

L'ACV est un cadre méthodologique standardisé (ISO 2006a) qui permet d'évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit, d'un procédé ou d'un service, en considérant l'ensemble de son cycle de vie : de l'extraction des matières premières (« du berceau ») à la phase de fin de vie (« à la tombe »). L'évaluation des impacts environnementaux se fait par la quantification des flux de matières et d'énergies entrants (ex : consommation d'engrais, de diesel ou d'électricité) et sortants (ex : émissions d'ammoniac dans l'air, de nitrate dans l'eau ou de phosphore dans le sol) du système sous la forme d'un inventaire qui est ensuite converti et agrégé en indicateurs d'impacts. L'ACV est une méthode multicritère qui permet d'évaluer plusieurs catégories d'impacts tels que l'eutrophisation, la toxicité, l'acidification, le changement climatique ou encore la dégradation de la couche d'ozone. C'est aussi un outil d'aide à la décision qui permet de définir des priorités d'action parmi un ensemble de scénarios possibles (Jolliet et al. 2010). L'ACV est le plus souvent employée pour comparer les impacts environnementaux, sur certaines ou sur toutes les étapes du cycle de vie, de deux ou plusieurs produits, processus ou systèmes qui ont une fonction

identique (Jolliet et al. 2010). L'ACV classique se focalise principalement sur l'aspect environnemental et n'évalue généralement ni l'aspect économique, ni l'aspect social lié au produit, procédé ou service.

2.3.2. Les quatre étapes de l'ACV

L'ACV telle que décrite dans la norme ISO 14040 se compose de quatre étapes (Figure 1.1) (Boeglin and Vuillet 2005; ISO 2006a; JRC-IES 2010) : la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'analyse de l'inventaire, l'évaluation des impacts et l'interprétation.

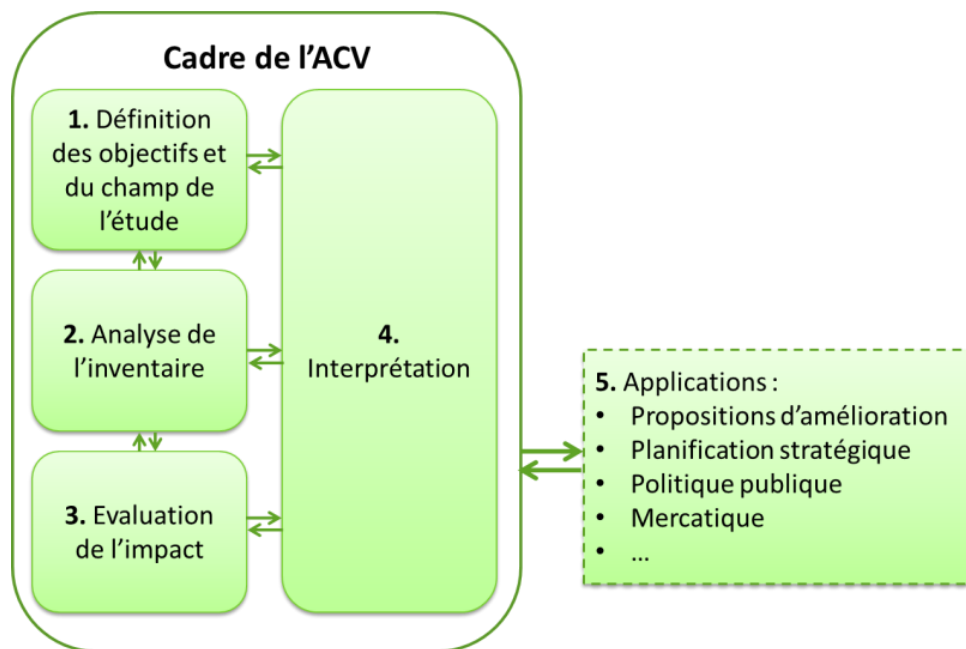


Figure 1.1 : Les quatre étapes de l'ACV selon la norme ISO 14040. Les applications de l'ACV ne font pas partie du cadre de la norme

La définition des objectifs et du champ de l'étude

D'après Jolliet et al. (2010), la première phase consiste à décrire l'étude, ses objectifs et son champ d'application. Les objectifs de l'étude doivent être clairement définis, car de ces objectifs découlent la définition des frontières et de la fonction du système, le choix de l'unité fonctionnelle (UF), les choix méthodologiques et les exigences de qualité de données (ISO 2006b).

D'après Guinée et al. (2002), l'UF est une grandeur mesurable qui décrit la fonction principale du système. Son rôle est de fixer une référence selon laquelle tous les flux de l'inventaire et les résultats d'impact sont exprimés (Jolliet et al. 2010). Dans le cas de systèmes agricoles, l'UF peut être une fonction de production basée sur la masse, telle qu'une

tonne de lait, de viande, ou de culture produite (Dalgaard et al. 2008; Noya et al. 2015; Smetana et al. 2015) ou une fonction de surface (par hectare) (Basset-Mens and van der Werf 2005; Basset-Mens et al. 2007; Falcone et al. 2015). D'autres fonctions sont aussi utilisées, comme les fonctions de production de protéines (par tonne de protéines produite) (Phong et al. 2011) ou économique (par euro de chiffre d'affaire) (van der Werf and Salou 2015). En ACV, la comparaison de deux systèmes ne peut se faire qu'à fonction identique. En revanche, il est possible d'établir plusieurs UF pour prendre en compte la multifonctionnalité d'un système.

Cette étape de l'ACV comprend aussi la définition du système étudié. Il s'agit de décrire les éléments constitutifs du système et leurs relations sous la forme d'un arbre des processus. Les limites du système, c'est-à-dire quels processus sont inclus ou non dans l'analyse, sont aussi précisées à cette étape. Les processus nécessaires à la réalisation de la fonction sont nécessairement inclus à l'intérieur des limites du système.

Enfin, un dernier aspect à adresser lors de cette étape est la gestion des coproduits ; particulièrement prégnante dans le cas d'ACV agricoles. Les coproduits sont issus de systèmes à sortants multiples, comme par exemple la production de blé et de paille. Dans ce cas, il est nécessaire d'attribuer, ou d'*allouer*, une partie des matières premières et des charges environnementales entre le produit étudié (ex : le blé) et les coproduits (ex : la paille). Les règles d'allocation doivent être claires et homogènes. La norme ISO 14044 (2006b) recommande dans l'ordre :

1. D'éviter l'allocation en subdivisant les processus ou par extension du système ;
2. D'utiliser des règles qui reflètent les relations physiques sous-jacentes entre produit et coproduits (ex : poids, contenu énergétique) ;
3. D'utiliser d'autres règles de relation entre produit et coproduits comme l'allocation économique.

Dans ce travail de thèse, où les questions d'allocations ne sont pas centrales, nous avons retenu l'allocation physique basée sur la masse pour les processus ayant lieu au sein des exploitations agricoles (ex : allocation blé/paille ou lait/veau).

L'inventaire du cycle de vie

L'étape d'inventaire du cycle de vie (ICV) recense toutes les ressources (renouvelables et non-renouvelables) et émissions (vers le sol, l'eau et l'air) impliqués dans chaque processus sur l'ensemble du cycle de vie du système étudié. A cette étape, chaque flux de matière et

d'énergie entrant et sortant du système est quantifié. Ces flux sont ramenés à l'UF (section 1.2). Deux méthodes de calcul de l'inventaire coexistent : l'approche processus, basée sur des flux physiques, et l'approche *Input-Output*, basée sur des flux monétaires (Jolliet et al. 2010). C'est l'approche processus qui est retenue dans cette thèse du fait d'un accès aux données sur différentes fermes du territoire d'étude. Il est préférable de modéliser les flux des processus à partir de données issues du système étudié (ex : ferme, industrie, filière). Ces données peuvent être récoltées par enquête, par expérimentation ou à partir de données issues de la littérature. Cependant, des bases de données fournissent des données d'inventaire du niveau régional au niveau global. A l'échelle nationale, la base de données Agribalyse® fournit des ICV agricoles pour la France (Koch and Salou 2015b). A une échelle plus globale, la base de données ecoinvent® fournit un large panel d'ICV pour différentes industries (Frischknecht et al. 2007). Cette étape est généralement la plus consommatrice de temps, car la récolte des données nécessaires à la réalisation de l'ACV est souvent complexe (Jolliet et al. 2010).

L'évaluation de l'impact environnemental

Cette étape permet de déterminer les impacts environnementaux du système étudié en agrégeant les ressources et émissions de l'ICV précédemment construit en fonction de leur compartiment environnemental cible (air, eau, sol). Le passage de l'émission/ressource à l'impact se fait par l'utilisation d'un facteur de caractérisation qui calcule le potentiel d'impact de chaque substance émise (Figure 1.2). Le facteur de caractérisation modélise la *voie d'impact*, c'est-à-dire le cheminement (changement de concentration, d'état, de milieu) du polluant dans l'environnement depuis son point d'émission jusqu'à l'écosystème cible où l'impact se produit. Cette étape permet donc de classer les émissions et ressources selon leurs contributions aux indicateurs d'impact.

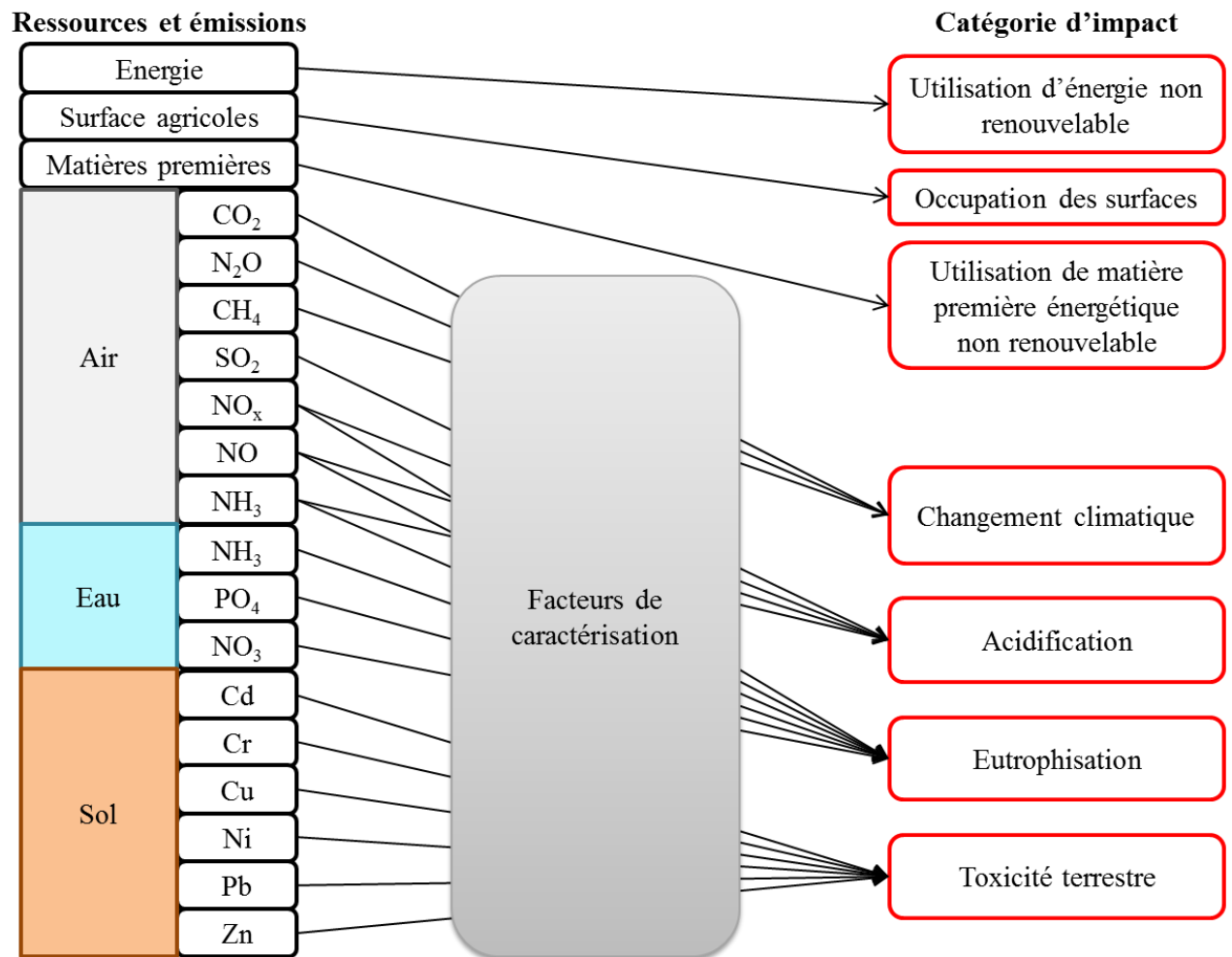


Figure 1.2 : Exemple de ressources et émissions agrégées pour estimer les impacts environnementaux *midpoint* d'une exploitation agricole. D'après Chen (2014).

Il existe deux types de catégories d'impact : les impacts *midpoint* et impacts *endpoint*. Les catégories d'impacts *midpoint* (ou orientées problèmes) expriment l'importance relative des émissions d'une substance sur une catégorie d'impact spécifique (ex : changement climatique, acidification, eutrophisation, toxicité). Les catégories d'impacts *endpoint* (ou orientées dommages) permettent d'évaluer la contribution des catégories d'impacts intermédiaires à une ou plusieurs catégories de dommages (ex : épuisement des ressources, impact sur la santé humaine, impact sur les écosystèmes). Le choix des catégories d'impact doit se faire en accord avec les objectifs de l'étude et la qualité des données d'inventaire. Dans cette thèse, ne sont présentés que des résultats d'impacts *midpoint*, avec une focalisation sur l'eutrophisation.

Pour déterminer ces différents impacts, plusieurs méthodes de caractérisation existent. Certaines se contentent de déterminer le potentiel d'impact de chaque polluant sur

l'environnement, sans tenir compte du cheminement du polluant dans l'environnement (ex : CML-IA (Guinée et al. 2002)). Dans ce cas, le devenir des polluants et la sensibilité de l'environnement sont considérés comme maximum, c'est-à-dire que tout ce qui est émis induit un impact. D'autres méthodes prennent en compte la différenciation spatiale, comme EDIP 2003 (Hauschild and Potting 2005), ReCiPe 2008 (Goedkoop et al. 2013) ou encore Impact 2002+ (Jolliet et al. 2003). Les méthodes de caractérisation font l'objet de nombreuses recherches, notamment dans le domaine de la spatialisation des facteurs de caractérisation (Huijbregts et al. 2000; Pfister et al. 2009; Pfister and Bayer 2014; Potting et al. 1998; Roy et al. 2014b; Saad et al. 2013) (voir chapitres 2 et 3).

Pour comparer les différentes catégories d'impact entre elles, la norme ISO 14040 propose trois étapes facultatives : (1) la normalisation, qui exprime les catégories d'impacts selon la même unité; (2) le groupement, qui attribue (semi-)qualitativement des rangs d'importance aux indicateurs d'impact et (3) la pondération, qui agrège les résultats normalisés par un facteur de pondération (à score unique) (Jolliet et al. 2010; Udo de Haes et al. 2002). Ces trois étapes doivent être transparentes car elles tiennent compte de référentiels de valeurs qui sont variables selon les groupes d'humains. Selon Reap et al. (2008b), ces trois étapes sont à utiliser avec précaution, car elles sont sujettes à des biais humains ou procéduraux. Ces étapes ne sont pas utilisées dans notre étude.

L'interprétation

Cette dernière étape permet d'interpréter les résultats obtenus (émissions ou impacts) par l'identification des processus ou partie du cycle de vie du produit/système qui contribuent le plus aux impacts (*hotspots*). A partir de ces résultats, il est souvent possible de proposer des leviers d'action pour réduire les impacts environnementaux du produit ou système. La qualité et la robustesse des résultats obtenus à cette étape sont évaluées à l'aide d'une série de contrôles (contrôles de qualité, analyse de sensibilité, analyse d'incertitude). L'interprétation des résultats doit être la plus complète possible. D'après Jolliet et al. (2010), l'interprétation se réalise à plusieurs niveaux :

- Après chaque phase de l'ACV, plus particulièrement l'ICV ;
- En comparant les contributions de chaque étape du cycle de vie ;
- En examinant les contributions de chaque composant du système ;
- En examinant les contributions de chaque polluant et substance.

Cette étape permet de plus d'évaluer les performances environnementales des scénarios alternatifs par rapport au scénario de base (*business as usual*). Il est important que les résultats, et leurs limites, soient clairement exposés pour accompagner le processus de prise de décisions. L'ACV étant un processus itératif, il est fréquent de retourner aux étapes précédentes pour effectuer des modifications afin de raffiner les résultats.

2.3.3. Les avantages et limites de l'ACV

Ses avantages sont multiples. L'ACV prend en compte à la fois la consommation de ressources et les émissions ainsi que les impacts environnementaux associés. Elle propose de nombreux indicateurs d'impact allant du local (eutrophisation, toxicité humaine et écotoxicité), au régional (acidification) et au global (changement climatique, dégradation de la couche d'ozone). Enfin, elle permet de plus de mettre en évidence les transferts d'impacts, que ce soit entre différentes technologies, territoires, parties du cycle de vie ou catégories d'impact (Boeglin and Veuillet 2005).

Bien que l'ACV soit une méthode mondialement utilisée (Guinee et al. 2011), avec un cadre méthodologique bien défini, certaines limites restent inhérentes à la méthode (Guinée et al. 2002). Selon Guinée et al. (2001) les limites de la méthode sont : (1) la mauvaise intégration des aspects liés au site de production en raison de l'utilisation de base de données génériques ; (2) la qualité des données utilisées ; (3) la linéarisation des processus et (4) la mauvaise prise en compte de la différenciation spatiale (c'est-à-dire de la variabilité spatiale dans le calcul des émissions et impacts) et temporelle (c'est-à-dire de la variabilité temporelle dans le calcul des émissions et impacts). Reap et al. (2008a, b) identifient aussi la variabilité spatiale comme un des points critiques qu'il convient de prendre en compte pour améliorer l'ACV (Tableau 1.3).

Tableau 1.3 : Principales faiblesses à chaque étape de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV).
D'après Reap et al. (2008a).

Etape de l'ACV	Point entraînant des faiblesses potentielles
Définition du système et des objectifs	Choix de l'unité fonctionnelle Sélection des limites du système Considération des scénarios alternatifs
Analyse de l'inventaire	Règle(s) d'allocation choisies Négligence des contributions infimes
Evaluation de l'impact	Sélection des catégories d'impact Négligence de la variation spatiale Négligence de la temporalité Négligence des dynamiques des écosystèmes
Interprétation	Pondération et normalisation
Toutes les étapes	Disponibilité et qualité des données

2.3.4. L'ACV territoriale et l'ACV spatialisée

ACV territoriale

Si l'ACV a été développée originellement pour un produit, elle est utilisée aujourd'hui pour évaluer de nouveaux objets d'études comme le territoire. Parmi les différentes méthodes d'évaluation environnementale (ex : analyse de risque), l'ACV est retenue par Loiseau et al. (2012; 2013) pour évaluer le bilan environnemental d'un territoire. L'ACV territoriale en est encore à ses balbutiements et, à l'heure actuelle, peu de littérature existe sur les ACV à l'échelle du territoire. Loiseau et al. (2013) proposent un cadre méthodologique de l'ACV territoriale basé sur une approche *Input-Output* et le mettent en application sur un territoire de la côte méditerranéenne (Loiseau et al. 2014). Dans ce cadre, quatre verrous méthodologiques ont été identifiés : (i) la définition des fonctions d'un système multifonctionnel, (ii) la définition des frontières du système territorial, (iii) la collecte de données et (iv) la sélection d'indicateurs pertinents dans le cadre de processus de décision locaux. Pour lever ces verrous, un indicateur caractérisant les différents services rendus par le territoire (qualitatifs et quantitatifs) est inclus parmi les indicateurs de sortie. La démarche permet ainsi de dresser un diagnostic environnemental mais également d'évaluer d'un point de vue environnemental des scénarios d'aménagement du territoire. Les auteurs citent cependant plusieurs points d'amélioration, dont l'inclusion de la variabilité spatiale due aux caractéristiques

biophysiques du territoire. En effet, cette approche ne tient pas compte de la localisation des activités humaines et des caractéristiques du territoire d'étude dans le calcul des émissions et des impacts environnementaux.

ACV spatialisée

L'ACV est une méthode globale qui, historiquement, ne prend pas en compte les caractéristiques biophysiques de l'environnement (Heijungs and Suh 2002). Dans la plupart des études, l'environnement est considéré comme une unité moyenne avec des caractéristiques génériques associées (Potting and Hauschild 2006). De ce fait, toutes les émissions et impacts sont agrégés sur l'ensemble du cycle de vie, en s'affranchissant des spécificités régionales ou locales associées aux différents processus du système. Cette hypothèse est plausible dans le cas d'impacts cumulés globaux, comme le changement climatique (Ross and Evans 2002). En revanche, les impacts locaux et régionaux varient selon la localisation des émissions et la nature du milieu récepteur. Cette non prise en compte des spécificités locales dans le calcul des émissions et des impacts entraîne des incertitudes dans les résultats d'inventaire et d'impact. La magnitude de ces incertitudes varie selon la catégorie d'impact (Owens 1997). Les catégories d'impact concernées par la spatialisation sont, par exemple, le smog photochimique, la toxicité humaine, l'écotoxicité, l'eutrophisation, la privation d'eau douce et l'acidification. L'ACV spatialisée fait l'objet de nombreuses recherches depuis bientôt 20 ans. Aissani et Le Féon (2015) proposent un cadre conceptuel pour l'ACV spatialisée : « le continuum de spatialisation » qui pose les bases de la « propagation de l'information spatiale tout au long de l'ACV ». Ce cadre conceptualise les liens entre niveaux de spatialisation d'une étape à l'autre de l'ACV. Selon eux, la spatialisation intervient à différentes étapes de l'ACV. Dans la littérature, la spatialisation est principalement étudiée dans les étapes d'ICV et d'analyse de l'impact.

La spatialisation de l'ICV se fait par la prise en compte, à chaque étape du cycle de vie, de la localisation des émissions et l'utilisation de données locales et/ou la modélisation d'émissions en incluant l'influence du milieu. Plusieurs auteurs ont travaillé sur la géolocalisation des émissions grâce à l'utilisation de Systèmes d'Information Géographique (SIG) (Geyer et al. 2010b; Geyer et al. 2010a; Tessum et al. 2012; Dufossé et al. 2013; Engelbrecht et al. 2013). Concernant les ICV agricoles, Liao et al. (2015) proposent un cadre pour la détermination d'émissions azotées spatialisées en utilisant un modèle dynamique qui couple croissance des plantes et caractéristiques biophysiques du milieu. Néanmoins, ces travaux se focalisent généralement sur des ressources ou émissions associées à une seule

catégorie d'impact : utilisation de l'eau, perte de biodiversité, eutrophisation, ou changement climatique (Gasol et al. 2011; Liao et al. 2015; Urban et al. 2012).

La spatialisation de l'ICV fait face à plusieurs challenges. L'un des principaux défis en vue de généraliser l'utilisation d'ICV spatialisés est l'élaboration de bases de données d'inventaires intégrant des informations géographiques associées à des données locales (Mutel and Hellweg 2009). Yang (2016) propose un cadre pour réaliser des ICV spatialisés basés sur des modèles *Input-Output* multirégionaux. Cette approche fonctionne pour un petit nombre de régions, mais devient vite impraticable quand ce nombre augmente. Le deuxième challenge de la mise en place d'ICV spatialisés est le lien avec la phase de calcul de l'impact. Mutel et al. (2011) ont développé un programme informatique qui permet de combiner un ICV spatialisé à plusieurs méthodes de caractérisation spatialisées. Cette solution technique demande encore des améliorations, notamment pour son implémentation dans les logiciels ACV (Hellweg and Milà i Canals 2014).

La spatialisation des méthodes de caractérisation d'impact est la plus étudiée dans la littérature. Des méthodes de caractérisation spatialisées sont développées pour de larges étendues spatiales (continent, pays, grands bassins versants). Une méthode de caractérisation spatialisée à plusieurs échelles (bassins versants, pays, continent et monde), IMPACT World+, est en cours de développement pour plusieurs catégories d'impact telles que l'eutrophisation, l'acidification, la toxicité et l'écotoxicité, l'utilisation de l'eau et l'utilisation des terres (Bulle et al. 2014). A l'heure actuelle, seule l'échelle monde (c'est-à-dire non spatialisée) est disponible et peut être implémentée dans les logiciels ACV. Les impacts les plus étudiés en ACV spatialisée sont les suivants :

- l'**eutrophisation** (Azevedo et al. 2013; Gallego et al. 2010; Helmes et al. 2012; Huijbregts and Seppala 2001; Roy et al. 2014a; Seppälä et al. 2004; J. et al. 2006; Struijs et al. 2011) ;
- l'**acidification** (Bellekom et al. 2009; Bellekom et al. 2006; Civit et al. 2014; Frechette-Marleau et al. 2008; Hettelingh et al. 2005; Huijbregts et al. 2000; Posch et al. 2008; Potting et al. 1998; Roy et al. 2014a; J. et al. 2006) ;
- l'**utilisation des terres** et son impact sur la **biodiversité** (de Baan et al. 2013a; de Baan et al. 2013b; Elshout et al. 2014; Geyer et al. 2010a; Saad et al. 2013; Saad et al. 2011; Verones et al. 2012) ;
- l'**utilisation de l'eau** (Bayart et al. 2010; Boulay et al. 2011; Boulay et al. 2015; Núñez et al. 2015; Pfister and Bayer 2014; Pfister et al. 2009; Tendall et al. 2014).

3. Conclusion du chapitre 1

Ce chapitre met en avant le besoin d'évaluer l'agriculture à la fois de façon multicritères, dû à ses divers impacts sur l'environnement, et à l'échelle territoriale, car c'est une échelle pertinente pour la prise de décision. Pour réaliser ce bilan environnemental, l'ACV est identifiée comme une méthode pertinente. En l'état, elle demande cependant des adaptations pour :

- Passer d'une méthode qui évalue des systèmes à l'échelle de l'atelier ou de la parcelle le plus souvent ou de l'exploitation agricole parfois, à l'échelle du territoire ;
- Prendre en compte l'hétérogénéité spatiale du territoire afin de spatialiser les émissions et impacts.

Pour cela, il est nécessaire de développer un nouveau cadre méthodologique qui allie territorialisation et spatialisation. La conceptualisation du couplage entre ACV territoriale et ACV spatialisée fait l'objet du chapitre 2.

Chapitre 2 : Le cadre méthodologique de l'Analyse du Cycle de Vie Territoriale Spatialisée

Comment modifier l'ACV pour permettre l'évaluation spatialisée des impacts environnementaux de territoires agricoles ?

Introduction du chapitre 2

A ce jour, le couplage entre l'ACV spatialisée et l'ACV territoriale agricole n'a pas encore été réalisé. Or, à l'échelle territoriale, les calculs des émissions et impacts varient selon les caractéristiques biophysiques du milieu (ex : type de sol, pente, climat). Il est donc important d'intégrer une différenciation spatiale à cette échelle. A partir de ce constat, la méthode de l'ACV Territoriale Spatialisée (ACVTS) a été développée et mise en place. Ce chapitre présente le cadre méthodologique de l'ACVTS, qui intègre l'ACV territoriale (bilan environnemental d'un territoire en prenant en compte toutes les activités agricoles présentes dans ce territoire) et l'ACV spatialisée (différenciation spatiale des émissions et impacts). L'ACVTS a un double enjeu : proposer un cadre à l'échelle territoriale qui se base sur des processus physiques et qui intègre une différenciation spatiale à chaque étape de l'ACV, en mettant l'accent sur les parties inventaire de cycle de vie (ICV) et évaluation de l'impact. Pour répondre à la problématique posée en début d'introduction, la première partie du travail de thèse s'attelle à la définition un cadre conceptuel de l'ACVTS en 6 étapes :

- (1) définir les objectifs de l'étude ainsi que la (ou les) fonction(s) et frontière(s) du territoire ;
- (2a) mettre en place une typologie des activités humaines basée sur le type de production (ex : fermes laitières ou de grandes cultures) ;
- (2b) définir une typologie des espaces « homogène » pour les émissions (ex : type de sol et climat pour les émissions d'azote) et pour les impacts (ex : baie ou rivière dans le cas de l'eutrophisation) ;
- (3) réaliser un inventaire du cycle de vie spatialisé pour chaque type d'activités sur chaque type d'espace « homogène » ;
- (4) déterminer les impacts spatialisés à partir de l'inventaire réalisé précédemment

- (5) représenter les résultats obtenus à l'aide de graphiques ou de cartes en incluant les impacts à l'intérieur et hors du territoire ;
- (6) analyser les résultats obtenus.

Ce deuxième chapitre présente le couplage ACV territoriale et spatialisée et pose les bases du cadre méthodologique de l'ACVTS. Il a fait l'objet d'un article publié dans la revue *Journal of Cleaner Production* (Nitschelm et al. 2016).

Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development

Laure Nitschelm^a, Joel Aubin^a, Michael S. Corson^a, Valérie Viaud^a, Christian Walter^a

^a SAS, AGROCAMPUS OUEST, INRA, 35000, Rennes, France

Journal of Cleaner Production, (2016), 112: 2472–2484

Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) is a methodological framework that estimates environmental impacts of products, systems or services in a life cycle perspective (from cradle to grave) at local to global levels. Some environmental impacts can vary depending on the characteristics of their surroundings, and therefore on the location of the activity. This variability can be taken into account in environmental assessment using spatialized LCA. Spatial differentiation is especially relevant when studying territories (ca. 100-10,000 km²), which often have high heterogeneity in environmental characteristics. In this study, we developed a method for spatialized territorial LCA (STLCA) that combines spatialized LCA and territorial LCA to study land-use planning in an agricultural territory. An agricultural territory is defined as a geographically delimited area in which the majority of land use or economic activity is based on agriculture. STLCA can estimate potential environmental impacts of an agricultural territory for land-planning purposes, such as which agricultural activities should be developed and where to locate them. The method consists of six steps: (1) defining boundaries and functions of the territory under study and identifying the human activities to include, (2) defining and locating activity and environment typologies within the territory, (3) determining the spatialized life cycle inventory by locating emissions using regional data, if possible, (4) determining spatialized life cycle impact assessment for all regional impacts considered, (5) mapping impacts inside and outside the territory, and finally (6) analyzing results using sensitivity and uncertainty analysis. Objectives of this method are to (1) give more accurate results than a territorial LCA without spatial differentiation, (2) help decrease environmental impacts within a territory while avoiding transfer of impacts to other territories and (3) help avoid or minimize impacts of exchanges of resources or products with other territories.

Keywords: life cycle assessment, territory, spatial differentiation, agriculture

1. Introduction

The relevance of a territorial approach to addressing environmental concerns concerning agricultural areas is being increasingly recognized (Payraudeau and van der Werf 2005). In the scientific community, the definition of “territory” varies among and within scientific communities and countries. The concept of a “territory” was first developed by French scientific communities (Giraut 2008). The concept of a “territory” as a complex and dynamic system goes beyond that of a “region”. While a region can be defined as a spatially contiguous area, a territory can be defined as a region claimed by the population that lives in it (Le Clanche 2010). Although the concept of “territory” is still debated, much of the scientific community agrees on a definition based on three main concepts: a geographic space, stakeholders’ decision-making processes, and regional identity (Caseau 2003; Cerceau et al. 2014; Etienne 2014; Le Clanche 2010). Therefore, we adopt Moine’s (2006) definition of “territory”: a geographically contiguous area in which human activities occur that is managed by local stakeholders, whose representations (individual, ideological, and societal) of the territory influence their decisions. The main distinction between “region” and “territory” is the inclusion of the stakeholders in the latter. A territory is therefore a place where decisions are made and where stakeholders gather around common questions (e.g., environmental, economic, societal). In this article, we focus on agricultural territories, which we define as territories in which most land uses or economic activities are based on agriculture. In an agricultural territory, stakeholders focus on questions such as the trade-off between agricultural production and the environment.

Several analytical tools, such as environmental risk mapping, multi-agent systems, linear programming, Material Flow Analysis, or Emergy accounting, have been used to assess environmental burdens of agricultural territories (Payraudeau and van der Werf 2005; Loiseau et al. 2012). In particular, Loiseau et al. (2012) and Payraudeau and van der Werf (2005) identified life cycle assessment (LCA) as a suitable method to perform environmental analysis of an agricultural territory (called farming region in this article) due to its life-cycle and multicriteria perspectives (ISO 2006a). LCA is a methodological framework developed to assess environmental burdens of a product, service, or system during its life cycle (“from cradle to grave”) (ISO 2006a). Recently, the scientific community has started adapting LCA to assess environmental burdens of entire territories (Loiseau et al. 2013). The current state-of-the-art of territorial LCA does not include fine-scale spatial differentiation (Loiseau et al. 2013). Due to the size of agricultural territories, and since many emissions and impacts

arising from them depend on their surroundings (Potting and Hauschild 2006), using spatially explicit data is necessary to estimate territorial environmental impacts accurately. Although LCA was developed as a spatially independent approach, these adaptations seem relevant since decisions (e.g., administrative, environmental) are increasingly made at the local (e.g., territorial) level. It thus seems relevant to develop a method to estimate environmental impacts of activities within a territory ("territorial LCA") by considering their locations in a spatially explicit manner (i.e., "spatialized territorial LCA"). Agricultural territories have been analyzed spatially for years. For example, methods have been developed to predict spatially explicit dynamics of cropping systems (Leenhardt et al. 2010; Salmon-Monviola et al. 2012), spatial organization of land-use and rural territory dynamics (Benoit et al. 2012; Hinojosa and Hennermann 2012; Le Ber and Benoit 1998), or pesticide contamination risks in an agricultural watershed (Macary et al. 2014). In contrast, many LCA studies of agricultural production focus on the field or farm level (Brentrup et al. 2004a,b; Nguyen et al. 2013; Prudêncio da Silva et al. 2014; van der Werf et al. 2009). Some studies have integrated regionalization in agricultural LCA, such as regional land-use impacts on biodiversity (Saad et al. 2012; Elshout et al. 2014) or on climate change (Hortenhuber et al. 2014; Humpenoder et al. 2013), regional impacts on biodiversity due to water use (Verones et al. 2012) or biofuel production (Urban et al. 2012), or potential desertification due to agricultural activities at the country level (Civit et al. 2013). These studies highlight the need for regionalized data and assessment to obtain more accurate results than those of classic LCA studies. Indeed, addition of spatial differentiation could make assessment of overall territorial impacts more accurate and comprehensive.

The objective of this article is therefore to develop a new method, the spatialized territorial LCA (STLCA) for agricultural territories. We chose to focus on agricultural territories for three main reasons: (1) changes in agricultural land-use influence environmental impacts of agriculture (Cederberg et al. 2013), (2) some of these impacts depend on the biophysical context in which pollutants are emitted (e.g., weather, soil type), and (3) many choices that influence these impacts are made at the farm level but can be influenced by public policies at the territorial level (mainly via subsidies or regulations). Consequently, developing a method to estimate spatialized environmental impacts of a territory seems a relevant goal. The objective is therefore to propose a new approach called spatialized territorial LCA (STLCA). After a brief state of the art on territorial and spatialized LCA, we describe the methodology based on 6 steps.

2. Territorial and spatialized LCA: a brief state of the art

2.1. Territorial LCA

Territorial LCA can be defined as assessment of the eco-efficiency of a territory (Seppälä et al. 2005). To perform a territorial LCA, every human activity that occurs within the territory, along with every background process linked to these activities, is assessed. In the literature, territorial LCA has been studied at every stage of the LCA framework. For example, at the LCI stage, Pradeleix et al. (2012) developed a method based on Agrarian System Diagnosis to build territorial LCIs for agriculture. Until the development of a territorial LCA method by Loiseau et al. (2013), territorial LCA only focused on one activity or process. Azapagic et al. (2013; 2007) and Yi et al. (2007) studied environmental impacts of human activities in a city or at the regional level using LCA. Bjorklund (2012) and Finnan et al. (2012) assessed environmental impacts of energy-source choices at the regional (i.e., municipal and country) level. Covering all the LCA stages, Loiseau et al. (2013) developed a territorial LCA method to assess land-use planning impacts on a territory, which was then applied to a case study (Loiseau 2014). The method developed considers the territory as a “black box” that interacts with other black-box territories via a variety of inputs and outputs. This method includes: (1) definition of the functional unit(s), (2) selection of boundaries of the territory, (3) regional data collection, and (4) consideration of the local context when evaluating impacts. This method, however, did not include spatial differentiation. As emphasized by Yi et al. (2007), it is necessary to consider regional characteristics (i.e., human and environmental-based) when performing a regional assessment (i.e., territorial LCA). Including spatial differentiation method is therefore recommended in territorial LCA.

2.2. Spatialized LCA

Environmental impacts caused by a pollutant emission depend on the quantity emitted, its properties, characteristics of the emitting source, as well as characteristics of receiving environment (Finnveden et al. 2009). In most LCA studies, the receiving environment is considered a standardized “unit world” with generic characteristics (Potting and Hauschild 2006). For some mid-point impact categories such as climate change, this assumption holds true. However, some environmental impacts – such as acidification or eutrophication – vary depending on characteristics of the receiving environment and therefore on the location of the emissions. Spatialized LCA can take this variability into account in impact assessment. Spatialized LCA can be defined as the inclusion of spatial information, at a chosen spatial

resolution, within one or more LCA stages (i.e., goal and scope definition, LCI, life cycle impact assessment (LCIA), result interpretation). In literature most case studies concern the LCIA step.

In the literature, spatially explicit LCA has been addressed at every LCA stage. In goal and scope definition, Laurent et al. (2014) developed a systemic method to identify the most important functions of a collective anaerobic-digestion system within each of two distinct territories using GIS. Spatialized LCI has mainly been based on spatially explicit databases and use of Geographic Information Systems (GIS) to geolocate processes (Dresen and Jandewerth 2012; Dufossé et al. 2013; Engelbrecht et al. 2013; Geyer et al. 2010a,b; Núñez et al. 2010; Tabata et al. 2011; Tessum et al. 2012). Spatialized LCIA, on the other hand, has focused on spatial differentiation of characterization factors (CFs) for impacts such as acidification or eutrophication (Huijbregts et al. 2000; Krewitt et al. 2001; Potting et al. 1998; Roy et al., 2014a,b, Shah and Ries 2009) or impacts of resource scarcity, such as that of water or soil (Boulay et al. 2011; Frechette-Marleau et al. 2008; Pfister et al. 2009; Saad et al. 2013; Verones et al. 2012, 2013). Spatialized LCIA has addressed mainly country, (sub-) watershed, ecozone or biome spatial extents (Elshout et al. 2014; Núñez et al. 2015; Pfister et al. 2009; Potting et al. 1998; Saad et al. 2011). The LCIA characterization method IMPACT World+ (Bulle et al. 2014), currently under development, regroups spatialized characterization factors for impact categories at different levels of spatial resolution (e.g., watershed, country, continent). Matching the spatialized LCI with spatialized characterization methods, however, remains a challenge. Mutel et al. (2011) developed a computer program to combine spatialized LCI with spatialized LCIA. This technical solution still needs improvement, particularly in terms of incorporation into LCA software, to be widely used by LCA practitioners (Hellweg and Milà i Canals 2014). At the result-assessment stage, spatial differentiation has been used to show emission or impact results on maps to identify locations of hotpots (Manneh et al. 2010; Norris 2003; Saad et al. 2013; Tessum et al. 2012).

The debate about whether spatialized LCA reduces uncertainties in LCA studies remains open (Finnveden and Nilsson 2005; Hellweg and Milà i Canals 2014). The amount of local data needed for spatialized LCA studies can indeed increase uncertainties in the LCI phase. Studies have shown, however, that using generic CFs can induce errors in LCIA; for example, regional CFs for eutrophication and acidification at the country level can vary up to 3.5 orders of magnitude among European countries (Hettelingh et al. 2005; Huijbregts et al. 2000). Therefore, taking spatial variability of impacts into account seems necessary to reduce uncertainties on local impact results, especially when assessing environmental impacts of a

relatively large area such as a territory. To our knowledge, there is to date little scientific literature on connection between spatialized and territorial LCA. We can cite Norris (2003), who developed the TRACI method, and demonstrated that the CFs for eutrophication, acidification and photochemical smog change from the national-level to state-level, in the US. He demonstrated the potentially important influence of release location of pollutant on impacts results. In our method, the territory is considered as a system in which emissions and impacts occur at different places and are influenced by their surrounding and hence, their spatial locations. We develop the different stages of the spatialized territorial LCA method in the next paragraphs.

3. The spatialized territorial LCA method

We have developed a method that connects spatialized LCA to territorial LCA by taking into account the spatial variability of emissions and impacts within a territory. According to Udo de Haes et al. (2004), we can classify the STLCA method as an extension of LCA. The method is divided into six major steps (Fig. 2.1):

- (1) Define the goal and scope of study, including geographic boundaries and the functions of the territory.
- (2) Define typologies of agricultural activities (e.g., farm and land-use typologies) and the influence of biophysical environment on emissions and impacts (e.g., zones of homogenous environmental characteristics).
- (3) Define the spatialized LCI by combining activity types with environment types.
- (4) Determine environmental impacts for each environment type within the territory.
- (5) Map impacts inside and outside the territory.
- (6) Interpret results using contribution, sensitivity and uncertainty analyses.

It is important to note that spatialization occurs during each of these steps. Like classic LCA, the STLCA method is iterative. Each iteration becomes more detailed, in both data and location, as needed.

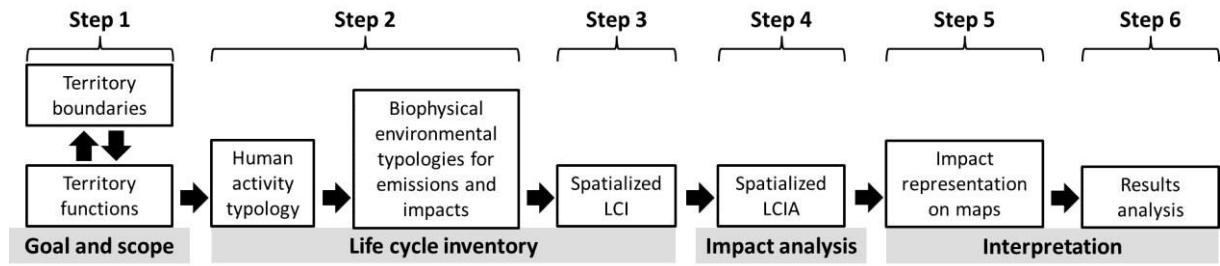


Figure 2.1: Steps of spatialized territorial LCA.

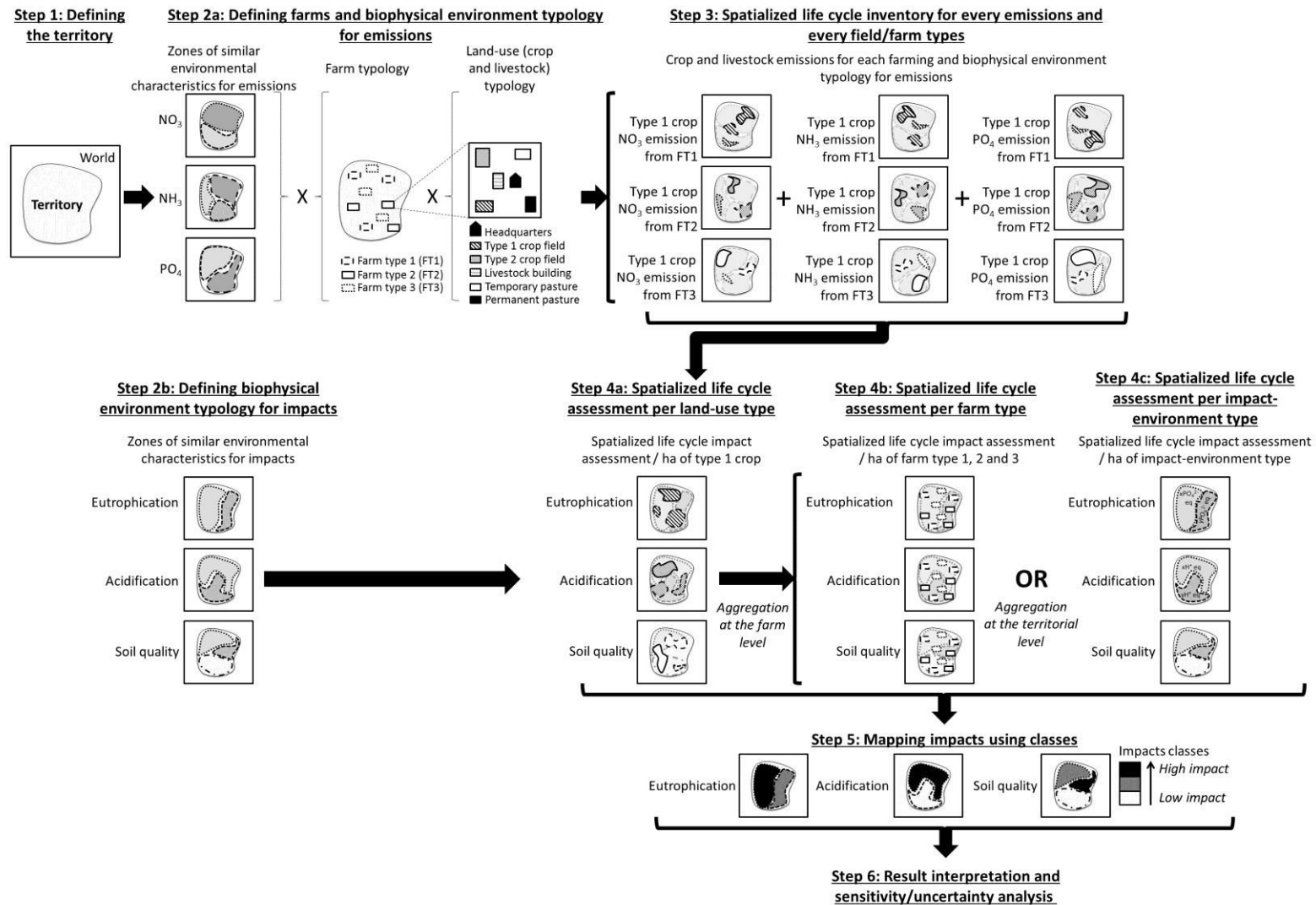


Figure 2.2: Diagram of the theoretical framework for spatialized territorial LCA applied to a hypothetical territory.

3.1. Goal and scope of the study: defining the territory boundaries and functions

The definition of the territory boundaries and functions is goal dependent. The first step is therefore to define the goal of the assessment. Assessing an agricultural territory can have different aims: to evaluate the present situation, to compare different scenarios, or to assess prospective situation.

3.1.1. Territory boundaries

The first step is to choose whether the scope will extend from the cradle to the territory gate or to the grave (Fig. 2.2, step 1). Loiseau et al. (2013) suggested that territorial LCA should stop at the territory gate, since the territory has no influence on what happens to its products once they leave the territory. Moreover, it would be difficult to find all the data necessary to follow the consumption and end-of-life chain of products that leave the territory. Consequently, we also recommend stopping the LCA at the territory gate. The next step is to define boundaries and functions of the territory under study. Boundaries of an agricultural territory are generally defined as a geographically delimited region (e.g., a watershed) in which farms are under the same local government (e.g., local community council, county/department/state). These boundaries can be extended if the entire agricultural sector (e.g., farms, food-processing industries, consumption, end-of-life) is studied.

3.1.2. Territory functions

Next, defining territory functions and determining which of them are the most significant is a crucial step in STLCA, since LCA is function-based. Based on the framework of the European project SENSOR (Pérez-Soba et al. 2008), Loiseau et al. (2013) stated that territorial functions can be mainly environmental, economic, or societal. Functions of an agricultural territory may include producing food for human consumption or managing agricultural resources within a geographic area (Table 2.1). Since a territory is a multifunctional system, inclusion of a functional unit is a tricky step. Since LCA cannot handle multifunctionality, we only consider the territory's main function. A territory's main function can be defined either (1) as the result of a territorial LCA (Loiseau et al. 2013), (2) using systems analysis (i.e., mathematical definition) (Laurent et al. 2014), (3) or by consulting local stakeholders. In the STLCA method, the function can be defined with the

help of local stakeholders, if the goal is to help decision makers. The three methods have their own limits and advantages. They can be used alone or in combination. We assumed that territorial functions are fixed and that the functional unit depends on the main territory function. For example, if the function of the territory is “managing agricultural resources within a geographic area”, the functional unit chosen can be “one hectare (ha) of agricultural surface area”. Other functional units besides ha of agricultural land may then be considered. For example, if the agricultural territory is based on livestock production, the functional unit may be kg of meat or carcass weight of livestock or kg of protein produced within the territory. On the other hand, if the territory is based on cash crops, the functional unit may be kg of energy produced. An economic functional unit such as agricultural income per ha of territory could be investigated. Territory function and boundaries will influence which emissions and impacts will be studied, as well as which activities will be considered.

Table 2.1. Examples of functions of agricultural territories.

Category	Functions
Environmental	Support biodiversity (e.g., reproduction and diversity of species)
	Support biophysical processes (e.g., streamflow, carbon sequestration)
Economic	Produce food for local and global human consumption
	Produce revenue from agricultural activities
	Provide resources for industrial activities
	Support tourist activities
Societal	Managing agricultural resources within a geographic area
	Support livelihoods of the local population
	Maintain a certain living environment for the population (e.g., employment, quality of life)

3.2. Activity typology

We distinguish foreground activities from background activities. Quoting the ILCD Handbook (JRC-IES 2010), the foreground system is “defined as those processes of the system that are specific to it” while the background system is defined as “those processes, where due to the averaging effect across the suppliers, a homogenous market with average (or equivalent, generic data) can be assumed to appropriately represent the respective process”. We assume that the foreground system includes agricultural activities that occur within the

territory (e.g., farms), and the background system includes human activities needed to produce inputs used by foreground activities. Depending on the size of the territory, background activities can occur inside or outside the territory. The method focuses mainly on foreground activities; consequently, background activities are spatially differentiated at lower resolutions. In territories with intensive agriculture, however, background process (e.g., soybeans imported from Brazil) may have higher impacts per ha than foreground processes (e.g., swine production (Cherubini et al. 2015)). If so, higher-resolution spatialization of background processes could increase accuracy of results. This can be challenging, though, since specific background processes are usually unknown, leading to the use of market-average processes. The weight of background processes vs. foreground processes can be determined using a simplified screening LCA.

Because assessing all human activities within a territory would require too much time, it is necessary to reduce these activities to a few representative ones. In this method, we define agricultural activity typologies based on the most relevant characteristics of each type of activity (e.g., for farms: crop and animal production).

3.2.1. Foreground activities: defining typology of activities

A territory can contain several farms. Each farm can have different land-use types. To reduce the time spent collecting data and calculating LCA impacts, relatively few farm types are defined. Each farm type is divided into several land-use types, depending on territory size and the heterogeneity of its farms. In agricultural territories, land-use types correspond to field types (e.g., crop and crop rotation, pasture, livestock buildings). Farm types are described as the sum of their land-use types (Fig. 2.3).

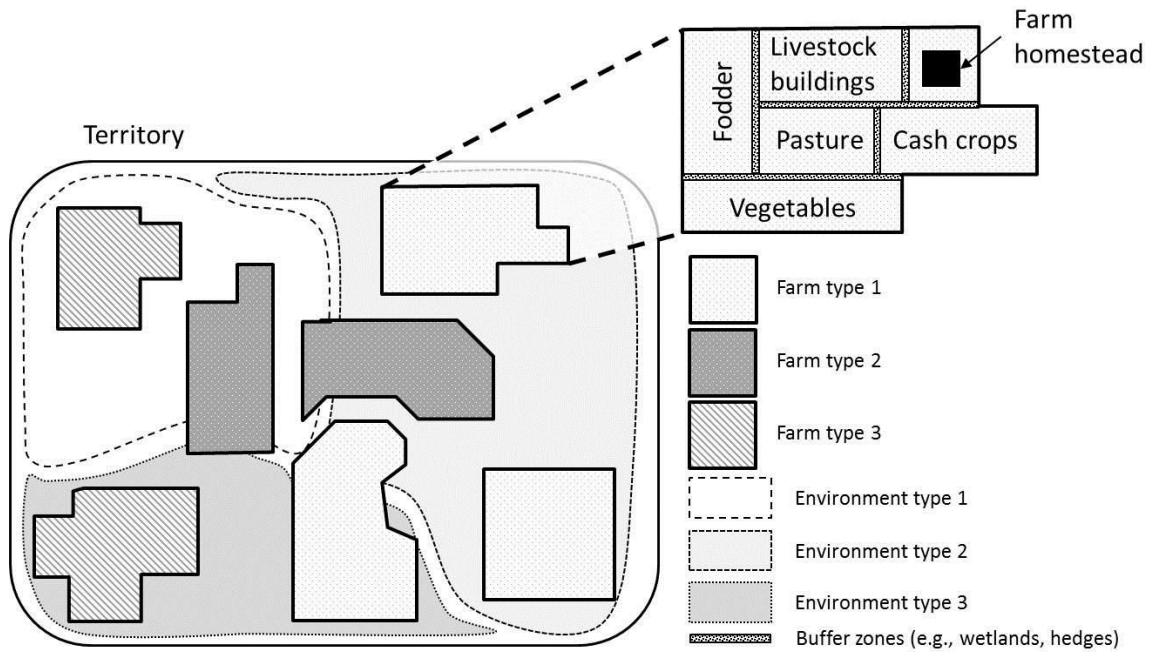


Figure 2.3: Illustration of farm and land-use types (activity typology) and environment types (biophysical environment typology).

Several farm typologies have been developed inside (Dalgaard et al. 2004; Pradeleix et al. 2012; Renaud-Gentié et al. 2014) and outside the LCA field (Alvarez-Lopez et al. 2008; Gabbi et al. 2013; Madry et al. 2013). Farm typology is based on indicators of production (e.g., farm products) or indicators of practices (i.e., farm management). The indicators chosen will depend on the farming systems in the territory. If possible, the typology should be based on data from farms in the territory studied. If no data are available for the territory, regional or national data can be used. For example, principal component analysis and hierarchical clustering of these indicators can be used to define the farm typology. Farm and land-use types are then spatially distributed across the territory, if possible, based on the location of real fields or livestock housing. Depending on the data set, farm types might not be known for every farm in the territory. For unknown farm, farm types can be assigned either: (1) randomly; (2) using land-use type or (3) using geographical rules (e.g., distance to the closest farm type).

If conceptual boundaries of the agricultural territory include other activities such as food processing or distribution, other land-use types (e.g., industrial, transport infrastructure) will need to be included. Activities not directly related to agricultural production, such as other economic activities of the farm families, can also be included but will increase the time spent on the LCI, since it requires knowledge of household activities.

3.2.2. Background activities

Like classic LCA, the STLCA method includes upstream processes of agricultural activities, such as production or transport of inputs to farms in a territory. Since background processes may occur outside territory boundaries, they are represented separately from processes in the territory. Background processes can be represented as embedded models with different levels of precision depending on the data available. For example, background activities could be classified as “region-”, “country-” or “continent-specific”. The location of these emissions should be identified at least to the regional level (e.g., state, province, country) when the origins of their background processes are known (e.g., soybean meal from Mato Grosso province, Brazil). If the location of a background activity is unknown, a global process (e.g., from a database such as ecoinvent v2 (EcoinventCentre 2007)) could be used. For transport, distance from suppliers to the farm can be estimated using GIS and road or waterway networks. In the context of agricultural territories, background processes that occur outside the territory studied are most likely to be represented at low spatial resolution (e.g., continent or global level). Indeed, the source of a given product purchased on the global market and imported to a specific territory can vary daily (e.g., soybeans imported to France can come from Brazil, the USA or even China) and a given farmer will most likely not know the original source of most inputs. If the origin of an input is known, its background processes should be spatially differentiated.

3.3. Environment typologies

A territory may have a wide range of environmental characteristics. When studying spatial variability within a territorial LCA, considering too many details of environmental characteristics would require too many calculations. To save time, it is necessary to develop biophysical environment typologies, which divide a territory into environmental zones with homogeneous biophysical characteristics. In the STLCA method, LCI and LCIA are treated separately using two different biophysical environment typologies: one for resources/emissions and one for impact categories (Fig. 2.2, step 2a, b). It is necessary to differentiate emissions from impacts since they do not necessarily depend on the same environmental characteristics or have the same spatial scales (or location). A farm will have multiple emissions to the environment, for example, nitrate due to crop production. At the LCI stage, the nitrate emitted to the environment will depend on soil type (e.g., clay, silt and

sand content; soil depth; organic matter content) and climate (e.g., temperature, precipitation, days of sunshine) as well as the type and management of crops and crop rotations. On the other end, the eutrophication impact for marine systems, mainly caused by nitrate and phosphorous emissions, will depend on the nutrient stock in nitrogen and phosphorous compounds, as well as characteristics influencing fate and transport (e.g., depth of groundwater, distance to watercourses, presence of hedgerows or wetlands) and the effect factor (e.g., bay size, depth, and water renewal; water temperature; initial nutrient load). The spatial scale of emission and impact environment typologies (field and bay, respectively) will therefore differ.

3.3.1. Environment typology for resources/emissions

The first step is to identify the main resources used and the main emissions emitted by agricultural activities within the territory. We identified four major resources in agricultural territories: water, agricultural products (e.g., seeds, animal feed), chemicals (e.g., fertilizers, pesticides) and energy (e.g., electricity, natural gas) as well as several major emission types: nitrogen compounds (e.g., NH_3 , N_2O , NO_3), phosphorous compounds (e.g., PO_4 , P_2O_5), carbon compounds (e.g., CO_2 , CH_4 , volatile organic compounds (VOC)), pesticides, and heavy metals (e.g., Cd, Cu, Zn, Hg, Pb, Ni, Cr) (Brentrup et al., 2004a,b; Nordborg et al. 2014; Yang 2013). The second step is to determine which emissions need to be spatially differentiated and which do not, based on their characteristics and the environmental compartment(s) to which they are emitted (soil, air, water). Each environmental flow (i.e., resource or emission) needs to be spatially differentiated, because its magnitude may differ according to where it occurs. For example, the amount of CO_2 released from a crop's soil into the atmosphere will depend on soil's capacity to stock carbon. For each emission that could benefit from spatial differentiation, we determined its biophysical environment type by combining spatial layers of environmental characteristics (Table 2.2).

Table 2.2. Example of environmental characteristics influencing the calculations of NO₃, NH₃ and PO₄ emissions.

Emission type	Final emission compartment	Environmental characteristics	Sources
NO ₃	Water	Soil data: soil type, thickness, slope, soil pH, soil water content, soil temperature, soil nitrate concentration, drainage Distance to surface water	Beaujouan et al. (2002); Dupas et al. (2011)
NH ₃	Air	Weather: temperature, precipitation, hours of sunshine, wind direction/velocity Soil data: soil pH, soil water content, soil porosity, soil cation-exchange capacity	Dupas et al. (2011)
PO ₄	Soil	Weather: precipitation Soil data: soil type, thickness, slope, erosion rate, drainage	Dupas et al. (2011)

GIS facilitates development of the biophysical environmental typology of resources/emissions. Spatial layers of environmental characteristics are increasingly available, at least for France or Europe (e.g., CORINE Land Cover for land use, IGCS (Soil Inventory, Management, and Preservation) map for soil type).

At the end of the process, one set of environmental data should be associated with each environmental zone of homogeneous biophysical characteristics (Fig. 2.4). The number and shape of environmental zones of homogeneous biophysical characteristics may differ among emissions. We refer to this typology as “emission-environment typology” (Fig. 2.2, step 2a).

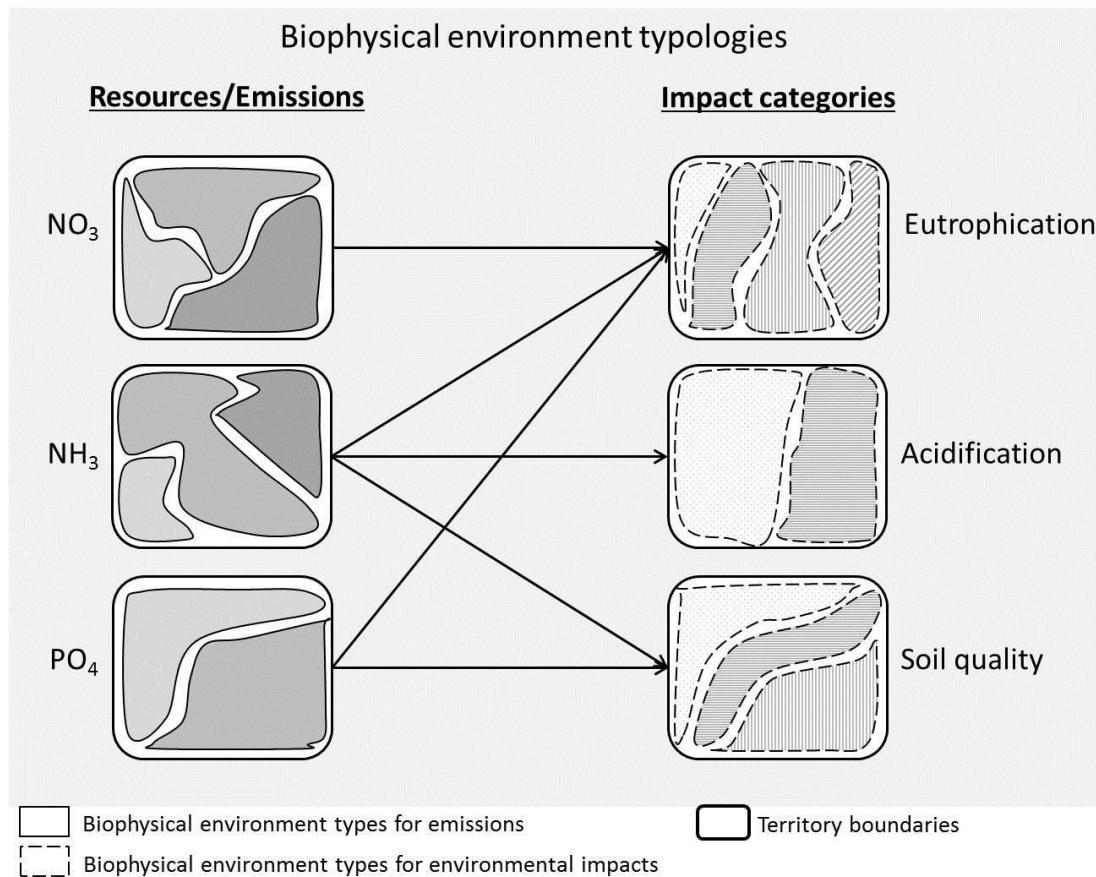


Figure 2.4: Example of biophysical environment typologies for resources/emissions (NO_3 , NH_3 and PO_4) and impact categories (eutrophication, acidification and soil quality).

3.3.2. Environment typology for impacts

This typology reduces the territory to a few biophysical environmental types for the impacts of concern and is used to calculate potential environmental impacts. These biophysical environment types are determined for each impact category, depending on environmental sensitivity to the given impact. For example, sensitivity to freshwater eutrophication depends on characteristics such as the distance to surface water and groundwater, the area of surface water and the capacity of surface water to absorb excess nutrients (Table 2.3).

Table 2.3. Example of environmental characteristics influencing the calculations of eutrophication, acidification and soil quality impact categories.

Impact category	Environmental compartment	Environmental characteristics	Sources
Eutrophication	Soil	Soil data: soil type, thickness, slope, vegetation cover	Huijbregts et al. (2000)
		Ecosystem types (e.g., forest, grasslands, mountains)	
	Seawater	Distance to seawater	Seppälä et al. (2004)
		Capacity of surface water to absorb excess of nutrient	
	Freshwater	Distance to surface water and groundwater	Gallego et al. (2010);
		Area of surface water	Seppälä et al. (2004)
Acidification	Water	Distance to surface water to absorb excess of nutrient	
		Climatic data (e.g., temperature, precipitation, hours of sunshine, wind direction/velocity)	Frechette-Marleau et al. (2008)
		Distance to surface water (river and lake)	
	Soil	Area of surface water	
		Climatic data: temperature, precipitation, hours of sunshine, wind direction/velocity	Huijbregts et al. (2000);
		Soil data: type of soil, depth, slope, soil exchange capacity	Potting et al. (1998); J. et al. (2006)
Soil quality	Soil	Ecosystem types (e.g., forest, grasslands, mountains)	
		Soil data: type of soil, soil compaction, salinization, change in soil organic matter, erosion resistance, physicochemical filtration, mechanical filtration, groundwater recharge	Garrigues et al. (2013); Saad et al. (2011)

This typology can be based on either (1) spatialized CFs (i.e., the link between the matter or energy flow and its impact) or (2) spatialized sensitivity factors (i.e., sensitivity of the receiving environment, which influences the probability of producing an impact). We refer to this typology as “impact-environment typology” (Fig. 2.2, step 2b). If using CFs, the impact-environment typology is divided into two maps: fate/transport and effect, which correspond to two of the three factors needed to calculate the CF (Eq. 1, Udo de Haes et al. (2002)):

$$CF_{i,n} = FF_{i,n} \times XF_{i,n} \times EF_{i,n} \quad (\text{Eq. 1})$$

where FF is the fate factor, representing dispersion and distribution of pollutant i in release compartment n , XF is the exposure factor, representing the duration and concentration of exposure, and EF is the effect factor, representing sensitivity of the target system to pollutant i . The fate and exposure factors will vary for each compound released into the environment, while the effect factor will depend only on the impact category considered.

If using sensitivity factors, the impact-environment typology only considers the effect factor by determining spatialized sensitivity factors in the territory studied. This approach is therefore less time-consuming, since it does not distinguish among emissions contributing to an impact, but it may be less accurate.

3.4. Spatialized LCI

Once the activity and emission-environment typologies have been determined, a spatialized LCI of activities within the territory is created to estimate direct emissions and resource consumption by taking into account spatial variability, regardless of whether they generate local, regional or global impacts.

Within the territory gate, spatialized emissions are estimated by combining data from the land-use types within the farm typology with the emission-environment typology (Fig. 2.2, step 3). Note that because farm and land-use types may not be evenly distributed across the territory, some combinations of farm/land-use types with emission-environment types may not exist. These data are used as input for emission calculation. Emissions at the land-use level should be estimated with appropriate models. For example, nitrogen emissions from fields could be predicted using spatially explicit simulation models, such as TNT2 (Beaujouan et al. 2002), but they require large amounts of input data. If not enough data are available for such models, simpler models can be used (e.g., EMEP/EEA (2013), IPCC (2006)). We

strongly encourage using models that include preceding and subsequent crops, and if possible, the entire crop rotation, when calculating emissions. Emissions such as nitrate will vary greatly depending on the sequence of crops in a rotation (Nemecek et al. 2015). During this step, land-use-level emissions are expressed in kg/ha per crop type in a given zone of sensitivity. Emissions at the farm level are expressed in kg/ha of usable agricultural land. Outside the territory, emissions are estimated either using simpler models (e.g., EMEP/EEA (2013), IPCC (2006)) or using LCI database (e.g., ecoinvent, Agrifootprint).

3.5. Spatialized LCIA

In the next step, spatialized impacts within the territory are estimated. We differentiate “direct” impacts (due to foreground processes) from “indirect” impacts (due to background processes). The STLCA method focuses mainly on direct impacts, but indirect impacts are also included, albeit at lower spatial resolution. For each direct impact category, midpoint and/or endpoint indicators are calculated. Spatialized direct impacts are estimated by combining the spatialized LCI with the impact-environment typology (Fig. 2.2, step 4), which may be done with GIS. Choosing midpoint or endpoint indicators will depend on the goal and scope of the study. A large amount of work has already been done on spatialized midpoint characterization methods, especially for acidification and eutrophication. Work on regionalized endpoint impact categories is, however, emerging, especially in the field of biodiversity impact assessment (Verones et al. 2012; Maia de Souza et al. 2013; Elshout et al. 2014).

As stated, impacts can be calculated using either spatialized CFs using simulation models or spatialized sensitivity factors (Table 2.4). Calculating spatialized CFs requires using complex and data-demanding models (e.g., EcoSense 2.0 (IER 2000), RAINS (Hauschild et al. 2006)). CFs may have large uncertainties depending on data quality/availability and uncertainties associated with the model. In contrast, if sensitivity factors are used, only one is assigned to each impact-environment type. Sensitivity factors are relatively simple to estimate, since they are based on expert knowledge, and/or discrete models. They require less time to calculate impacts. They, however, have their own limits and associated uncertainty. Using sensitivity factors, to estimate environmental impacts may increase the overall uncertainty in potential impacts more than spatially explicit CFs. The sensitivity and characterization factor's relative uncertainty can be estimated and compared in a case study. Choosing between the two methods will depend on the goal and scope of the study, the

amount of data and time available as well as the need for precision. With either approach, semi-natural or natural areas such as forests, hedgerows, ditches, riparian vegetation, lakes, and rivers should also be taken into account in the LCIA step, as they can serve as potential sinks of emissions to the environment (Angier et al. 2002; Baker and Maltby 1995; Montreuil et al. 2010; Willems et al. 1997).

Table 2.4. Advantages and disadvantages of global CFs, spatialized sensitivity factors and spatialized CFs

	Advantages	Disadvantages
Global CFs	• Useful for global system • Robust, allow comparisons of different contexts • Allow assessment of market average system	• Sensitivity of the surrounding environment not taken into account • Compound fate and transport not specified • Uncertainty due to nonspecific environmental processes
Spatialized sensitivity factors	• An initial level of spatial resolution in CF calculation • Simple environmental context characteristics involved	• Mixing science-based CF and expert choices on sensitivity factors • Use of discrete models • Definition of sensitivity factors generally unclear • Uncertainty due to underlying models
Spatialized CFs	• Useful for local system • High level of spatial resolution • Sensitivity of the surrounding environment, fate and transport taken into account based on scientific knowledge	• Time consuming • Local CF, not applicable elsewhere • Multiplication of uncertainty sources

3.5.1. Determining spatially explicit CFs

If using CFs, a CF is calculated for each impact-environment type using mechanistic simulation models. As mentioned, a CF equals the product of a fate factor, an exposure factor, and an effect factor (Udo de Haes et al. 2002). Spatial differentiation can be included in the fate, exposure, and effect factor (Udo de Haes et al. 2002). For freshwater eutrophication, for example, fate and transport consider the quantity of nitrate denitrified over the distance it flows until reaching surface or ground water. Fate and transport thus depend on several environmental characteristics of the territory such as soil type, topography and the presence of any wetlands. Spatialized environmental impacts are estimated by multiplying emissions that end up in a specific impact-environment zone with the zone's CFs for those emissions:

$$\begin{pmatrix} EI_{i,e_1} \\ \vdots \\ EI_{i,e_n} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} E_{a_1,e_1} & \cdots & E_{a_n,e_1} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ E_{a_1,e_n} & \cdots & E_{a_n,e_n} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} CF_{a_1,e_1} & \cdots & CF_{a_n,e_1} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ CF_{a_1,e_n} & \cdots & CF_{a_n,e_n} \end{pmatrix} \quad (\text{Eq. 2})$$

where EI is environmental impacts i in impact-environment types e_1 to e_n , E is emission types a_1 to a_n , and CF is spatialized CFs corresponding to emissions a_1 to a_n in each impact-environment type e_1 to e_n .

3.5.2. Determining spatialized sensitivity factors

If using sensitivity factors, they can be determined based on expert knowledge or analytical models (e.g., SIRIS method (Jouany et al. 1983)). Sensitivity factors are included in impact calculations as follows:

$$\begin{pmatrix} EI_{i,e_1} \\ \vdots \\ EI_{i,e_n} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} E_{a_1,e_1} & \cdots & E_{a_n,e_1} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ E_{a_1,e_n} & \cdots & E_{a_n,e_n} \end{pmatrix} \left((CF_{global,a_1} \quad \cdots \quad CF_{global,a_n}) \times \begin{pmatrix} SF_{i,e_1} \\ \vdots \\ SF_{i,e_n} \end{pmatrix} \right) \quad (\text{Eq. 3})$$

where CF is global characterization factor (from a simplified characterization method such as CML-IA) corresponding to emissions a_1 to a_n , and SF is spatialized sensitivity factors associated with impact-environment types e_1 to e_n .

3.5.3. Impact spatial resolution

The appropriate spatial resolution of each impact will depend on the impact category (Table 2.5), the resolution expected by the audience (e.g., farmers may want higher spatial resolution than natural-resource managers) as well as the data availability (e.g., data may not be available at the spatial resolution wanted). The spatial resolution will also depend on the environmental compartment (e.g., air, water, soil) in which the impact occurs. For example, even though climate change is a global impact, it is still interesting to determine from where these global impacts originate in the territory. For agricultural territories, we use the smallest spatial resolution at which a given impact is equivalent, such as a field for land-use impacts, a homogeneous area of soil for terrestrial eutrophication and acidification, or a homogeneous density of population for human toxicity (Nansai et al. 2005). Impacts can be subsequently aggregated to a higher spatial resolution if necessary. Larger spatial resolutions (e.g., state, country) can be used for the regions in which background processes occur.

Table 2.5. Impact categories and their spatial resolutions considered in spatialized impact assessment of an agricultural territory.

Impact category	Suggested spatial resolution
Global warming	World
Eutrophication	
- Terrestrial	Homogeneous area of soil (e.g., type of soil, pH)
- Aquatic	Water transfer discontinuity
Acidification	
- Terrestrial	Homogeneous area of soil
- Aquatic	Groundwater or surface waters
Resource depletion	Location of resource extraction
Water consumption	Zone of homogeneous land use
Land use	Zone of homogeneous land use
Soil quality	Homogeneous area of soil
Energy consumption	Farm type
Human toxicity	Homogeneous density of population
Ecotoxicity	Ecozones

3.6. Interpretation

3.6.1. Spatial resolution for representing impacts

Interpretation can be a challenge, beginning with choosing how to represent impacts. Impacts can be expressed at several levels: (1) land use type (e.g., maize - Fig. 2.2, step 4a), (2) farm type (Fig. 2.2, step 4b) (3) impact-environment type (Fig. 2.2, step 4c) by aggregating farm impacts, or (4) by aggregating impacts of impact-environment types in the territory (see Table 2.6 for benefits and drawbacks of each levels). It is also important to map impacts occurring outside the territory due to production and consumption inside the territory. To do so, the world outside the territory can be divided into different levels of precision: regional, national, continental, or global.

Table 2.6. Advantages and disadvantages of each level of representing impacts.

Level	Advantages	Disadvantages
Land-use type	• Locate hotspots within the territory • Associate production and impact level	• Time consuming • Difficult to interpret on maps
Farm type	• Locate farm types with the lowest impacts within the territory • Associate farm management and impact level	• Loss of spatial information at the land-use level • Difficult to interpret on maps
Impact-environment type	• Compare land-use planning scenarios • Associate territory structure and impact level • Easier to interpret on maps	• Loss of spatial information at the land-use and farm-management level
Territory	• Simplified information for assessment in a decision-making process	• Loss of spatial information within the territory • Black-box approach

3.6.2. Mapping spatialized impacts using reference values

Another challenge is how to best map the spatialized impact results to support decisions. To express spatially explicit environmental impacts in an easily understandable manner, impacts can be ranked as a function of their difference from a reference (i.e., threshold) value.

Using reference values to assess environmental impacts of a farming region indicates whether an impact can be considered acceptable or not (Acosta-Alba et al. 2012a). Acosta-Alba and van der Werf (2011) defined two types of reference values: normative reference values, which are science- or policy-based, and relative reference values, which are based on indicators for similar systems or a reference system. We suggest using normative reference values for each impact-environment type within the territory. Science-based reference values should be derived based on the critical load a territory can accept (i.e., the quantity of emission a territory can absorb without changing ecosystem functions), depending on its environmental characteristics. Science-based reference values could be derived using the Ecological Scarcity Method (Frischknecht et al. 2009), which weights environmental impacts by applying “eco-factors” derived from environmental laws or political targets. For example, the more an emission exceeds a given political target, the more the eco-factor will increase. In contrast, policy-based reference values should be derived for each impact category in accordance with current territorial regulations. Since these reference values are impact values, characterization models used to determine impacts (whether spatialized CFs or sensitivity factors) should be chosen with care. When defining reference values, it seems important to choose a characterization method that differentiates habitats, such as freshwater, marine and terrestrial.

Once reference values are known (i.e., science and/or policy based), impacts per functional unit (e.g., per ha of territory) can be classified on maps. If both science- and policy-based reference values are available, one can, for example, define three classes of impacts: (1) those below the lowest reference value, (2) those between the two reference values and (3) those above the highest reference value. If science- or policy-based reference values are not available, other impacts classes can be derived based on expert opinion. A best-case scenario should focus on the lowest class of impacts. To represent these results in a way that helps decision making, color gradients can show the scale of impact (e.g., Fig. 2.2, step 5). For impacts higher than normative reference values, additional classes could be created. Another possibility is to show on the territory map a land use's or farm type's total impacts by combining its direct and indirect impacts.

4. Discussion

4.1. Suitability of the STLCA method

The suitability of the STLCA method for agriculture needs to be evaluated. Questions arise about whether (1) spatializing LCA will change the estimated contribution of farm sub-

systems to the final impacts, (2) farm types represent the characteristics and/or impacts of real farms in the territory sufficiently well, and (3) spatialization is necessary for whole-system assessment (i.e., territory + processes occurring outside the territory). These questions need to be addressed with an empirical case study to demonstrate the applicability and added-value of STLCA. In addition, STLCA was developed for territories in which most land use or economic activity is agricultural. If the STLCA method is suitable for agricultural activities and territories, it will need to be expanded to include all types of human activities within a territory if it is to be used more broadly for LCA.

4.2. Compliance of the STLCA method with ISO norms and ILCD report

LCA framework is clearly defined in ISO norms 14040 and 14044 and developed in the ILCD report. Different points have to be noticed. Our method differs from these norms as well as the ILCD report in three ways: (1) it studies a territory, which is a complex system, rather than a product or a service; (2) it suggests a cradle-to-territory-gate scope, rather than a cradle-to-grave scope and (3) it may estimate environmental impacts using sensitivity factors rather than CFs.

The choice of functional unit(s), at the center of the territorial LCA method of Loiseau et al. (2013) and the study of Laurent et al. (2014), was purposely not discussed in detail in our method. Although territorial functions are an important issue that needs to be discussed, the center of the STLCA method is spatial differentiation within territorial assessment.

4.3. Data quality and data gaps

Issues of data quality and data gaps are fundamental issues that need to be addressed. The need for high-quality data is inherent to each LCA study. When adding spatial information to LCA, using high-quality data that represent the different activities of the region under study is necessary. Ensuring that the data are available is a key step of the STLCA framework. Local data can be obtained either by regional statistics or by survey (e.g., on farm survey). If no data are available at the regional level, a top-down approach can be adopted, as suggested by Loiseau et al. (2013). In the top-down approaches, national statistics are rescaled to the regional level, using regional characteristics (e.g., number of inhabitants, population density). In the STLCA method, using top-down approaches severely reduce the quality of LCA results. Assessing data quality is necessary but may be a challenge. Simplified methods using qualitative and/or quantitative approaches such as pedigree matrix (Weidema and Wesnæs

1996; Weidema et al. 2013) can be recommended. Another issue is the spatial resolution of data used to determine emission- and impact-environment types. To obtain meaningful results, these data should have the same spatial resolution, if possible. For example, combining a detailed land-occupation map at the field level with a soil map drawn at the national level seems less relevant.

If the necessary information cannot be obtained, data gaps can be bridged. Data gaps can be filled by using proxy data sets (e.g., using wheat data to represent barley) or extrapolating data (e.g., deriving new data for maize from wheat based on maize characteristics) (Mila i Canals et al. 2011). Proxy data sets are an easier approach but may raise more uncertainties than extrapolated data, which has its own uncertainties. The MEXALCA method was developed to fill data gaps in the context of agricultural territories (Roches et al. 2010). Using this method, it is possible to extrapolate LCIA results for crops in different geographic locations. The method, however, overestimated impact by 17-30% and performed poorly for local impact categories such as acidification. Further research is needed on this subject, beginning with the creation of more complete and region-specific databases of human activities.

4.4. Spatial variability and uncertainties

Taking spatial parameters into account in sensitivity analysis is feasible but requires much more time to set up and calculate (Moreau et al. 2013b). Uncertainty analysis should also be performed to determine the degree to which the STLCA method may decrease uncertainty in results. Sensitivity and uncertainty analysis will thus help evaluate the usefulness of STLCA (Fig. 2.2, step 6).

The STLCA method aims to better represent an agricultural territory by considering spatial variability in each stage of LCA. Doing so, however, may rise new uncertainties such as data relevance (e.g., incomplete data), data locations (e.g., of land-use types), emission and impact calculations (e.g., modelling choices), and spatial variability (e.g., determination of impact-environment type). Uncertainty analysis already exists in current LCA studies. Huijbregts (1998) classifies uncertainties as parameter uncertainties (i.e. data uncertainties), model uncertainties (i.e. uncertainties due to modelling choice), spatial variability, temporal variability and variability between objects or sources (e.g., technology choice). The STLCA method aims to reduce spatial variability, as well as parameter uncertainties (i.e. using regional data instead of global or national data) model uncertainties (i.e., using more

appropriate models to estimate LCI results). If these uncertainties outweigh any increase in accuracy brought by spatial differentiation, the validity of the method may be called into question. It is thus necessary to assess these uncertainties. Several methods exist to assess uncertainties at the LCI stage such as the Pedigree Matrix and Monte Carlo simulation (Huijbregts 1998; Weidema and Wesnæs 1996). For example, Henriksson et al. (2014) proposed a protocol based on the Numerical Unit Spread Assessment Pedigree to assess the quality of data as a source of uncertainty at the LCI stage by taking into account inherent uncertainties and spread. As for spatial data, methods to assess spatial uncertainties exist, but are time-consuming (e.g., Jager et al. 2005). Model uncertainty can be assessed using scenario analyses (e.g., by comparing a model with measured data or with different models). For further information, Chen (2014) suggested a decision tree to guide the LCA analyst to choose the appropriate method for uncertainty analyses. One way to represent these uncertainties is to spatialize them by impact-environment type, which may help to understand where the highest uncertainties are located and how to lower them.

4.5. Temporal differentiation

Currently, LCA is built as steady-state tool (i.e., a static response of the environment to resource extraction and emission) (Udo de Haes et al. 2002; Udo de Haes et al. 2004). According to the ISO 14040 norm, however, not including time differentiation in LCA reduces the environmental relevance of some results. Indeed, according to Reap et al. (2008b): “temporal factors such as timing of emissions, rate of release, and time-dependent environmental processes affect the impact of pollution”. Changes in emission profile and ecosystem response are currently averaged in LCA; thus long-term impacts may be underestimated or even ignored (Reap et al. 2008). When long emission periods are involved, temporal differentiation is therefore necessary to make sound decisions (Hellweg et al. 2003). Temporal differentiation in impact categories ranges from hours (e.g, photochemical smog), to centuries (e.g., global warming) (Owens 1997).

Like spatial differentiation, temporal differentiation can be applied at all stages of LCA. At the LCI stage, addition of temporal information to unit processes in LCI databases can help, for example, determining more accurate global warming impact (Pinsonnault et al. 2014). Beloin-Saint-Pierre et al. (2014) developed the Enhanced Structural Path Analysis method to temporally differentiate elementary and process flows. They developed a new format for temporal distributions of processes to obtain temporal differentiation of LCA data

and a new LCI calculation method. At the LCIA stage, Lebailly et al. (2014) used the USEtox multimedia fate model to develop time-horizon-dependent characterization factors for the freshwater ecotoxicity impact of 18 metals. Temporal differentiation has been applied to several industry sectors, such as building construction (Collinge et al. 2013a; Collinge et al. 2013b) and agriculture (Yang and Chen 2014).

Although the STLCA method focuses on spatial differentiation, it should also include temporal differentiation to be comprehensive. Temporal differentiation is especially relevant for agricultural territories, since emissions and impacts due to agriculture can greatly vary depending on the time of the year. Some pollutant emissions will have seasonal variation (e.g., nitrate emissions), while others will depend strongly on local events such as storms (e.g., phosphate runoff). An initial level of time differentiation would be to consider, for example, the season that pollutants are emitted, since fertilizer and pesticide applications or animal feeding are usually seasonal (Tessum et al. 2012). A higher resolution of temporal differentiation would be to predict pollutant emission on a daily basis, using appropriate models (e.g., TNT2), to consider local events. Temporal differentiation should be incorporated at least during the LCI (i.e., emission calculations) and LCIA stages (i.e., fate and effect factors). Result interpretation could also benefit from temporal differentiation, with impact maps varying by season.

5. Conclusion

This paper aimed to lay the foundation of a new method, the STLCA method. The STLCA method developed aims to combine spatialized and territorial LCAs to assess environmental impacts of an agricultural territory with a higher level of accuracy. The key steps of STLCA are to (1) define territory boundaries, functions, and main issues, since these characteristics will influence subsequent steps and results; (2) determine farm and emission/impact-environment typologies for the territory; (3) combine farm and emission-environment typologies to derive a spatialized LCI; (4) determine a spatialized LCIA from the spatialized LCI and the impact-environment typology; (5) determine the best way to represent environmental impacts on a map to help stakeholders make decisions and (6) interpret results using sensitivity and uncertainty analysis.

The objectives of the STLCA method are to (1) give more accurate results than a territorial LCA without spatial differentiation, (2) help decrease impacts within a territory by determining which agricultural activities should be developed and where to locate them, and

(3) help avoid or minimize impacts of inputs exchanges from other territories. This method is still under development, and several methodological questions have yet to be solved, particularly about how to link the spatialized LCI to a spatially explicit characterization method and how to best map impacts to support decision making. For the latter, impacts occurring outside the territory due to activities within it must be represented.

This method needs to be tested using real case studies to determine its applicability. It is necessary to assess whether accuracy of potential impacts increases when spatialized data are integrated into territorial LCA data and the quality of these data. Applying this method to case studies that involve local stakeholders will also help determine how far it can support the decision-making process. In addition, the method currently includes only agricultural activities; to improve its applicability, it needs to be extended to other sectors of human activity.

Discussion du chapitre 2

Le chapitre 2 pose les bases du cadre méthodologique de l'ACVTS et montre comment la méthode intègre la prise en compte du contexte territorial, notamment dans les étapes de quantification des émissions et des impacts environnementaux. L'ACVTS inclut à la fois spécificités des systèmes agricoles et spécificités du territoire en termes de contexte biophysique et de paysage. A l'instar de l'ACV Territoriale développée par Loiseau et al. (2013), l'ACVTS permet de déterminer les principaux enjeux environnementaux d'un territoire, avec comme particularité l'inclusion de paramètres biophysiques dans les étapes de calcul des émissions et des impacts. Cette nouveauté joue un rôle à la fois dans le bilan environnemental du territoire, mais aussi pour évaluer des scénarios d'aménagements du territoire. L'inclusion de la différenciation spatiale permet d'évaluer plus finement les impacts du territoire, et de donner des pistes pour des choix d'aménagement territoriaux. Par ailleurs, le couplage de l'ACVTS avec les Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) permet de présenter les résultats d'inventaires et d'impacts sur des cartes, pour favoriser l'interprétation des résultats et, au niveau des acteurs locaux, la prise de décision.

Une des forces de ce cadre méthodologique, et qui explique le choix de la méthode ACV, est l'approche multicritère. En effet, le cadre ACVTS est assez large pour intégrer différents impacts, quelle que soit leur étendue spatiale, et permet de faire la distinction entre impacts locaux/globaux et ayant lieu à l'intérieur ou hors du territoire. Pour les impacts locaux à régionaux, le devenir de polluants et la sensibilité du milieu à ces impacts est intégrée dans le calcul des impacts. L'ACVTS rend possible l'utilisation de méthodes de caractérisation déjà existantes ou la création de nouvelles méthodes pour répondre à une problématique précise (voir chapitre 4 avec la création de la méthode d'eutrophisation spatialisée *ex-ante*). De plus, la géolocalisation des impacts par SIG permet de mettre en évidence différents niveaux d'impacts selon la localisation dans le territoire. Bien que très intéressante, cette question du multicritère est peu traitée dans la suite de la thèse où l'accent est mis sur un des impacts emblématiques de l'agriculture sur le territoire étudié : l'eutrophisation.

En l'état, le cadre de l'ACVTS présente cependant certaines limites. L'ACVTS a été développée pour un territoire agricole et les autres activités humaines du territoire ne sont pas prises en compte. Pour être plus en accord avec le cadre de l'ACV qui se veut holistique, la typologie des activités devraient être élargie à tous types d'activités présentes sur le territoire, et, de fait, intégrer leurs émissions associées (ex : nitrate émis par les stations d'épuration des

eaux urbaines). Par ailleurs, le cadre de l'ACVTS se focalise sur les émissions et impacts ayant lieu sur le territoire et n'inclut pas les émissions ayant lieu hors des frontières du territoire (ex : de l'ammoniac émis dans un bassin versant voisin qui se dépose à l'intérieur de celles-ci). L'inclusion de ces émissions permettra de déterminer si la contribution du territoire aux impacts est significative ou non par rapport à la contribution des territoires voisins. Cette information peut aiguiller les acteurs locaux dans la prise de décision. Enfin, l'ACVTS ne définit pas clairement le devenir des émissions originaires du territoire et qui se déposent en partie ou entièrement hors des frontières du territoire. Au-delà des émissions et impacts émis par les activités humaines, ceux des espaces naturels, à l'exemple des forêts qui sont à la fois émettrices et captatrices de CO₂, devraient aussi être intégrés à l'ACVTS. Certains paramètres, comme les zones humides, sont pris en compte à l'étape de calcul de l'impact au niveau du facteur de devenir. Cependant, n'est pris en compte que leur rôle dans l'abattement ou la transformation de molécules émises par les activités considérées sur le territoire.

Pour conclure, par l'inclusion du contexte territorial dans les étapes de calcul des émissions et des impacts, le cadre de l'ACVTS apporte une avancée méthodologique sur l'intégration de la spatialisation en ACV Territoriale. Initialement développé pour un territoire agricole, ce cadre peut être amélioré par l'inclusion de toutes les activités humaines présentes sur le territoire, et donc de leurs émissions associées, et par la prise en compte d'émissions provenant du dehors des frontières du territoire. Enfin, le cadre de l'ACVTS peut bénéficier de l'intégration des espaces naturels, en particulier en tant que source émettrice ou de stockage d'émissions.

Chapitre 3 : Inclusion de la variabilité spatiale dans l'inventaire du cycle de vie

Comment varient les émissions directes estimées par des modèles biophysiques quand la variabilité spatiale du territoire est prise en compte ?

Introduction du chapitre 3

Après avoir posé le cadre et l'objectif de l'étude, l'Inventaire du Cycle de Vie (ICV) consiste à déterminer les entrants et sortants du système étudié. Comme précisé dans le contexte général, cette deuxième étape de l'ACV quantifie la majorité des ressources (renouvelables et non-renouvelables) et émissions (vers le sol, l'eau et l'air) associées à chaque processus sur l'ensemble du cycle de vie du système étudié. Un ICV se réalise à l'aide de données issues d'enquêtes, de mesures, d'expérimentations, de modèles, de la littérature, ou encore de bases de données.

En ACV agricole, l'ICV consiste à déterminer les flux entrants (ex : fertilisants, pesticides) et sortants (émissions d'azote, de phosphore, de gaz à effet de serre (GES)) de chaque processus composant les exploitations agricoles (ex : culture de vente, atelier d'élevage). Il est compliqué de mesurer les émissions des exploitations agricoles, en particulier si celles-ci ont lieu au champ. De fait, dans le cas des ICV agricoles, des modèles sont souvent utilisés pour estimer ces différentes émissions à partir de données d'entrée. Dans la majorité des cas, les modèles utilisés sont des facteurs d'émissions fixes qui ne tiennent pas ou peu compte ni du système de culture (itinéraire technique, rotation) ni des caractéristiques biophysiques du milieu. Des facteurs fixes représentatifs des exploitations agricoles moyennes françaises constituent une bonne approximation pour des évaluations à l'échelle nationale. Cependant, l'approximation à l'échelle nationale a ses limites et dans certains cas l'inclusion de la différenciation spatiale dans l'ICV est nécessaire. C'est le cas pour analyser des fermes réelles, ancrées dans un territoire. En effet, à l'échelle territoriale, les mécanismes agronomiques (ex : croissance des plantes) et les caractéristiques du territoire (ex : sol, climat) sont d'importants facteurs de contrôle des émissions. L'utilisation de modèles intégrant ces

facteurs doit être privilégiée. De ce fait, l'ACVTS d'un territoire agricole doit inclure une étape d'ICV adapté à une échelle locale.

C'est l'objectif de ce chapitre qui présente l'utilisation d'un modèle mécaniste pour estimer les pertes d'azote au champ. L'accent est mis sur les pertes d'azote, car elles : (1) figurent parmi les émissions majoritaires de l'agriculture ; (2) varient en fonction des caractéristiques du milieu comme le climat et le sol et (3) sont la principale cause de l'eutrophisation dans le cas d'étude. La détermination de ces pertes d'azote a porté sur les différents systèmes de culture présents car, contrairement aux systèmes d'élevage qui peuvent être menés hors sol, ils sont dépendants du contexte biophysique. En effet, selon la localisation dans le territoire, les conditions pédoclimatiques peuvent varier et entraîner des différences significatives de pertes azotées.

Ce chapitre s'appuie sur un article soumis à *Environmental Science & Technology* qui présente les résultats d'émissions (nitrate et ammoniac) pour différents systèmes de culture présents sur le territoire d'étude des bassins versants de la Lieue de Grève. Les émissions azotées sont estimées à l'aide du modèle Syst'N (Parnaudeau et al. 2012), qui permet le diagnostic des pertes d'azote (NO_3^- , NH_3 et N_2O) sous racinaire dans les systèmes de culture à l'échelle de la parcelle. Ses avantages par rapport aux modèles classiquement utilisés en ACV agricole sont l'intégration des pratiques agricoles, d'une dimension temporelle avec les rotations culturales et enfin la prise en compte du climat et des propriétés du sol. Dans cet article, les émissions azotées sont déterminées à l'échelle du système de culture. Cependant, dans la suite des travaux de thèse, et notamment dans le chapitre 5, les émissions azotées sont déterminées à l'échelle de la culture.

Improving LCA estimates of nitrogen emissions during crop rotations at the scale of an agricultural territory

Laure Nitschelm^a, Virginie Parnaudeau^a, Françoise Vertès^a, Hayo M. G. van der Werf^a, Michael S. Corson^a, Valérie Viaud^a, Joël Aubin^a, Christian Walter^a

^a SAS, Agrocampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

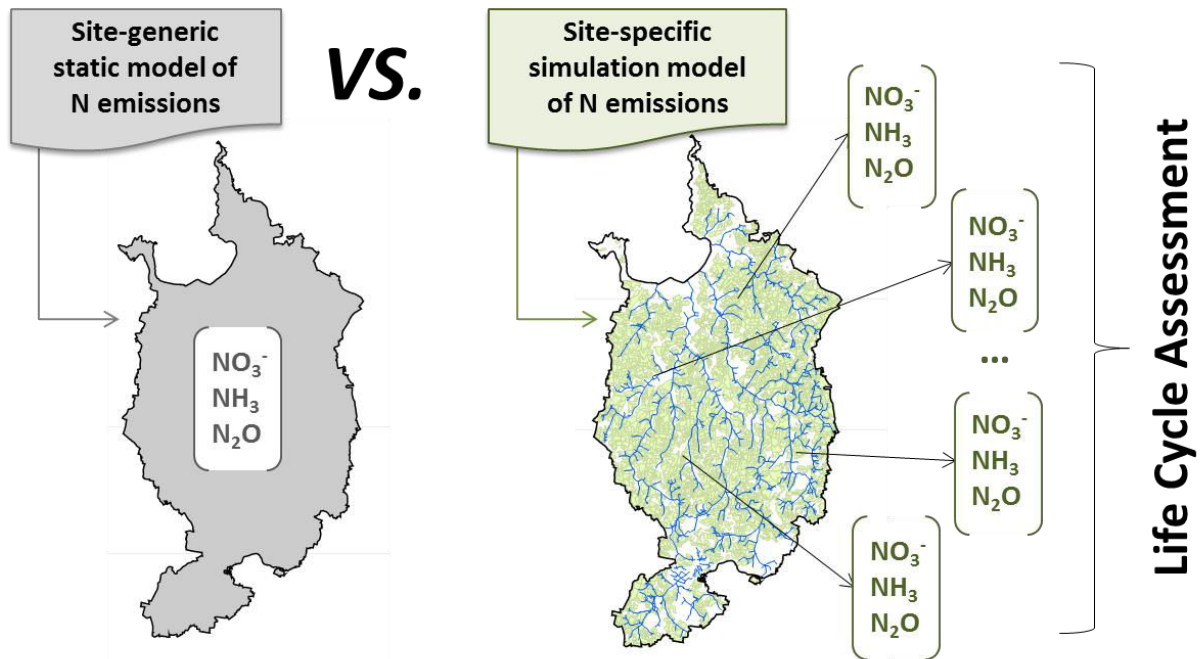
Submitted August the 1st to Environmental Science & Technology

Abstract

In life cycle assessment (LCA), simple models are currently used to estimate cropping system nitrogen (N) emissions on farms. At large spatial scales (e.g., countries), these models are valid. At a smaller spatial scales (e.g., territories), however, these models may be less accurate, since they ignore (completely or partially) local conditions (e.g., crop management, soil, climate). The purpose of this study was to consider agricultural practices and variability in soil and climate when estimating N emissions in LCA at the watershed scale. To this end, Syst'N, decision-support software based on a simulation model of crop and soil N dynamics, was applied to cropping systems in a French territory, the Lieue de Grève watershed. Syst'N predictions were compared to N emissions determined by AGRIBALYSE, a site-generic modeling method, and Territ'eau, a site-dependent modeling tool based on expert knowledge. Unlike AGRIBALYSE, Syst'N was able to distinguish cropping systems according to their management practices and location (e.g., soil, climate) in a watershed. Estimates of N emissions that include spatial variability in soil and climate therefore become possible in LCA when a simulation model such as Syst'N is used in the inventory phase.

Keywords: life cycle assessment, region, soil, nitrate, emission, simulation model

Graphical abstract



1. Introduction

Despite numerous regulations (e.g., the European Union's Nitrate Directive), contamination of soil, water and air by nitrogen (N) emissions from agricultural activities remains a major concern (Galloway et al. 2003; Sutton et al. 2011) because the emissions generate many impacts: pollution of groundwater, eutrophication of surface and marine water, decreased biodiversity, soil acidification and global warming (Velthof et al. 2014). Techniques to mitigate these emissions are well documented and can be combined at field (i.e., cropping system), farm (i.e., production system) and territory scales. However, avoiding pollution swapping requires assessing N emissions using a multicriteria environmental approach, such as life cycle assessment (LCA).

Farm-scale LCA tools (e.g., EDEN (van der Werf et al. 2009)) require a large amount of data, which are often difficult to obtain. Assessment at territory or watershed scales is much more time consuming and often lacks the necessary farm data. Therefore, LCA practitioners currently estimate N emissions with simple models, often based on emissions factors (e.g., IPCC) or risk tables (e.g., nitrate (NO_3^-) emissions in AGRIBALYSE (Koch and Salou 2015a)). These models exclude or approximate effects of (1) management practices, (2) crop rotations and (3) biophysical characteristics (e.g., soil, climate) on N emissions, although these factors are known to influence emissions from the soil-plant system (Dupas et al. 2015b;

Sebillotte 1990). These simple approaches can estimate N emissions relatively accurately at large spatial scales and low resolutions (e.g., country, world). However, at higher resolutions (e.g., field, farm, territory), there is a need to improve estimates of N emissions in LCA, since local conditions greatly influence N emissions and variability in these conditions influences N emissions in space and time. This need becomes particularly crucial when assessing effects of alternative scenarios of agricultural activities.

To this end, researchers have integrated simulation models into LCA. For example, the CERES-ECG model (Gabrielle et al. 2002), which estimates daily N emissions at the field scale, was used to predict nitrous oxide (N_2O) emissions at the landscape scale (Bessou et al. 2013; Gabrielle et al. 2014). At a larger scale, the TNT2 model (Beaujouan et al. 2002), which integrates the field scale (i.e., crop management, soil and climate conditions) and the watershed scale (i.e., hydrology) to predict daily NO_3^- flux at a watershed outlet, was used in LCA (Liao et al. 2015). Liao et al. (2015) showed the ability of simulation models in LCA to address the nonlinearity between N fertilizer inputs and onsite N emissions, which result from complex biogeochemical processes; simpler models may over- or underestimate NO_3^- emissions by ignoring local climate conditions and fertilization practices. Such complex simulation models, however, require expert knowledge on their use. Moreover, TNT2 can be applied only to small watersheds (i.e., hundreds of km^2).

The objective of this study was to consider agricultural practices and soil and climate variability when estimating N emissions in LCA at a watershed scale. One interesting approach consists of considering a territory as a mosaic of farms associated with a typology of cropping systems, whose N fluxes can be simulated at the field scale with Syst'N (Parnaudeau et al. 2012). Syst'N is decision-support software that is based on an N simulation model relatively simpler than others at the same scale (e.g., STICS (Brisson et al. 1998)). Syst'N requires few input data and has a user-friendly interface, and its predictions are sensitive to agricultural practices and soil and climate conditions (Dupas et al. 2015b).

In this study, we focused on the influence of agricultural practices and soil variability on predicted NO_3^- , ammonia (NH_3) and N_2O emissions and compared the predictions to emissions estimated using AGRIBALYSE (site-generic modeling) or Territ'eau, a site-dependent modeling tool based on expert knowledge (Gascuel-Oudou et al. 2009). We applied the method to the case study of the Lieue de Grève (LdG) watershed, for which N fluxes have been simulated (Moreau et al. 2013a) and LCAs using AGRIBALYSE life cycle inventory (LCI) data have been performed (Avadí et al. 2016). This watershed has been intensively studied because, despite moderate NO_3^- fluxes with a mean concentration in water

of about 30 mg.l⁻¹ (below the European Union standard of 50 mg.l⁻¹), it has experienced acute eutrophication problems with recurrent green algae blooms in its bay since the 1970s. These problems result from the combination of NO₃⁻ emissions from agricultural activities and characteristics of the bay (shallow water, low water renewal), which favors algal blooms. According to Perrot et al. (Perrot et al. 2014), eutrophication problems could be avoided in this area if NO₃⁻ flux at the outlet were approximately 10 mg.l⁻¹, which would require extremely low emissions from agricultural land. Several research projects have been conducted on this watershed to generate solutions to reduce N emissions (Gascuel-Oudou et al. 2015; Levain et al. 2014). Using the LdG watershed as a case study, we investigated benefits and limitations of using the simulation model Syst'N to predict N emissions from cropping systems instead of the classic approach in LCA (i.e., simple models).

2. Materials and methods

2.1. Models used to estimate N emissions

2.1.1. LCI database

Non-spatialized N emissions were estimated using emission models of the French agricultural database AGRIBALYSE (Koch and Salou 2015a). For NO₃⁻ emissions, it uses the DEAC model (Cariolle 2002; Cohan et al. 2011) for grasslands. For crops, it uses a static model developed by Tailleur et al. (2012), based on expert knowledge, that estimates NO₃⁻ emissions by considering crop factors (i.e., bare soil duration, N and biomass in residues from the previous crop, N uptake by the next crop) and soil factors (i.e., drainage below the rooting zone, soil organic matter (SOM) content). Classes of NO₃⁻ leaching risk are determined by combining these crop and soil factors without considering the temporal dimension. AGRIBALYSE assumes that N-fertilizer input does not exceed crop requirements, though this assumption does not always hold true in reality.

NH₃ emissions from volatilization of organic and mineral fertilizers were determined at the field scale using the EMEP/CORINAIR (2006) and EMEP/EEA (2013) models. Emissions factors depend on the emission source, fertilizer type (i.e., animal species, mineral or organic) and form (solid or liquid) (Koch and Salou 2015a).

Direct and indirect N₂O emissions were estimated using emissions factors from the IPCC Tier 1 method (2006). Direct emissions include N₂O emissions stemming from nitrification and denitrification of fertilizer and manure N. Indirect N₂O emissions result from

volatilization, leaching, runoff, and harvest of crop biomass. These models of NO_3^- , NH_3 and N_2O emissions were applied to each crop individually and therefore did not take crop sequence into account. Hereafter, we refer to these models as AGRIBALYSE.

2.1.2. Syst'N

Syst'N is decision-support software developed by INRA and French technical institutes to predict N emissions and help improve management of cropping systems (RMT fertilisation & environnement 2014). The biophysical model included in Syst'N is a 1-dimensional soil and crop model. It simulates soil N transformations, crop growth, N uptake, water balance and N emissions to water (as NO_3^-) and air (as NH_3 , N_2 and N_2O) on a daily time step. Input data include description of a crop sequence, agricultural management practices, soil parameters and climate (rainfall, temperatures). The biophysical model was parameterized for a range of crops (i.e., wheat, barley, maize, pea, rapeseed, sunflower) and catch crops (i.e., white mustard, ryegrass) (Parnaudeau et al., 2012). It also includes post-processing routines of simulation results, a graphical interface to help non-specialist users visualize input and output to help users interpret simulation results, and a database of a variety of soil and climate conditions. It was evaluated and used in a 86 km² watershed by Dupas et al. (2015b), who showed that the model was able to reproduce the effects of soil properties and agricultural practices on NO_3^- leaching.

2.1.3. Territ'eau

Territ'eau (Gascuel-Oudoux et al. 2009; Agrotransfert 2015) was developed to help agricultural territories protect water quality, considering components such as agricultural area, semi-natural areas, and human infrastructures. For each component, a tool to assess N fate was developed using available knowledge. This tool provides semi-quantitative estimates of NO_3^- emissions per field (rotation) and sub-watershed. Estimates of NO_3^- emissions at the field scale are based on the cropping system, assuming a yearly mean quantity of balanced fertilization for each crop (i.e. N-fertilizer input does not exceed crop requirements), and classes of biophysical characteristics (i.e., three soil depths, three drainage values). NO_3^- emissions are averaged over the rotation duration and are therefore given per year.

2.2. The Lieue de Grève case study

2.2.1. Characteristics of the watershed

The LdG is a 120 km² watershed located in Brittany, France (48°N, 3°W). Its land use is divided among agriculture (68% of the total area), woodland (24%) and urban area (8%). Agricultural Area (AA) is divided among 170 farms, 96% of them conventional and 4% organic. The main production is cow milk (39.7 million t/year, using up to 85% of the AA), but other types of production such as beef cattle and swine (the latter occupying about 3% of AA) are present. Most AA is covered by grasslands (45%), cereals (27%) and silage maize (20%), followed by rapeseed and vegetables (Moreau et al. 2012b; Moreau et al. 2013a).

The climate is temperate, with mean annual rainfall of 973 mm, mean annual temperature of 11.6°C and mean global solar radiation of 11.1 MJ/m² from 1999-2014 (source: Météo France). Soils are mostly silty and range from 61-160 cm in depth (Sols de Bretagne database (Lemercier 2010)). SOM ranges from 2.4-3.3%. The Yar is the largest river and contributes up to 59% of the NO₃⁻ emitted at the watershed outlet. The LdG watershed was chosen for this study because of its size and data availability.

2.2.2. Typology of cropping systems and their distribution in the watershed

Sebillotte (1990) defined a cropping system as the technical management routines used on crops in a crop rotation. Cropping systems in the LdG watershed are typical of those of Brittany (Moreau et al. 2012b; Moreau et al. 2012a). To reduce the number of cropping systems analyzed, Nitschelm et al. (in press) defined a typology of 13 farm types that differed in agricultural production and practices. Extensive farm surveys describing crop rotations and management practices (e.g., yields, sowing and harvesting dates, amounts of fertilizers and pesticides used) and livestock (e.g., production levels, numbers of animals, types and quantities of feed, grazing dates) for each of the 13 farm types were available from Mabon (2008) and from a survey by the Brittany Chamber of Agriculture. While cash-crop management practices were thoroughly documented (Moreau et al. 2012b), data on grassland management came from results of the ACASSYA project (Gascuel-Odoux et al. 2015; Moreau et al. 2013b).

We identified 35 cropping systems for the 13 farm types, based on the three main parameters defined by Sebillotte (1990): (1) crop type (i.e., maize, cereals, rapeseed, vegetables, grasslands), (2) crop rotation sequence and (3) fertilization (i.e., types and quantities of fertilizer) (Table A1). These cropping systems can be summarized as 11

cropping systems according to rotation type, percentage of watershed area and fertilizer inputs (Table 3.1). Parameters describing each cropping system were the following:

- duration of the crop rotation (in years)
- percentage of AA of the LdG watershed that the cropping system covers
- types and total amounts of fertilizer inputs (kg N/year). We calculated mean annual N fertilization equivalents by weighting the N content of each fertilizer type and summing the weighted fertilizer inputs of each crop in the rotation. Weights were simplified from COMIFER (2011): 1 for mineral fertilizer, 0.5 for slurry and 0.2 for solid manure.
- a soil-cover factor (range = 0-1) during the drainage period (mid-October to the end of April) that averages autumn-winter soil-cover factors of each crop in the rotation: 0 for bare soil, 0.1 for winter cereals, 0.5 for catch crops and newly sown grasslands (Justes et al. 2013) and 1 for rapeseed, winter vegetables (i.e., cauliflower) and grasslands.

The 35 cropping systems were classified as (1) crop-only systems, mainly maize and cereals rotations (33% of cropping systems); (2) ley-arable rotations, with 4-5 years of grasslands and 2-4 years of crops (31% of cropping systems) and (3) permanent grasslands ($\geq$ 6 years) (36% of cropping systems). Fertilizer inputs were mineral, solid organic, liquid organic, or a mix of all three.

Table 3.1. Characteristics of cropping systems in the Lieue de Grève watershed, Brittany, France. Soil cover indicator is a soil-cover factor (range = 0-1) during the drainage period (mid-October to the end of April) that averages autumn-winter soil-cover factors of each crop in the rotation.

Cropping system	Short name	Rotation duration (years)	Percentage of watershed area	Mineral fertilization (kg N/year)	Organic fertilization (solid) (kg N/year)	Organic fertilization (liquid) (kg N/year)	Fertilization equivalent (kg N/year)	Soil cover indicator
Maize-Cereal	M-C	2	11%	53	66	100	116	30%
Maize-Cereal-Cereal	M-C-C	3	8%	40 – 100	0 – 53	0 – 105	92 – 110	23%
Maize-Maize-Cereal	M-M-C	3	5.5%	72	106	0	93	20%
Maize-Cereal-Maize-Cereal- Cauliflower	M-C-M-C- Cau	5	2.5%	40	62	15	60	44%
Maize-Cereal-Rapeseed-Cereal	M-C-R-C	4	2%	50	0	91	96	43%
Maize-Cereal-Mixed grassland	M-C-Gm	9	6%	0 – 33	0 – 50	0 – 31	6 – 33	84%
Maize-Maize-Maize-Cereal-Mixed grassland	M-M-M-C- Gm	8	7.5%	15 – 55	46	0	24 – 64	58%
Mixed grassland	Gm	6	5.5%	0 – 107	0 – 83	0 – 72	17 – 116	92%
Grazed grassland	Gg	6	5.5%	0 – 107	0	0 – 215	76 – 108	92%
Non-fertilized mixed grassland-Cereal	Gm(nf)-C	7	> 0.5%	10	0	16	18	80%
Fertilized mixed grassland-Cereal	Gm(f)-C	6	> 0.5%	93	0	90	138	77%

It should be noted that, due to the algal bloom problem in Brittany, its agricultural land is not allowed to remain bare during winter; thus, catch crops are used every time maize follows a cereal crop. Based on expert knowledge, we differentiated three types of grasslands: mixed (cut and grazed) non-fertilized grasslands (Gm(nf)), mixed intensive (fertilized) grasslands (Gm(f)) and intensively grazed grasslands (Gg).

2.2.3. Climate

Daily climate data were obtained from Météo France for 1999-2014 for the Trémel weather station (48° 36' 14" N, 3° 36' 37" W), located at the edge of the LdG watershed, and assumed to be representative of it. Because we focused on effects of soil variability, we chose September 2008 to August 2009, with mean rainfall of 973 mm and mean temperature of 11.4°C as the “average” year most similar to long-term means in the LdG watershed (Fig. A1). This weather year was repeated for each year of each simulation.

2.2.4. Soil types

Soil types and characteristics were extracted from 1:250,000 soil maps in the Sols de Bretagne database (Lemercier 2010). This database (Lemercier et al. 2015) distinguishes soils within Soil Map Units (SMUs), each containing 1-11 soil types called Soil Type Units (STUs). STUs are defined as areas with homogeneous soil-forming factors, such as morphology, geology, and climate. We used the maps, available for the entire region, to define STUs within the LdG watershed. We identified 142 STUs in 14 SMUs, whose soil properties we took from the STU in each SMU with the largest surface area. Since some SMUs had similar characteristics, we ultimately represented all soils in the LdG watershed with seven SMUs, using their areas and biophysical characteristics as soil parameters in the models (Table A2). Soil types' localization is given in Fig. 3.1.

In the LdG watershed, soils developed on acidic rock (granite or shist) are usually high in total SOM, part of it extremely stable. Like other soil N models, Syst'N is sensitive to SOM content when predicting N mineralization, but the total SOM stock measured does not directly represent the active OM pool in the model. To avoid overestimating soil N mineralization, we calibrated SOM content of the seven soils to agree with a range of N mineralization measured in this region (Morvan et al. 2015), which resulted in a range of SOM of 2.4-3.3%.

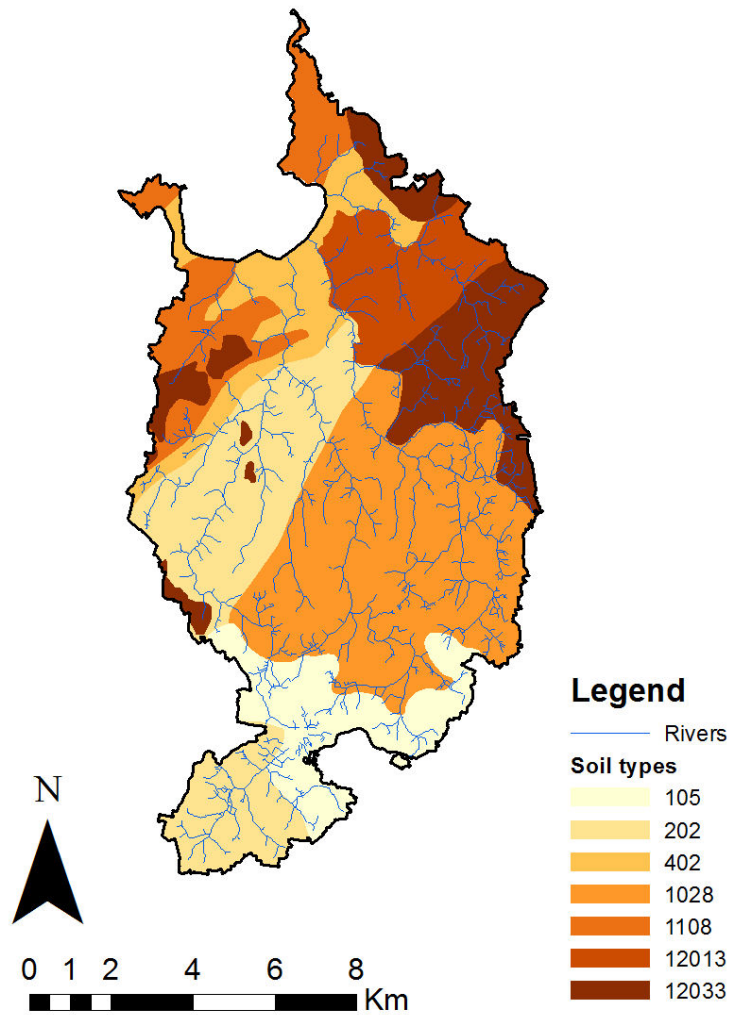


Figure 3.1: Localization of the 7 soil types in the LdG catchment. See table A2 for soil types description.

2.2.5. Spatial organization of cropping systems and soil types in the watershed

Cropping systems cover the LdG watershed and are therefore located on different soil types (Table A2). Moreau et al. (2012a) used the agrarian diagnostic method, which analyses agricultural activities at a regional scale by considering ecological and socio-economic dimensions, to analyze past and current agriculture in the LdG watershed. These authors showed a link between soil types and farming systems, described by mean size, animal and crop-production types and farming system functioning.

2.3. Simulating N emissions from cropping systems

2.3.1. Using models recommended by AGRIBALYSE

Since the models used by AGRIBALYSE are already validated for use in French systems, we did not assess their validity. Since the LCI of AGRIBALYSE calculates emissions per crop, we summed the NO_3^- , NH_3 , and N_2O emissions of all crops within cropping systems. Mean NO_3^- , NH_3 and N_2O emissions were calculated by dividing these total emissions by the duration of the crop rotation in the cropping system.

2.3.2. Using Syst’N

Each cropping system was simulated over the rotation period with Syst’N on the corresponding soil types of the watershed (Table A1), resulting in 211 simulations. Input data to describe practices in the Syst’N model were obtained from farm surveys (Gascuel-Odoux et al. 2015; Mabon 2008) for crop sowing and harvesting dates, crop fertilization (e.g., quantities of organic and inorganic fertilizers, time of application), presence of catch crops (e.g., type, sowing and harvesting dates), tillage (e.g., type, soil depth, date), irrigation (e.g., water quantity) and, for grassland, dates of grazing and mowing. For each simulation, daily NO_3^- , N_2O and NH_3 emissions predicted by the model are summed for each cropping system, then averaged over the rotation duration, to express final results per year and per hectare for each cropping system.

2.3.3. Simulation analysis

Syst’N predictions for each cropping system were first analyzed statistically (standard deviation) to assess variability in its N emissions among soil types. Mean emissions of the 11 cropping systems were then compared to those of AGRIBALYSE and Territ’eau to determine the pertinence (quality/cost) of using Syst’N for an agricultural territory. Next, we sought to identify factors explaining differences in Syst’N predictions of N emissions. Multiple factor analysis (MFA) and hierarchical clustering on principal components (HCPC) were performed to create a cropping system typology and identify the relative influence of input variables likely to influence differences in predicted NO_3^- and NH_3 emissions: fertilization equivalent, soil cover during the drainage period, soil depth and SOM. N_2O emissions were included only as a supplementary variable. Linear regressions were then calculated to explain the influence of management practices and biophysical characteristics in the watershed on the variability in NO_3^- and NH_3 emissions.

3. Results and discussion

3.1. Predicted N emissions from cropping systems using Syst'N

Mean (± 1 SD) N emissions predicted for the 11 main cropping systems in the LdG were 45 (± 15) kg N-NO₃/ha, 91 (± 16) g N-N₂O/ha and 12 (± 7) kg N-NH₃/ha (Table 3.2). Mean (± 1 SD) N emissions predicted for all 35 cropping systems were similar: 42 (± 14) kg N-NO₃/ha, 95 (± 16) g N-N₂O/ha and 12 (± 8) kg N-NH₃/ha (Table A3). Thus, the 11 cropping systems are representative of all cropping systems in the LdG watershed for NO₃, N₂O and NH₃ emissions. We were unable to calibrate predictions of N₂O emissions due to a lack of empirical measurements. Compared to estimates from expert knowledge, predicted N₂O emissions seem relatively low. In the absence of a simple and robust model of denitrification, we chose not to investigate N₂O emissions further.

Table 3.2. Mean and standard deviation (SD) of NO_3^- , N_2O and NH_3 emissions predicted by Syst'N per cropping system. M: maize preceded by a catch crop, C: winter cereal (i.e., wheat, triticale, barley), Cau: cauliflower, R: rapeseed; Gm: mixed grasslands (cut and grazed); Gg: grazed grasslands with fertilizers; (nf): non-fertilized, (f): fertilized

Cropping system	NO_3^- (kg N.ha ⁻¹ .yr ⁻¹)		N_2O (g N.ha ⁻¹ .yr ⁻¹)		NH_3 (kg N.ha ⁻¹ .yr ⁻¹)	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
M-C	61	12	128	19	6	0.03
M-C-C	49	7	97	21	9	4
M-M-C	51	8	103	18	15	0.06
M-C-M-C-Cau	73	8	101	15	5	1
M-C-R-C	44	8	86	21	10	0.04
M-C-Gm	25	7	88	17	6	2
M-M-M-C-Gm	39	6	89	16	4	3
Gm	32	17	77	20	25	8
Gg	61	14	90	22	19	12
Gm(nf)-C	29	2	97	11	12	1
Gm(f)-C	46	9	67	18	24	1

3.2. Comparison of NO_3^- emissions predicted by AGRIBALYSE and Syst'N

AGRIBALYSE models did not consider variability in fertilization practices or soil properties, resulting in a single estimate of NO_3^- emissions for each cropping system (Fig. 3.2). Only mixte (Gm) and grazed (Gg) grasslands had non-zero SDs because they comprised grassland systems from three farms with different practices. NO_3^- emissions predicted by Syst'N varied for all cropping systems according to soil type and management practices. AGRIBALYSE models estimated mean NO_3^- emissions 8-51 kg N/ha/year (i.e. 31-69%) lower than those predicted by Syst'N. The main reason for these differences, besides AGRIBALYSE's assumption of "well managed" crops compared to Syst'N's simulation of real management practices, is the use of "national scale" data in AGRIBALYSE and local data in Syst'N. In particular, compared to France as a whole, the LdG watershed has higher rainfall and drainage (due to shallower, loamy-sandy soils), resulting in higher NO_3^- leaching for the same cropping system. Since Syst'N considers local conditions to predict NO_3^- and NH_3 emissions, its results are expected to be more realistic than those of AGRIBALYSE. Another important point is that Syst'N considers the entire rotation, with possible interactions between crops, which are not considered in AGRIBALYSE's crop-by-crop approach. These

results also confirm the results of Liao et al. (2015), who found a difference in estimated NO_3^- emissions between AGRIBALYSE and TNT2 of 2-70 kg N/ha. A last important point is the choice to apply the N emissions to the crop rotation (that constraints bare soil occurrence for example) rather than to each crop, thus avoiding differences in N emissions from maize in monoculture compared to maize in rotation with cereals.

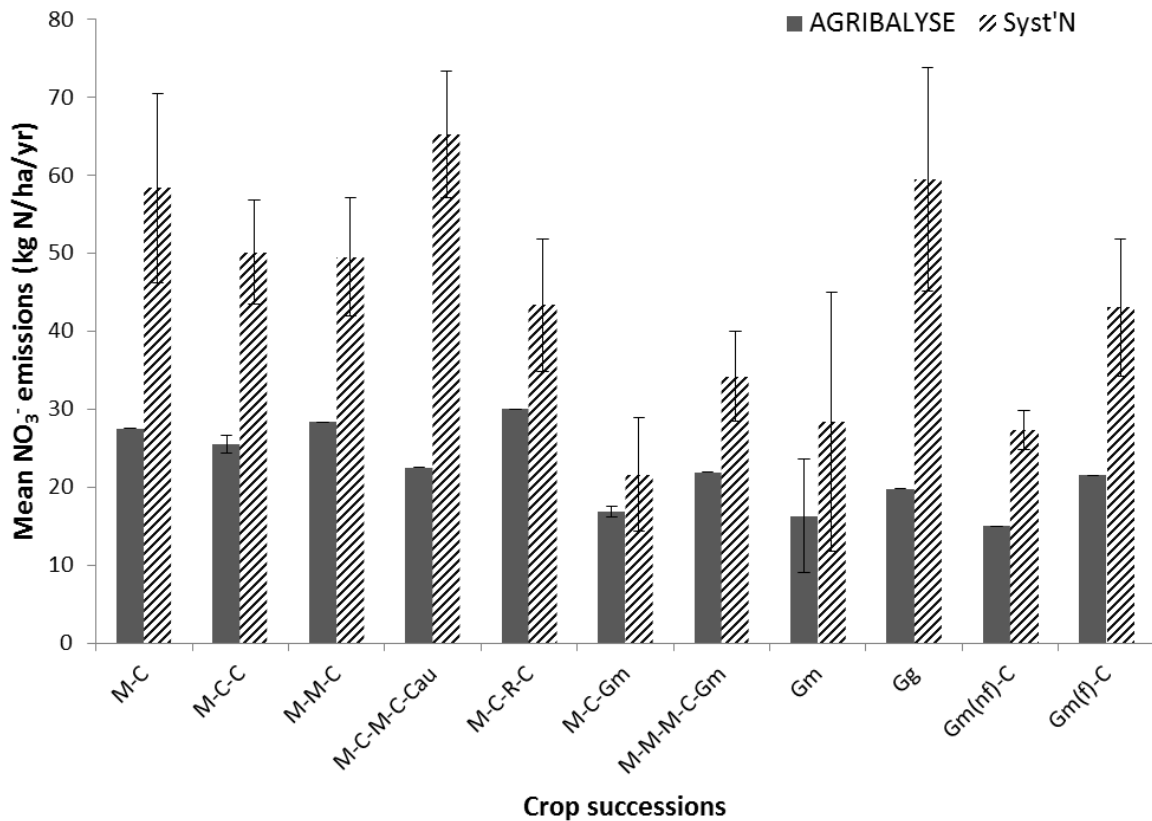


Figure 3.2. Comparison of mean NO_3^- emissions (kg N/ha/yr) from cropping systems estimated by AGRIBALYSE and Syst'N models. Error bars represent standard deviations. The rotation M-C-Gm rotation was found in two organic farms with very low organic input, which explains why its NO_3^- leaching is lower than that of other cropping systems.

Estimates of AGRIBALYSE and Syst'N were compared to NO_3^- emission estimates obtained from Territ'eau (Gascuel-Oudou et al. 2009) using similar cropping systems and biophysical conditions in Brittany (Gascuel-Oudou et al. 2014). NO_3^- emissions estimated by Territ'eau and Syst'N are in the same order of magnitude (i.e. 0-17%), which is consistent

with the underlying models used in Territ'eau (e.g., STICS) (Table A4). For mixed grasslands, difference between Syst'N and Territ'eau (i.e. > 100%) is mainly explained by balanced fertilization assumption in Territ'eau. Compared to Syst'N, Territ'eau gives a single value for each cropping system ($SD = 0$), because expert knowledge did not quantify possible over-fertilization in each cropping system. These results emphasize the need to use adequate models when assessing variability in fertilization practices or soil properties.

3.3. Factors influencing N emissions

The MFA and HCPC identified three clusters that explained 58% of total variance (Fig. A2). The first axis opposed fertilization and soil-cover indicators, and high to low NO_3^- and NH_3 emissions, while the second axis was driven by soil properties. Cluster 1 contained cropping systems with high fertilizer inputs and high NO_3^- and NH_3 emissions, mainly those dominated by annual crops. Most of them were located on deep soils with high SOM. Mean (± 1 SD) emissions for cluster 1 were 92 (± 15) kg N- NO_3^- /ha and 17 (± 9) kg N- NH_3 /ha. Clusters 2 and 3 contained cropping systems with lower fertilizer input and lower NO_3^- and NH_3 emissions, mainly those with grasslands (permanent or in rotation with crops), on shallow soils with low SOM for cluster 2 and on deep soils with high SOM for cluster 3. Mean (± 1 SD) emissions were 35 (± 14) kg N- NO_3^- /ha and 11 (± 6) kg N- NH_3 /ha for cluster 2 and 30 (± 12) kg N- NO_3^- /ha and 7 (± 2) kg N- NH_3 /ha for cluster 3.

MFA and HCPC clustering provided an initial overview of cropping system N emissions in the LdG watershed. We observed a positive linear correlation between fertilizer inputs and NO_3^- or NH_3 emissions (Fig. 3.3a and b). Even though correlations were weak ($R^2 = 0.36$ - 0.37), trends for NO_3^- and NH_3 emissions were as expected. Cropping systems with low fertilizer inputs were more likely to produce low NO_3^- and NH_3 emissions, which may have been related in part to the lower variability in emissions from cropping systems with low fertilizer input (Figures 3.3a and b). Cropping systems with low soil cover in winter were more likely to leach more NO_3^- , but the correlation was weak ($R^2 = 0.12$), due to high variability in emissions from and management of grasslands (from cut to intensively grazed) (Fig. 3.3c). Cropping systems with low soil cover in winter (i.e., those with mostly cash crops) were more likely to generate moderate NH_3 emissions (Fig. 3.3d), since they received small amounts of slurry, while grassland-based systems again showed a wide diversity of practices and variability in NH_3 emissions.

Variability in emissions results from several interacting factors. Emissions predicted by Syst'N differ due to interactions between management practices (e.g., fertilization) and biophysical characteristics of the watershed (e.g., soil type), something that simpler models or emissions factors cannot do.

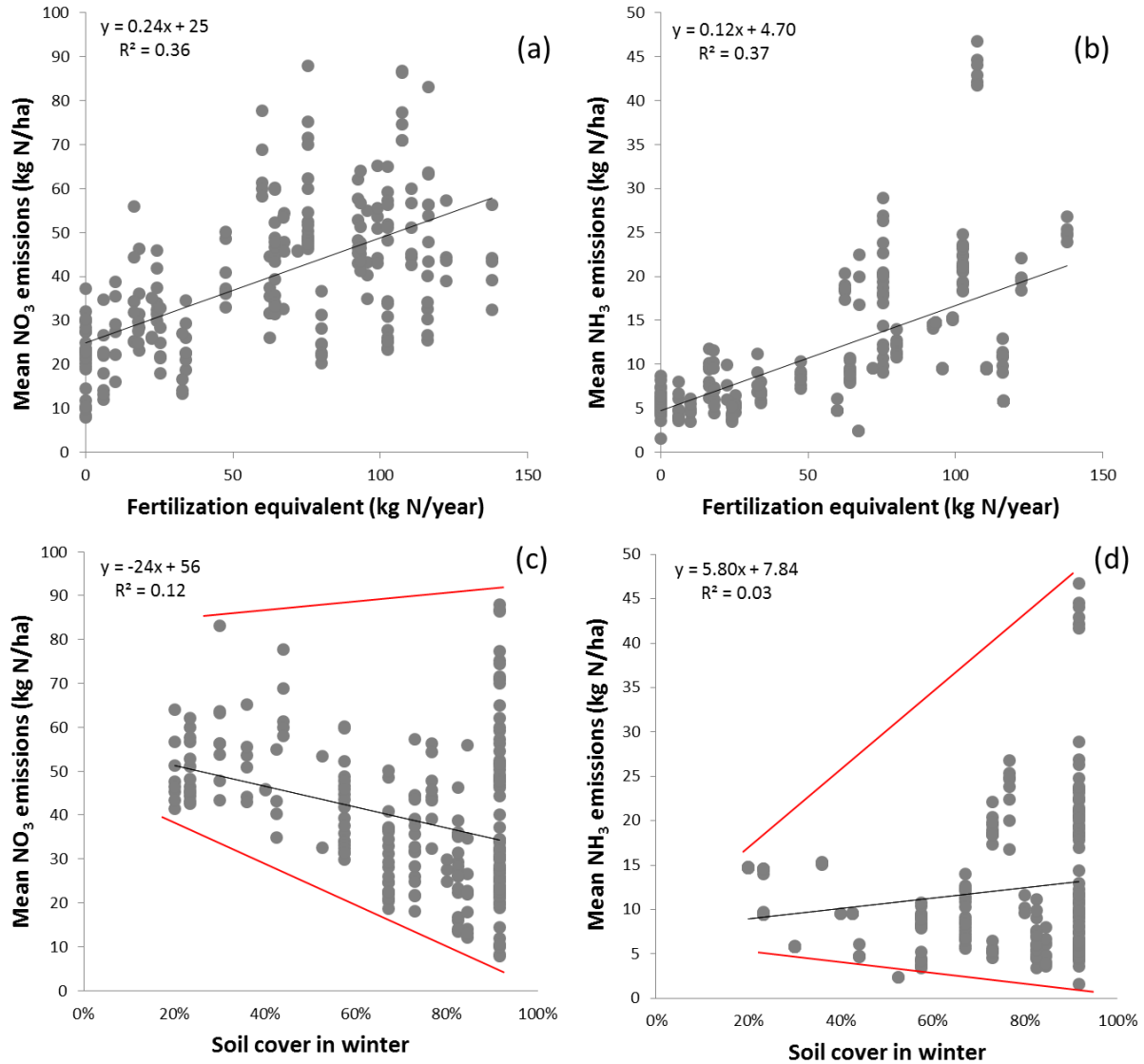


Figure 3.3. Mean NO_3^- and NH_3 emissions predicted by Syst'N for combinations of soil type and cropping system in the Lieue de Grève watershed as a function of (a and b) fertilization equivalent and (c and d) soil cover indicator.

4. Methodological discussion

4.1. Using Syst’N in LCA

Syst’N has the advantages of representing both spatial and temporal dimensions of cropping systems, something that static models cannot do. When studying impacts of a region (e.g., a watershed), the obvious functional unit is area-based, to consider impacts of one hectare of land over a certain time period. In such a case, using N emissions from cropping systems as LCA input makes sense, and using a simulation model such as Syst’N to predict these emissions per ha is fairly straightforward. Most LCA studies, however, study impacts of products, for which the obvious functional unit is mass-based, e.g. one kg of wheat. In such a case, using a model such as Syst’N remains useful, but it is necessary to allocate N emissions among the crops in crop rotations. Several methods to allocate N emissions are possible: (1) equally among all crops; (2) according to the duration of each crop, e.g. from sowing to sowing or harvest to harvest, as recommended by AGRIBALYSE or (3) based on a region’s drainage period (if present), as suggested by Liao et al. (2015). Research is still needed in this area.

4.2. Limits of using Syst’N in LCA

4.2.1. Data availability and uncertainty

Syst’N requires less input data than similar N simulation models (e.g., STICS, CERES-ECG). Nonetheless, it requires a large set of data on agricultural practices, soil and climate. In our case study, most of the necessary data had already been collected or were available in local databases. To apply it to another watershed would require access to extensive surveys of several farms (i.e., cropping system types and management), as well as accurate soil and climate data, which are not always easy to obtain.

Despite access to high-quality data, uncertainties in input data remain. Data on farm practices were obtained from surveys. As mentioned, data gaps regarding management practices in grasslands were filled with expert knowledge, which contributed to uncertainties in Syst’N predictions of N emissions. Moreover, this study was based on data from a watershed in which long-term efforts to reduce NO_3^- emissions led to better fertilization practices (and that varied less among farms) than those in less NO_3^- -sensitive areas in Brittany. Thus, for these cropping systems, we cannot conclude which parameter influences variability in NO_3^- emissions the most. To do so would require a dedicated study, which we recommend for future research.

Soil types were defined on the basis of SMUs, whose soil properties (e.g., depth, SOM) came from the STU with the largest area in each SMU. To refine these soil classes, soil types could be defined at the STU level. The Sol de Bretagne database is currently spatializing STUs in Brittany, which could be used to refine soil properties in future modeling studies.

Finally, we only used one set of climate data and chose to repeat the same representative year for each 10-year Syst'N simulation. Since this approach resulted in no variability in predictions of annual drainage, differences in NO_3^- leaching due to soil properties, in particular depth, did not appear. Finally, plant growth is more sensitive to drought on shallower soils, such as those in the LdG, since N uptake may decrease as soil moisture decreases. Since drought did not occur in the representative year chosen, Syst'N did not assess NO_3^- emissions during drought; this could be a focus of future research.

4.2.2. Model availability and uncertainty

Some of the uncertainty in Syst'N predictions also comes from Syst'N itself. As in all crop simulation models, equations in Syst'N cannot reproduce exactly the processes influencing N fluxes (Sinclair and Seligman 2000). This is why, before application, predictions of such models should be compared to local measured data or to results of expert local models, as we did with direct measurements and Territ'eau (Gascuel-Oudou et al. 2015). Moreover, beyond a global validation, it is important to test a model's response to input data whose variability we wish to consider (in this case, crop rotations, fertilization practices, soil and climate).

We used Syst'N in western France, the region for which it was calibrated; using it in other regions would require adaptations or at least additional calibration. In particular, its mineralization submodel is being improved to consider active OM instead of total SOM when simulating mineralization. Using Syst'N in LCA is therefore recommended if the goal and scope of the study requires considering local conditions when assessing cropping systems, although large-scale assessment becomes more difficult to achieve.

4.3. Conclusion and recommendation

Estimates of N emissions that include spatial variability in soil or climate are possible in LCA when a model such as Syst'N is used for the inventory phase. Unlike certain static models, such as those in AGRIBALYSE, Syst'N can predict N emissions from cropping systems according to their management practices and location in a watershed by integrating

local characteristics in the assessment. Integrating these types of models in agricultural LCA is therefore crucial to improve impact assessment. These differences in models explain the main differences between N emission estimates of Syst'N and AGRIBALYSE. Syst'N predicts N emissions of cropping systems at the field scale, while AGRIBALYSE estimates N emissions using emissions factors for an entire country (i.e., France). Therefore, to estimate N emissions at the regional scale, we strongly encourage the use of more refined models such as Syst'N. Comparison of Syst'N with Territ'eau, a model based on expert knowledge, confirms that N-emission predictions of Syst'N lie within a realistic range. However, unlike Territ'eau, Syst'N has several advantages at the territorial scale: it can predict the influence of management practices and biophysical conditions on N emissions more precisely. The choice of model will depend on the goal and scope of the study. For global assessment, such as environmental labeling of food products in a country, AGRIBALYSE seems most pertinent. At the regional scale, Territ'eau can provide initial approximations for environmental assessment of cropping systems, while Syst'N allows more detailed assessment by taking differences in local conditions into account. Simulation modeling of N emissions is therefore recommended for regional land-planning scenarios.

Discussion du chapitre 3

Le chapitre 3 présente l'inclusion de la différenciation spatiale dans un ICV agricole. Pour cela, un modèle mécaniste est utilisé pour estimer les pertes d'azote au champ des différents systèmes de cultures présents sur le territoire de la Lieue de Grève. Ce chapitre met en évidence que l'utilisation de Syst'N permet de tenir compte de la variabilité spatiale du territoire dans le calcul des émissions d'azote. C'est notamment le cas pour les pertes de nitrate qui sont dépendantes à la fois du système de culture mais aussi du type de sol et du climat. Syst'N différencie les niveaux de pertes selon le type de sol, contrairement aux modèles recommandés par AGRIBALYSE (Koch and Salou 2015b). L'intégration de modèles capables de capter cette variabilité est donc nécessaire dans le cas d'une évaluation à l'échelle de territoires agricoles.

Bien que l'intégration de modèles dynamiques comme Syst'N présente des avantages, certaines limites en terme d'applicabilité et de praticité sont à relever. Le premier frein à l'utilisation de tels modèles est le besoin en données d'entrées. Les modèles dynamiques ont tendance de nécessiter une plus grande quantité de données que les modèles agricoles statiques. Or ces données peuvent être difficiles à obtenir surtout dans le cas de systèmes agricoles. En effet, contrairement aux procédés industriels, les systèmes agricoles sont très variables d'une exploitation à une autre. De nombreuses enquêtes sont nécessaires pour arriver à cerner la diversité agricole d'un territoire. Par ailleurs, du fait des méthodes d'enquêtes, les données récoltées peuvent être incertaines. Une fois les données d'entrée collectées, le modèle génère des simulations de pertes azotées journalières à l'échelle de la rotation. Le passage des données simulées à un inventaire du cycle de vie réutilisable dans un logiciel ACV n'est pas encore automatisé. Enfin, ce type de modèle demande une certaine expertise pour pouvoir obtenir des résultats cohérents et pour analyser ces derniers.

Dans cette étude, seules les émissions azotées ont été spatialisées. La spatialisation de plusieurs émissions des fermes présentes sur un territoire et pas simplement de l'azote est consommatrice en temps et demande un niveau d'expertise ainsi qu'une quantité de données d'entrées importantes. Selon l'objectif de l'étude, aller à ce niveau de détail n'est pas rentable d'un point de vue gain de précision par rapport au temps passé (collecte de données, sollicitation d'experts). Navarro et al. (2016) propose une méthode informatisée pour réaliser un ICV régionalisé à partir de données de la littérature grise (ex : cas types définis par les

instituts d'élevage, données statistiques). Cette méthode, basée sur de l'extraction de données automatisée, permet de produire plusieurs ICV agricoles régionalisés à l'échelle d'un pays en divisant ce dernier en plusieurs zones géographiques. Pour le moment, cette méthode a été appliquée pour extraire des données d'émissions de gaz à effet de serre et d'utilisation d'énergie. Des travaux de recherche sont en cours pour élargir les types d'émissions considérées avec l'intégration des émissions azotées, phosphorées et soufrées, ainsi que les pesticides.

Le chapitre 3 se focalise sur les processus ayant lieu dans les exploitations agricoles (processus « ferme »). Cependant, en ACVTS, les processus ayant lieu hors des exploitations (ex : fabrication de fertilisants minéraux, transport des entrants) sont aussi pris en compte dans l'analyse. Pour être cohérent, la différenciation spatiale devrait aussi être appliquée à ces processus « hors ferme ». Dans le cas d'une ACV agricole, spatialiser en priorité les processus « ferme » a du sens, car la majorité des impacts sont dus à des émissions émises au champ ou en bâtiment. De plus, c'est aussi l'échelle de décision de l'agriculteur dont on cherche à caractériser les pratiques. En revanche, pour d'autres types d'activité humaine, la majorité des impacts peut provenir de processus localisés hors des frontières du territoire. En conclusion, le choix de spatialiser l'inventaire doit se faire de façon raisonnée en sélectionnant les processus ayant les plus grandes contributions aux impacts. Patouillard et al. (2016a) proposent une méthode pour déterminer quel processus de l'inventaire spatialiser en priorité en déterminant la contribution de chaque processus de l'inventaire à la variance totale des résultats d'impact. Pour cela, la contribution à la variance totale de chaque processus du système est déterminée à la suite d'une étape de propagation de l'incertitude (ex : Monte Carlo). D'après Patouillard et al. (2016a), les processus ayant une contribution élevée à la variance totale des impacts environnementaux sont à spatialiser en premier.

En conclusion, le choix d'un bon outil de modélisation se fait en fonction de l'objectif de l'étude, du type de processus à spatialiser en priorité et de la résolution spatiale souhaitée (ex : région ou intra-région). L'outil de modélisation doit permettre un couplage avec l'ACV de façon concrète : les sorties du modèle doivent pouvoir être exprimées par rapport à la fonction du système (ex : par hectare). Enfin, le choix de spatialiser l'ICV doit être bénéfique en termes de rapport du temps d'implémentation versus le gain de précision. Ce rapport peut être identifié à l'aide d'experts qui, par exemple, sont à même d'évaluer le temps nécessaire à l'utilisation d'un modèle, et sa précision par rapport à un modèle non spatialisé.

Chapitre 4 : Développement d'une méthode de caractérisation régionalisée de l'eutrophisation d'eau douce et d'eau de mer

Quel est l'apport d'une méthode de caractérisation spatialisée pour le calcul des impacts eutrophisation d'eau douce et marine ?

Introduction du chapitre 4

En analyse du cycle de vie (ACV), le passage de l'inventaire du cycle de vie aux impacts se fait par l'utilisation de facteurs de caractérisation, regroupés en méthodes de caractérisation. Comme précisé dans le contexte général, les facteurs de caractérisation permettent d'agrèger les ressources consommées et les émissions pour calculer des impacts. La majorité des méthodes de caractérisation ne tiennent compte que du potentiel d'impact des polluants et n'intègrent ni le devenir des polluants – ou à une très grande échelle (ex : continent) – ni la sensibilité du milieu (Hauschild and Potting 2005; Guinée et al. 2002; Goedkoop et al. 2013). Cependant, certains impacts surviennent à des échelles locales comme le bassin versant (ex : eutrophisation) ou à des échelles régionales (ex : acidification). Le niveau de ces impacts locaux varie selon le devenir des polluants dans le milieu et la sensibilité du milieu à l'impact. Pour capter les spécificités locales, il est donc nécessaire d'intégrer de la différenciation spatiale dans les méthodes de caractérisation lors de l'évaluation de systèmes territoriaux.

Parmi les différents impacts locaux traités en ACV et qui peuvent bénéficier de la spatialisation, l'eutrophisation est le focus de cette thèse. L'eutrophisation est un phénomène répandu qui touche plusieurs types d'écosystèmes aquatiques : lac, rivières, estuaires ou encore zones côtières (Carpenter et al. 1998). Le phénomène d'eutrophisation survient lors d'un excès de nutriments, principalement d'azote et/ou de phosphore, dans l'écosystème, entraînant un développement excessif de biomasse végétale ou microbienne, qui peut amener à une asphyxie du milieu. Le choix d'étudier l'impact eutrophisation est justifié pour deux raisons. Premièrement, cette thèse porte sur l'étude d'un territoire agricole, et l'agriculture a un impact majeur sur le phénomène d'eutrophisation puisqu'elle est la principale source émettrice de nutriments azote et phosphore. En effet, l'excès de fertilisation minérale et

organique est à l'origine : (1) d'un surplus d'azote qui est lixivié et atteint les écosystèmes aquatiques et (2) d'un surplus de phosphore qui se stocke dans les sols et atteint aussi les écosystèmes aquatiques par érosion. Deuxièmement, le territoire d'étude de la Lieue de Grève est localisé en Bretagne, région où l'impact principal lié à l'agriculture est l'eutrophisation en zone côtière. Les acteurs locaux de la Lieue de Grève ont identifié l'eutrophisation comme l'impact majoritaire à réduire en priorité sur leur territoire.

Historiquement, l'ACV est une méthode globale. Dans ce cadre, les premières méthodes de caractérisation de l'eutrophisation ont été développées sans prise en compte du contexte local. Par ailleurs, aucune différenciation n'a été faite entre eutrophisation d'eau douce et eutrophisation marine, pour lesquelles les mécanismes et polluants en jeu diffèrent. Récemment de nouvelles méthodes ont été développées, comme EDIP2003 (Hauschild and Potting 2005) et ReCiPe (Goedkoop et al. 2013), qui différencient eutrophisation d'eau douce et marine avec l'inclusion d'un facteur de devenir à l'échelle de l'Europe. Cependant, ces méthodes sont spatialisées à des échelles vastes alors que l'échelle pertinente identifiée est le bassin versant, puisque c'est à cette échelle que les transferts de polluant s'opèrent. Par ailleurs, les modèles utilisés pour définir les facteurs de caractérisation sont difficilement applicables à des régions de taille plus faible. Enfin, aucune de ces méthodes ne prend en compte la sensibilité du milieu récepteur à l'impact eutrophisation.

Pour lever ces limites et proposer une méthode de caractérisation applicable à l'échelle territoriale, ce chapitre s'appuie sur un article, actuellement en révision, qui présente le développement de la méthode de caractérisation « eutrophisation régionalisée » (appelée *ex-ante* dans l'article support). Cette méthode, développée à l'échelle d'un bassin versant de taille moyenne (100 km²), différencie eutrophisation marine et eutrophisation d'eau douce. Cette méthode intègre : (1) les caractéristiques biophysiques du milieu dans les facteurs de devenir des polluants responsables de l'eutrophisation, en se focalisant sur l'azote et le phosphore, et (2) la sensibilité du milieu aux impacts eutrophisation d'eau douce et marine. La méthode est appliquée sur un cas d'étude simple sur les bassins versants de la Lieue de Grève. Ce chapitre de thèse s'appuie sur un article en révision et à soumettre à *International Journal of Life Cycle Assessment*.

Regionalized characterization factors for freshwater and marine eutrophication in LCA through an *ex-ante* approach: a French case study

Nitschelm, L.^a, Aubin, J.^a, Dupont, C.^a, Gascuel-Oudou, C.^a, Le Féon, S.^{b,c,d}, Legeay, P.^a, Aissani, L.^{b,c}

^a SAS, Agrocampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

^b IRSTEA, UR OPAALE, 17 Avenue de Cucillé-CS 64427, F-35044 Rennes, France.

^c Univ Bretagne Loire, France.

^d Ecole des Métiers de l'Environnement, France.

In revision, to be submitted to International Journal of Life Cycle Assessment

Abstract

Eutrophication caused by human activities is widespread problem throughout the world. It is therefore one of the many impact categories used in Life Cycle Assessment (LCA). LCA is a global, and therefore site-generic, tool. Due to the local nature of eutrophication, site-specific methods should improve LCA accuracy. This paper proposes an *ex-ante* approach to determine regionalized characterization factors (CFs) for eutrophication, in the framework of Spatialized Territorial LCA (STLCA) and its application in a French agricultural water catchment. We developed two *ex-ante* CFs for freshwater and marine eutrophication, considering a regionalized fate for nitrogen (N) and phosphorus (P), identified as major factors for eutrophication, as well as a sensitivity factor of the surrounding environment to eutrophication. For freshwater, P is considered as the limiting element for eutrophication. For marine water, we consider that N is the limiting element. Both fate factors are predicted using the Nutting-P and Nutting-N models (Dupas et al. 2015b), which predict retention and transfer of nutrients emitted from input on lands (e.g., for farms) to hydrosystems. Both coastal and river sensitivity indices were calculated using morphological and hydrological characteristics of river-basin and coastal areas. The method was then applied to the Lieue de Grève water catchment, which experiences algal blooms. We therefore compared the results of eutrophication potential of standard LCA using CML CF methodology and the *ex-ante* approach using the new CFs for freshwater and marine eutrophication. When using the *ex-ante* approach, two main results arise: (1) freshwater eutrophication impact is equaled to 0 in the Lieue de Grève territory and (2) marine eutrophication impacts was 33% lower than that

using standard LCA due to differences in environmental sensitivity. This study shows the relevance of using spatially explicit data when estimating local impacts in LCA.

1. Introduction

According to the European Commission Directive 91/271/CEE (MEDDE 1991), eutrophication is caused by an increase in nutrients in a waterbody that increases growth of phytoplankton, algae and higher-plant species, which in turn disrupts ecosystem equilibrium and degrades water quality. Eutrophication is one of many impact categories used in Life Cycle Assessment (LCA). LCA was conceived as a global, site- and time-independent tool, and therefore did not consider spatial differentiation, especially at the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) step. Since the 1990s, several authors have demonstrated the importance of including spatial differentiation in LCIA (Finnveden et al. 2009; Hellweg and Milà i Canals 2014; Potting et al. 1998; Potting and Hauschild 2006). While a site-generic approach is justified in the case of a global impact such as climate change (Norris 2003), inclusion of spatial differentiation is necessary in local or regional impacts such as eutrophication. During the past 15 years, research has focus on implementing spatial differentiation on several impact categories including eutrophication (e.g., Azevedo et al. 2013; Struijs et al. 2011), acidification (e.g., Civit et al. 2014; Roy et al. 2014), and air pollution (e.g., van Goethem et al. 2013; van Zelm et al. 2008). Several site-specific characterization factors (CFs) have also been implemented in characterization methods such as TRACI (Bare 2011), ReCiPe (Goedkoop et al. 2013), LUCA (Toffoletto et al. 2007) and EDIP2003 (Hauschild et al. 2006). Among impact categories, several characterization methods have been developed for aquatic eutrophication. Some studies developed fate factors from regional to global scales (Basset-Mens et al. 2006; Helmes et al. 2012), while others developed regional CFs at mid- and end-points (Gallego et al. 2010; Huijbregts and Seppala 2001; Scherer and Pfister 2015; Seppälä et al. 2004; Struijs et al. 2011).

In this study, we developed a novel approach to define CFs for aquatic eutrophication at the catchment scale by including nutrient fate and transport as well as sensitivity of the aquatic system. This approach is an application of a framework recently developed to include spatial differentiation in territorial LCA: Spatialized Territorial LCA (STLCA) (Nitschelm et al. 2016). We distinguished freshwater from marine eutrophication, since their fate factors and the sensitivity of the environment to them differ. The objectives of this study were (1) to develop two *ex-ante* CFs for freshwater and marine eutrophication based on regionalized fates

of nitrogen (N) and phosphorus (P), associated with a sensitivity factor of the surrounding environment to eutrophication; and (2) to apply these new CFs to the Lieue de Grève catchment, located in Brittany, France.

2. Literature review

2.1. Definition of eutrophication

Degradation of surface-water quality resulting from excessive N and P inputs is a major concern for drinking water and ecosystem health (Carpenter et al. 1998; Vitousek et al. 1997). Some authors (Goedkoop et al. 2013) consider eutrophication more dangerous than the emission of toxic substances. Surprisingly, there is no consensus on a definition of eutrophication; it can be considered through its consequences or its causes. Some authors define eutrophication as an increase in the rate of supply of organic matter to an ecosystem (Nixon 1995; Rabalais et al. 2009). This phenomenon is mainly caused by an increase in nutrients in a waterbody. It manifests itself as an increase in water turbidity and algal blooms at the water surface, as well as high mortality of aquatic organisms due to low oxygen availability (Crouzet et al. 1999).

2.2. Causes and consequences of marine and freshwater eutrophication

Nutrients (N and P) of anthropogenic origin are believed to be the major cause for eutrophication around the globe (de Jonge et al. 2002). Nutrient release in ecosystems comes from three main sources: (1) diffuse sources (e.g., agricultural activities, atmospheric deposition), (2) point sources (e.g., domestic, urban, industrial) and (3) accumulation in environmental compartments (e.g., soil, groundwater, sediments). Ratios of carbon (C):silicon (Si):N:P that control development of phytoplankton in marine water and freshwater are 106:20:16:1 and 106:40:16:1, respectively (Redfield et al. 1963). From these ratios, one sees that N and P limit the occurrence of eutrophication the most. Concentration of the limiting element determines the beginning and intensity of eutrophication (Crouzet et al. 1999). The limiting factor approach is often discussed in the literature due to the numerous and complex processes that influence eutrophication in time and space. Eutrophication therefore cannot be reduced to the identification of limiting elements. In aquatic ecosystems, biochemical processes modify the quantity and availability of nutrients (e.g., denitrification decreases N stored from atmospheric nitrogen oxide (NO_x) emissions). Such biotransformation and transfer does not exist for P. Variations in oxygen concentration in sediments causes a

succession of nitrification (aerobic) and denitrification (anaerobic). Besides development of this anaerobic zone, bioturbation (i.e. nutrient transfer between compartments by organisms) of sediments increases, which releases P sediment. Therefore, eutrophication can become a self-reinforcing process fueled by nutrient transfers (Rosenberg et al., 1990).

In freshwater, P often limits eutrophication because of its low natural abundance, although in some cases it can be N or both N and P (e.g., Lakes Lemman and Constance in Switzerland) (Durand et al. 2011; Garnier et al. 2005). When more P than N is present, cyanobacteria (blue-green algae) growth is generally observed. Cyanobacteria blooms are a prominent symptom of freshwater eutrophication (Carpenter et al. 1998). More N than P is often present in inland water systems, especially in industrialized countries. N deficiency in surface waterbodies is however offset by its atmospheric abundance. Therefore, even though waterbodies receiving less than $4 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ by atmospheric deposition are limited in N (Bergstrom and Jansson 2006), P is considered the limiting element for freshwater eutrophication.

In marine water, due to high availability of P in sediments, N often limits eutrophication. It is the main factor controlling growth of cyanobacteria, phytoplankton, algal blooms and higher-plant species (Ryther and Dunstan 1971). Some studies, however, identified coastal areas (e.g., Mediterranean Sea, Vilaine River estuary in France) where P is the limiting element (Berland et al. 1980; Queguiner et al. 1986). Nevertheless, N is considered the limiting element for marine eutrophication (Howarth 2008).

Although nutrients are the major cause of eutrophication, additional conditions, such as biophysical conditions (e.g., light, temperature, hydrodynamism, turbidity), are required for eutrophication, depending on the type of waterbody. For example, rivers will often eutrophy after hydrological dynamics change due to a change in waterway patterns (e.g., dam, canal, spillway, dykes). According to Håkanson (2008), morphometry of a coastal area is closely linked to the occurrence of eutrophication (e.g., closed bays with little water renewal are more sensitive to algal blooms).

2.3. Assessing eutrophication impact in LCA

Methodological developments by the scientific community have improved eutrophication assessment by integrating parameters such as the limiting element, differentiation between environmental compartments (e.g., freshwater vs. marine water) and emission fate. These parameters are essential for assessing eutrophication but remain insufficient.

2.3.1. A simple approach

In LCIA, impact values are equal to the sum of the quantities of substances released (m_i) weighted by a CF specific to each substance in the impact category assessed. The CF aims to transform all quantities of substances into the same unit equivalent:

$$I = \sum CF_i \times m_i \quad [1]$$

where I is the potential impact, CF_i is the eutrophication CF of compound i and m_i is the mass of compound i emitted in the air, water or soil.

These CFs are grouped into “characterization methods”. Heijungs et al. (1992) developed the first CF for aquatic eutrophication in LCA. In it, N, P and C emissions are aggregated according to their contribution to potential biomass production relative to that of phosphate (PO_4^{3-}). This eutrophication potential (EP) represents the potential of each compound to contribute to eutrophication. They are calculated as follows:

$$EP_i = \frac{V_i/M_i}{V_{PO_4}/M_{PO_4}} \quad [2]$$

where V_i and V_{PO_4} represent potential contributions to eutrophication of 1 mole of compound i and PO_4^{3-} , respectively, and M_i and M_{PO_4} represent the molecular mass in $kg.mol^{-1}$ of compound i and PO_4^{3-} , respectively.

In the method of Heijungs et al. (1992), EP_i are based on the Redfield et al. (1963) ratio 106:20:16:1. The relative contribution of each element to biomass formation is determined assuming that other nutrients have unlimited availability. In this approach, 16 moles of N and 1 mole of P are necessary to create one mole of biomass. The molar contribution of each nutrient is converted into a mass contribution using its associated molar mass. The reference compound PO_4^{3-} is used to create generic EPs (Eq. 2) that are used as CFs for each compound that contributes to eutrophication (e.g., NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}). Eutrophication impact is given in kg equivalent PO_4^{3-} . In this method, only N and P emissions contribute to an overall eutrophication impact, without distinction between marine and freshwater eutrophication. This approach provides simple CFs that are usable worldwide and independent of location. This method has been implemented in the characterization method CML-IA (Guinée et al. 2002). This approach, however, does not consider several parameters, such as (1) the limiting element, (2) the fate of compounds and (3) the sensitivity of the environment to eutrophication.

2.3.2. Consideration of the limiting element

Several advances have been made since the characterization method of Heijungs et al. (1992). The limiting element has been including in several widely-used characterization methods, such as EDIP 2003 (Hauschild and Potting 2005), ReCiPe 2008 (Goedkoop et al. 2013) and IMPACT 2002+ (Bulle et al. 2014). Aquatic eutrophication in these methods is split into two impact categories: freshwater eutrophication, for which P is the limiting element, and marine eutrophication, for which N is the limiting element. The limiting elements imply that only P and N emissions are considered when assessing freshwater and marine emissions, respectively.

2.3.3. Consideration of the emission compartment

P emissions into the air are ignored because they are small (Huijbregts and Seppala 2001; Struijs et al. 2011). Only P transfers from soil to water are considered. For N, differentiating among compartments is more complex due to volatilization of N compounds and their deposition on either soil or water (Huijbregts and Seppala 2001; Seppälä et al. 2004). Gallego et al. (2010) developed regional CFs assuming that a region is a closed system, since NO_x and NH_x emissions fall primarily in the same region. This compartmentalization can be combined with simulation models to identify distributions of these emissions.

2.3.4. Consideration of nutrient fate

Nutrient fate has also been included in several characterization methods for eutrophication to increase spatial resolution of the CFs. Huijbregts and Seppala (2001) added fate factors for N and P emissions to the eutrophication CF of Heijungs et al. (1992) based on a literature review for the Netherlands and other parts of Europe. Lack of data, however, led to several approximations and assumptions. Hauschild and Potting (2005) refined fate factors for freshwater and marine eutrophication in the EDIP 2003 method. Using the CARMEN (Cause effect Relation Model to support Environmental Negotiations), they determined, at the scale of each European country, the fractions of emitted nutrients that reach an inland water system or a coastal waterbody through groundwater drainage, surface runoff and atmospheric deposition. At a smaller scale, Basset-Mens et al. (2006), determined fate factors at the catchment level for nitrate emitted from agricultural soil to the coast in three catchments in Brittany, France. According to Basset-Mens et al. (2006), to improve assessment of eutrophication impact, approaches should include a fate factor for P and sensitivity of the

receiving ecosystem to eutrophication. To address the former need, Helmes et al. (2012) developed global fate factors for P emissions at a resolution of 0.5°.

The previous sections described eutrophication and approaches for considering the limiting element, environmental compartments and nutrient fate when assessing eutrophication in LCIA. Inclusion of the sensitivity of the receiving environment, however, remains missing. The two approaches presented next provide an initial attempt to include sensitivity of waterbodies when assessing eutrophication impact.

3. The ex-ante approach

In STLCA, biophysical characteristics of the environment determine how CFs are defined. In the *ex-ante* approach, the regionalized CF of each compound responsible for freshwater and marine eutrophication is calculated using both its fate and the sensitivity of the surrounding environment, which are determined from biophysical parameters such as slope, soil type and climate:

$$CF_{i,d} = EP_i \times FF_i \times SF_d \quad [3]$$

where $CF_{i,d}$ is the CF of compound i in environmental compartment d (e.g., lake, river, bay), EP_i is CML-IA CF of compound i ($EP_{NO_3^-} = 0.10$ and $EP_{PO_4^{3-}} = 3.06$), FF_i is the fate factor of compound i and SF_d is the sensitivity of environmental compartment d to eutrophication.

This method has many advantages:

- Compound fate and sensitivity of the surrounding environment are considered when calculating CFs.
- It can be used for small (100 km²) or large (10,000 km²) regions.
- It is possible to differentiate nutrient fate and environmental sensitivity to them at the catchment scale.
- Field data are not required since spatial data necessary for determining fate and sensitivity can be collected from national or international databases, from the regional to national scale (e.g., TOPO® and LITTO® databases from the French National Institute of Geographic and Forest Information (IGN)).

3.1. Regionalized freshwater eutrophication

3.1.1. Phosphorus fate factor

Calculating a fate factor for P requires a model that considers characteristics of the surrounding environment. We chose Nutting-P (NUTrient Transfer modellING-Phosphorus), which predicts mean annual total-P loads from P sources and catchment and river attributes that are involved in retention of P. Total-P and dissolved-P loads (TP_{load} and DP_{load} , respectively, in $kg\ N.ha^{-1}.yr^{-1}$) at the outlet of a catchment are estimated as follows:

$$TP_{load} = (B_{TP} \times P_{topsoil} + P_{point}) - Ret_{benthic} \quad [4]$$

$$DP_{load} = R_{DP} \times (B_{DP} \times P_{topsoil} + P_{point}) - Ret_{benthic} \quad [5]$$

where $P_{topsoil}$ is the amount of P in the topsoil (0-0.3 m) in $kg\ P.ha^{-1}$, P_{point} is the sum of all point-source emissions in the catchment in $kg\ P.ha^{-1}.yr^{-1}$, $Ret_{benthic}$ is a benthic retention factor and R_{DP} , B_{DP} and B_{TP} are transfer factors for two rivers and one catchment, respectively. The product $B_{TP} \times P_{topsoil}$ in equation [4] represents the contribution of diffuse agricultural sources to total-P load, while P_{point} represents the contribution of domestic and industrial point sources.

Several catchment and stream attributes (e.g., topographic, geological, land use, hydrological) easily available in French databases were tested as potential variables to include in Nutting-P catchment transfer factors B_{TP} and B_{DP} . Attributes were selected as described by Dupas et al. (2013; 2015a). Nutting-P was calibrated with a set of 226 independent catchments in France (Legeay et al. 2015), slightly extending the dataset described by Dupas et al. (2015b). Catchments were selected based on two main criteria: frequency of concentration data (>1 sample per month) and spatial proximity between the points of discharge and water-quality sampling. Loads were calculated over 5 years to minimize effects of inter-annual variations. For P, the attributes selected were the Index of Development and Persistence of River networks (IDPR, Mardhel et al. 2004), which compares a theoretical river network based on elevation to the real network (high IDPR indicates that surface runoff transfers more water than deep percolation), and percentage of the area in forest.

3.1.2. Sensitivity factor for rivers

The sensitivity of a river to eutrophication considers how it will respond to nutrient loads. The SF in the *ex-ante* approach depends on biophysical characteristics of the river. We followed the method of Fabre and Pelte (2013), which determines the SF from four

parameters that are derived from data and maps easily available in France. Three normally distributed classes of sensitivity (i.e., low, medium, high) are assigned to each parameter:

- (1) depth and length of human infrastructure (e.g., dams, canals, spillways, dikes), which is calculated from the following parameters using a Digital Terrain Model (DTM) with a resolution of 100×100 m:

- (i) percentage slope of the riverbed (S_i):

$$S_i = \frac{A_{upstream} - A_{downstream}}{L_i} \times 100 \quad [6]$$

where $A_{upstream}$, $A_{downstream}$, and L_i are the elevation at the upstream part of the river, elevation at the downstream part of the river and length of the river in m, respectively. The classes of slope are low (0-0.3%), medium (0.3-10%), and high (>10%).

- (ii) percentage of terracing (TL_i), determined by the presence of obstacles in the river:

$$TL_i = \frac{\sum Hobs_{j,i}}{A_{upstream} - A_{downstream}} \times 100 \quad [7]$$

where $Hobs_j$ is the height of obstacle j in river i . The classes of terracing are low (0-30%), medium (30-60%), and high (>60%).

- (2) proximity of other waterbodies that may be connected to the river (e.g., during a rise in the water level), which is calculated as the percentage of waterbodies located near the river ($\%W_i$):

$$\%W_i = \frac{SW_{floodplain,i} - S_{riverbed,i}}{S_{floodplain,i} - S_{riverbed,i}} \times 100 \quad [8]$$

where $SW_{floodplain}$ is the area of waterbodies located in the floodplain of river i , $S_{floodplain}$ is the area of the floodplain of river i , and $S_{riverbed}$ is the area of the riverbed of river i . For France, it is calculated using land-use and infrastructure layers in the BD TOPO© database of IGN at a resolution of 1:10,000. The classes of $\%W_i$ are low (<5%), medium (=5%), and high (>5%).

- (3) presence of wider areas in the river that may decrease flow rate, which is calculated as the percentage of the river in which the width is wider than predicted from topography ($\%WW_i$):

$$\%WW_i = \frac{S_{riverbed,i}}{S_{theoretical\ riverbed,i}} \quad [9]$$

where $S_{theoretical\ riverbed, i}$ is the theoretical area of the riverbed of river i . For France, it is calculated using the BD TOPO© database at a resolution of 1:10,000. The classes of $\%WW_i$ are low (0-100%), medium (100-150%), and high (>150%).

(4) shade due to the presence of riparian areas alongside the river, which is calculated as the percentage of riparian areas located within 10 m of the river ($\%RA_i$):

$$\%RA_i = \frac{S_{riparian,i}}{S_{riverbed,i}} \quad [10]$$

where $S_{riparian}$ is the area of riparian areas located within 10 m of river i . For France, it is calculated using the BD TOPO© database at a resolution of 1:10,000. The classes of $\%RA_i$ are low (0-30%), medium (30-60%), and high (>60%).

Depending on their classes, the four parameters are aggregated into one of three risk classes, which is then transformed into a quantitative SF: low (SF = 0), medium (SF = 0.5) or high (SF = 1) (Table 4.1).

Table 4.1. Calculation of the sensitivity factor (SF) for freshwater eutrophication

Sensitivity to eutrophication	SF	Criteria
High	1	The parameter “depth and length of human infrastructure” is classified “high” OR
Medium	0.5	- Two other parameters are classified “high” - One parameter (not “depth and length of human infrastructure”) is classified “high” OR
Low	0	- Two parameters are classified “medium” - All other cases

3.2. Regionalized marine eutrophication

3.2.1. Nitrate fate factor

Calculating a fate factor for N, specifically nitrate, requires a model that considers characteristics of the surrounding environment. Nitrate fate factors, from emission sources to the nearest coastal area, are determined using the Nutting-N model (NUTrient Transfer Modelling-Nitrogen) (Dupas et al. 2013; Dupas et al. 2015a). Like Nutting-P, Nutting-N considers N sources and catchment and river attributes to predict mean annual nitrate-N loads,

usually the majority of total N loads. Total-N and nitrate-N loads (TN_{load} and DN_{load} , in $kg\ N.ha^{-1}.yr^{-1}$) at the outlet of each catchment are expressed as:

$$TN_{load} = R_{TN} \times (B_{TN} \times N_{surplus} + N_{point}) + N_{groundwater} \quad [11]$$

$$DN_{load} = R_{DN} \times (B_{DN} \times N_{surplus} + N_{point}) \quad [12]$$

where $N_{surplus}$ is the soil N surplus in $kg\ N.ha^{-1}.yr^{-1}$, N_{point} is the sum of all domestic and industrial point sources in the catchment in $kg\ N.ha^{-1}.yr^{-1}$, $N_{groundwater}$ is the mean concentration in nitrate in groundwater and R_{TN}/R_{DN} and B_{TN}/B_{DN} are river and catchment transfer factors, respectively.

The river and catchment transfer factors combine observed variables and calibrated parameters. The product $R_{TN} \times B_{TN} \times N_{surplus}$ represents the contribution of diffuse agricultural sources, while the product $R_{TN} \times B_{TN} \times N_{point}$ represents the contribution of domestic and industrial point sources to total-N load. Total runoff is partitioned into shallow and deep components to address catchments that are not at steady-state (Dupas et al. 2013). The calibration procedure is similar to that of Nutting-P. The attributes selected for N were (1) effective rainfall (i.e. rainfall stored in upper layers of the soil and that can be used by the crops), (2) IDPR, and (3) the extent of potential wetlands in France estimated by Berthier et al. (2014).

3.2.2. Sensitivity factor for coastal waterbodies

The SF for coastal waterbodies is based on the sensitivity index (SI) developed by Håkanson (2008), which estimates the sensitivity of coastal water to eutrophication based on biophysical characteristics such as the width of the opening and the depth of the bay (Fig. 4.1) as well as the volume of water renewal. These parameters can be determined quickly using a Geographic Information System (GIS) and a DTM. According to Håkanson (2008), the key issue is to define the boundary where the coast ends and the sea begins.

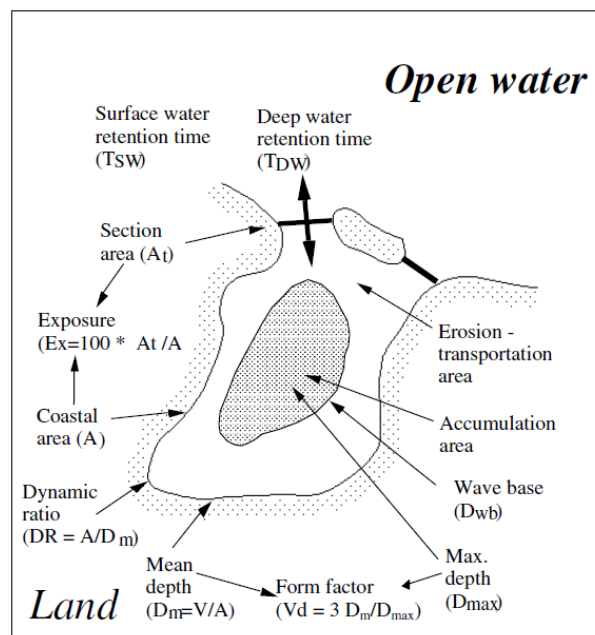


Figure 4.1. Key coastal parameters influencing eutrophication (Håkanson 2008).

The SI is calculated as follows:

$$Ex = 100 \times \frac{A_t}{A} \quad (9)$$

$$DR = 100 \times \frac{\sqrt{A}}{D_m} \quad (10)$$

$$\text{If } DR \leq 0.25, SI = \sqrt{((DR/0.25)/Ex)} \quad (11a)$$

$$\text{If } DR \geq 0.25, SI = \sqrt{((0.25/DR)/Ex)} \quad (11b)$$

where Ex is the exposure of the coastal area, A is the coastal area enclosed, A_t is its cross-sectional area, D_m is its mean depth in m and DR is the dynamic ratio (i.e. defined by the ratio between the square root of the coastal area and the mean depth). SI ranges from 0 (not sensitive) to 100 (extremely sensitive) (Fig. 4.2), but cannot be incorporated into CF calculations in this form.

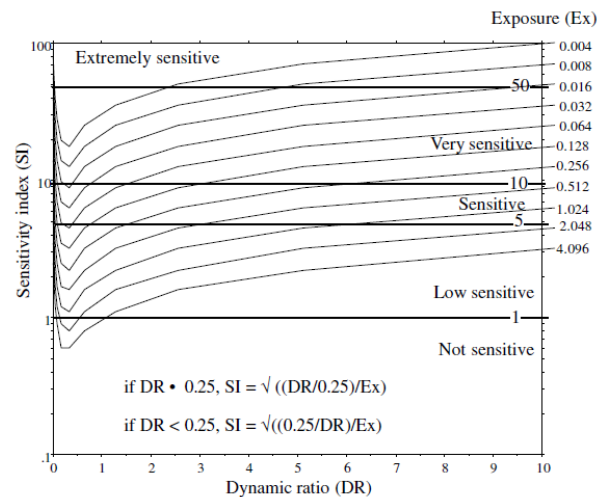


Figure 4.2. Variability in the sensitivity index (SI) according to changes in the dynamic ratio (i.e. defined by the ratio between the square root of the coastal area and the mean depth) (Håkanson 2008).

To obtain SFs that can be used in a characterization method, we transformed SI for coastal area d into a factor ranging from 0-1:

$$SF_d = \frac{\log(SI_d)}{2} \quad [12]$$

This method requires only littoral and topographical maps of the coastal area (recommended resolution: 100 × 100 m) to determine the SF.

4. Case study: calculating new eutrophication CFs for an agricultural catchment in France

We used a simple case study to assess the feasibility of the *ex-ante* approach to estimating eutrophication impact using regionalized CFs.

4.1. The Lieue de Grève catchment

The Lieue de Grève catchment in Brittany, France, covers 12,000 ha, 68% of it agricultural land, followed by woodland (24%) and urban (8%) areas. Agricultural land of the catchment is composed of 170 farms, 96% of them under conventional production. The main agricultural product is cow milk (39.7 million t/year, using up to 85% of the agricultural

land), but other products such as beef cattle and swine are also produced. The dominance of dairy farms is explained by the climate, which favors production of fodder rather than cash crops. Most agricultural land is covered by grassland (45%), cereals (27%) and maize (20%). The rest is covered by crops such as rapeseed and vegetables (Moreau et al. 2012b; Moreau et al. 2013a).

Despite a mean nitrate concentration in water of 26 mg.l^{-1} (the European Union standard being $50 \text{ mg NO}_3^-.\text{l}^{-1}$), this catchment has experienced an acute eutrophication problem, with the appearance of algal blooms along the coast since the 1970s. Eutrophication in this catchment is due to the combination of intensive agricultural activities and characteristics of the region, especially of the bay, that promote algal blooms. According to Menesguen (1999), eutrophication problems could be avoided if nitrate flux at the outlet decreased to 10 mg.l^{-1} . Several research programs have focused on this catchment to generate solutions to reduce N emissions (Gascuel-Oudou et al. 2015; Levain et al. 2014). This territory is suitable for application of *ex-ante* regionalized CFs for freshwater and marine eutrophication. Applying a new characterization method to a well-known territory is also one way to assess its relevance.

4.2. Freshwater and marine characterization factors

Fate factors for the Lieue de Grève were determined at the catchment level using Nutting-N and -P models. The nitrate fate factor equaled 0.60, meaning that 60% of the nitrate emitted from Lieue de Grève farms reaches the catchment outlet. The P fate factor equaled 0.22, meaning that 22% of the P emitted from Lieue de Grève farms reaches the river network. From these preliminary results, one can conclude that incorporating a fate factor for N and P in the environment is necessary to estimate more realistic potential impacts.

Based on the four SF parameters, the SF of the Lieue de Grève's river network equaled 0, indicating that it is not sensitive to freshwater eutrophication. Indeed, rivers in the Lieue de Grève catchment have relatively strong flows ($0.5\text{-}10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), high slopes and no human infrastructure. For the Lieue de Grève's bay, the SF equaled 0.76, indicating that it is highly sensitive to marine eutrophication. Indeed, the Lieue de Grève's bay is relatively closed and shallow, with little water renewal. Consequently, the Lieue de Grève's CFs for freshwater and marine eutrophication equaled 0 and 0.0456, respectively (Eq. 1).

4.3. Assessing eutrophication potential

Regionalized freshwater and marine eutrophication impacts were calculated for the 8000 ha of agricultural land of the Lieue de Grève catchment using the new CFs. Crop emissions were estimated at the field scale using the simulation model Syst'N for N emissions (Parnaudeau et al. 2012), SALCA-P for P emissions (Prasuhn 2006) and models recommended by the French agricultural database Agribalyse® (Koch and Salou 2015b) for other emissions (e.g. IPCC 2006 for CO₂ emissions, SALCA-SM for heavy metals). Animal emissions were also determined following Agribalyse recommendations. Life cycle inventories and LCIA were performed at the farm scale. Total impacts of the Lieue de Grève were calculated by multiplying the per-ha impacts of each farm by its surface area.

Estimated freshwater and marine eutrophication impacts at the catchment level differed between the two approaches, which was not the case when using the CML-IA approach only (Fig. 4.3). Total freshwater EP equaled 0, which is consistent with observations that the river network of the Lieue de Grève catchment is not prone to eutrophication. Marine eutrophication impact was 33% lower than that estimated by the CML-IA approach. This difference was due to inclusion of the fate factor, which represents denitrification in the catchment, and the SF, which decreases eutrophication impact according to the bay's sensitivity to eutrophication. Indirect eutrophication impacts due to N and P emissions emitted outside the catchment were the same, since CML-IA CFs were used in all three approaches.

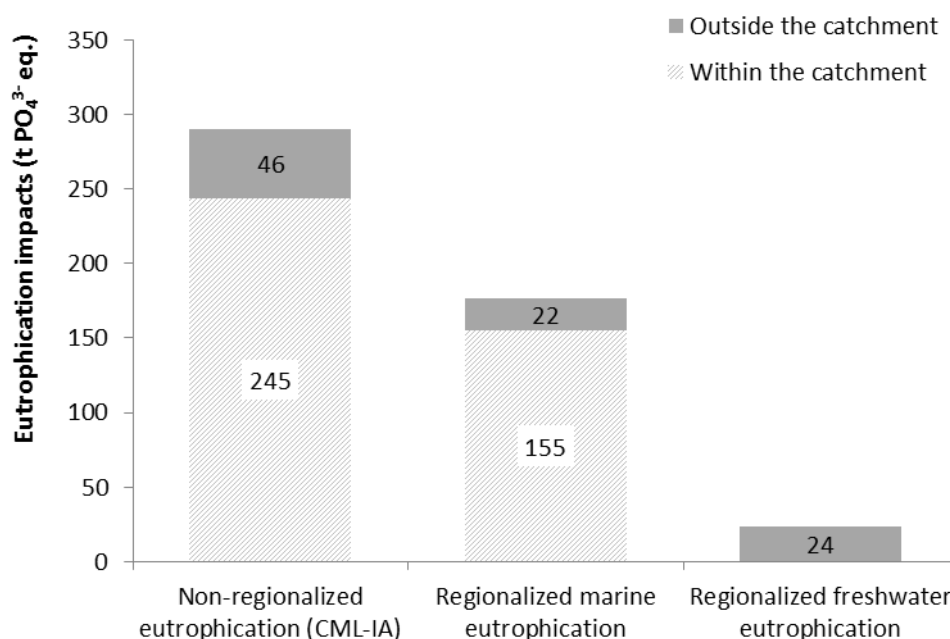


Figure 4.3. Eutrophication impacts for the total area of the Lieue de Grève catchment (8000 ha). On the catchment: direct eutrophication due to emissions emitted within catchment boundaries. Outside the catchment: indirect eutrophication due to emissions emitted outside catchment boundaries.

5. Discussion

The *ex-ante* approach to assessing regionalized freshwater and marine eutrophication by considering spatial variability in environmental sensitivity appears promising.

5.1. Advantages and disadvantages of the *ex-ante* approach

5.1.1. Advantages

Compared to a global characterization method, the local *ex-ante* approach to freshwater and marine eutrophication has several advantages: (1) freshwater eutrophication and marine eutrophication are distinguished at two stages (fate factor and SF); (2) freshwater and marine eutrophication impacts are closer to real impacts, and therefore can be more accurate and (3) CFs can be determined relatively easily, at least for temperate European countries.

5.1.2. Disadvantages

Development of CFs for freshwater and marine water requires time and specific software (e.g., GIS software). We suggest using regionalized CFs when eutrophication is major issue,

as in the Lieue de Grève, and therefore when regionalized estimates are required, especially for foreground activities. To determine the need for regionalized analysis, processes that have the highest impact should be identified. Patouillard et al. (2016b) proposed two methods to prioritize regionalization in LCA: classic contribution analysis vs. estimating uncertainty in impacts and performing contribution analysis with Monte Carlo simulation and regression analysis. If estimates of impact improve by spatially differentiating these processes, the *ex-ante* approach can be used. Another major disadvantage of this approach is the difference in SFs for freshwater and marine eutrophication. While the marine SF is determined using a continuous equation, the freshwater SF is determined using a discrete method with sensitivity classes. To standardize both methods, the freshwater SF could be transformed into a continuous factor ranging from 0-1. In addition, the statistical and biophysical models used have zones of validity and uncertainties. Using these models in LCA remains challenging. To fully validate the *ex-ante* approach, uncertainties in these models should be assessed.

The purpose of our case study was to compare a classic CF (i.e. CML-IA) to our regionalized CFs. The large differences between their results is logical, since inclusion of fate factors and SFs decreases the CML-IA CF. To truly demonstrate the usefulness of the *ex-ante* approach, it should be used to compare different systems in the same environment or the same system in different environments. The former is currently underway for the Lieue de Grève catchment, while the latter is currently underway for a case study focusing on regional anaerobic digestion (Lynda Aissani, Irstea Rennes, pers. comm.).

5.2. Data needed to use *ex-ante* approach

The regionalized CFs for freshwater and marine eutrophication are relatively easy to determine for any catchment if data are available at a suitable resolution. For N and P fate factors, Nutting-N and Nutting-P were calibrated for France, as well as for some French regions such as Brittany and the Seine River basin. Such statistical models can be used directly in other European countries with similar agricultural and environmental contexts. To increase the accuracy of estimates, more frequent data (e.g., discharge, N and P concentrations) from more sampling points would be required. SFs for freshwater and marine eutrophication are determined using two geographic layers: a DTM at a resolution of 100 × 100 m and the BD TOPO© database at a resolution of 1:10,000. They can be obtained easily from the IGN for any region of France. These data are also easily obtained for countries that

have an equivalent of the IGN, but they may be difficult to obtain for developing countries. This approach cannot be applied worldwide at the moment.

5.3. Perspectives for improving the *ex-ante* approach

5.3.1. Improving the nitrogen fate factor

Currently, the fate factor for N emissions considers only nitrate leaching from soil to water. The current assumption for aerial N emissions (e.g. NH_3) is that they are deposited in the same region from which they are emitted. Hence, the fate factor for aerial N emissions equals 1. This is, however, a strong assumption that needs to be refined. To improve the N fate factor, the fate of aerial emissions could be predicted using air diffusion and deposition models such as LADD (Theobald et al. 2012), AERMOD (EPA 2003) or RAINS (Schopp et al. 1999).

5.3.2. Improving sensitivity factors

For the marine SF, we assumed that the sea flows into the bay at high tide. In Brittany, however, there is a large difference in sea level between high and low tides, which could have a strong influence on the bay's SF. Moreover, temperature, which is a key parameter influencing eutrophication, is ignored. To improve the SF for marine eutrophication, an SF that varies over time could be predicted by including tidal coefficients and temperature fluctuations. For the freshwater SF, we assume a linear relation between biophysical characteristics of the surrounding environment and its sensitivity. This assumption is strong, since it ignores critical loads and threshold effects. Inclusion of these parameters could improve this SF.

6. Conclusion

An *ex-ante* approach was developed to estimate regionalized freshwater and marine eutrophication in LCA at the catchment scale. For both freshwater and marine eutrophication, approach includes a fate factor and sensitivity factor. By integrating fate and a sensitivity factor, eutrophication results obtained are closer to real impacts (e.g., no freshwater eutrophication in the Lieue de Grève territory). In its current state, the *ex-ante* approach can be used for France and other temperate European countries relatively easily. To use this approach worldwide, spatialized inputs (e.g., DTM) and data for model calibration are

needed. From a methodological point of view, the main disadvantage of the *ex-ante* approach is the difference in SFs for freshwater and marine eutrophication. To homogenize to two SFs, the SF for freshwater eutrophication should be transformed into a continuous factor. Nevertheless, this study shows the relevance of using regionalized characterization methods when estimating local impacts in LCA. The relevance of using these CFs for assessing a single scenario and territory, however, is questionable. The *ex-ante* approach would be useful for comparing different systems in the same environment or the same system in different environments. This approach is currently being used to compare regional land-planning scenarios with STLCA. Results will be used to demonstrate the utility of integrating spatial differentiation into the decision-making processes.

Discussion du chapitre 4

Le chapitre 4 présente l'élaboration et l'application de la méthode de caractérisation « eutrophisation régionalisée » à l'échelle d'un bassin versant (*ex-ante* dans l'article support). Cette méthode différencie deux types d'eutrophisation : l'eutrophisation marine et l'eutrophisation d'eau douce. L'application sur le territoire de la Lieue de Grève a montré qu'en intégrant à la fois le devenir des polluants et la sensibilité du milieu, la méthode eutrophisation régionalisée permet une évaluation plus proche des impacts réels ayant lieu sur un territoire. Dans le cas de la Lieue de Grève, les rivières ne sont pas impactées par l'eutrophisation, ce que la méthode eutrophisation régionalisée met en évidence à la différence d'une méthode de caractérisation classique. De plus, la méthode eutrophisation régionalisée permet d'intégrer les caractéristiques du territoire sans *a priori* sur les émissions, ce qui permet une différenciation claire entre l'étape d'inventaire du cycle de vie et l'étape d'analyse de l'impact.

La comparaison de la méthode eutrophisation régionalisée avec trois méthodes de caractérisation classiquement utilisées en ACV (ReCiPe, EDIP2003 et Impact 2002+) (tableau 1 ; Aissani et al. (in prep)) met en avant deux avantages. Premièrement, la méthode eutrophisation régionalisée est utilisable à son étendue spatiale native et peut être appliquées à des échelles spatiales plus fines, comme le bassin versant ou le secteur hydrographique. Ce n'est pas le cas des méthodes ReCiPe, EDIP2003 et Impact 2002+, qui sont agrégées et pour lesquelles les facteurs de caractérisation à l'étendue spatiale native ne sont pas disponibles en ligne. Deuxièmement, la méthode eutrophisation régionalisée intègre un facteur de sensibilité, qui permet de représenter explicitement la sensibilité d'une région à un impact.

Tableau 4.2 : Comparaison de l'approche *ex-ante* avec trois méthodes de caractérisation « midpoint » couramment utilisée en ACV : ReCiPe (Goedkoop et al. 2013), EDIP2003 (Hauschild and Potting 2005) et IMPACT 2002 + (Joliet et al. 2003; Humbert et al. 2012). Traduit de Aissani et al. (in prep).

	<i>Ex-ante</i>	ReCiPe	EDIP2003	Impact 2002 +
Différentiation entre eutrophisation marine et d'eau douce	Oui	Oui	Oui	Oui ^a
Facteur limitant	N : marine P : eau douce	N : marine P : eau douce	N : marine P : eau douce	N : marine P : eau douce
Etendue spatiale native	Bassin versant ou secteur hydrographique	Europe divisée en 101 bassins versants et 41 eaux côtières	27 pays Européens	Europe divisée en mailles de 2° x 2,5°
Etendue spatiale disponible dans un logiciel ACV	Bassin versant ou secteur hydrographique	Monde	Monde	Monde ^b
Type de données d'entrées	Morphologique et hydrologique	Météorologique, morphologique et hydrologique	Météorologique, morphologique et hydrologique	Météorologique, morphologique et hydrologique
Utilisation de modèles dynamiques	Oui	Oui	Oui	Oui
Facteur de devenir	Pour les nitrates et le phosphore	Pour l'azote et le phosphore	Pour l'azote et le phosphore	Pour l'azote et le phosphore
Facteur de sensibilité	Oui	Non	Non	Non

^a par défaut, la méthode de caractérisation ne propose que l'eutrophisation d'eau douce, mais l'eutrophisation marine peut aussi être implémentée

^b par défaut, le facteur de caractérisation de la méthode CML-IA (Guinée et al. 2002) est utilisé

Bien que la méthode eutrophisation régionalisée ait l'avantage de prendre en compte les spécificités locales d'un territoire, elle possède des désavantages en termes d'applicabilité et de praticité. Dans le cas d'étude de la Lieue de Grève, la démarche suivie a conduit à un facteur de caractérisation unique pour le territoire, associant l'eutrophisation marine ou d'eau douce. La différenciation spatiale des facteurs de caractérisation à l'intérieur du territoire n'a

pas pu être menée, du fait de la résolution des modèles Nutting-N et -P à l'échelle des zones hydrographiques. Une solution consisterait à avoir recours à des modèles intégrant le fonctionnement hydrologique de bassins versants (ex : TNT2 (Beaujouan et al. 2002)). Cependant, l'application de la méthode proposée reste intéressante dans le cas de territoires plus grands et composés de différents bassins versants avec des niveaux de sensibilité différents.

Comparée aux autres méthodes de caractérisation, la méthode eutrophisation régionalisée n'est pas clé en main. En effet, cette méthode nécessite plus de données d'entrée à cause de l'utilisation de modèles dynamiques pour prédire le devenir des polluants, et son appropriation par un utilisateur n'est, en l'état, pas rapide. A titre d'exemple, l'application de la méthode eutrophisation régionalisée pour un nouvel utilisateur sur trois territoires a pris un mois. Pour rendre la méthode eutrophisation régionalisée utilisable par n'importe quel utilisateur, il faut la développer dans un premier temps pour chaque bassin versant à l'échelle de la France, puis dans un deuxième temps à l'échelle de l'Europe, voire à l'échelle du monde. Le développement d'une telle méthode à l'échelle de la planète demande une main d'œuvre dédiée (ex : calibration de Nutting-N et -P, calcul des facteurs de sensibilité) et n'est pas envisageable à mettre en place sur la durée d'une thèse.

Par ailleurs, la méthode eutrophisation régionalisée a été développée pour prendre en compte les caractéristiques locales d'un territoire. Elle s'applique à un cas précis et ne permet pas d'obtenir des facteurs de caractérisation globaux. L'obtention de facteurs globaux à l'échelle d'un pays ou d'un continent ne peut se faire qu'après développement de la méthode sur les différents bassins versants composant le pays ou continent. Une pondération de ces différents facteurs par la surface des bassins-versants respectifs permettrait l'obtention d'un facteur de caractérisation à des échelles spatiales plus élevées (pays, continent, monde), quand le positionnement géographique des émissions n'est pas spécifié. Auquel cas, la pertinence de la méthode eutrophisation régionalisée par rapport aux méthodes telles que ReCiPe ou Impact 2002+ doit être déterminée.

Pour conclure, l'usage d'une méthode de caractérisation adaptée aux conditions locales est fortement recommandé dans l'optique de réaliser une analyse territoriale en collaboration avec les acteurs locaux. L'ACVTS doit se munir d'indicateurs d'impacts régionalisés, voire spatialisés. Pour compléter l'aspect multicritère de l'ACVTS, la spatialisation d'autres catégories d'impact est à envisager. La démarche de la méthode eutrophisation régionalisée,

c'est-à-dire l'intégration d'un facteur de devenir et d'un facteur de sensibilité, peut être repris tel quel pour d'autres catégories d'impact. En revanche, les modèles utilisés pour déterminer ces facteurs peuvent changer, et amener des avantages et limites spécifiques à chaque catégorie d'impact en fonction des caractéristiques intrinsèques de ces modèles.

Chapitre 5 : Utilité de l'ACVTS pour l'évaluation d'un territoire agricole

La méthode ACVTS permet-elle de mieux capter la variabilité du territoire dans les résultats d'impact que l'ACV classique ?

Introduction du chapitre 5

Les chapitres 3 et 4 ont mis en avant l'apport de la différenciation spatiale dans la phase d'inventaires du cycle de vie et de la régionalisation dans la phase d'analyse des impacts de l'ACVTS. Dans ce chapitre, ces deux phases de l'ACVTS sont regroupées et appliquées pour conduire à l'étape d'interprétation des résultats. En ACV, cette dernière étape permet d'interpréter les résultats obtenus en identifiant notamment les processus, molécules ou partie du cycle de vie du système qui contribuent le plus aux impacts. L'étape d'interprétation comporte de plus l'analyse de sensibilité des paramètres influant sur les résultats d'impacts. Une fois les résultats interprétés, cette étape comporte une phase de transmission des résultats aux commanditaires de l'étude avec pour finalité d'aider à la prise de décision.

L'objectif de ce chapitre est de montrer l'intérêt de l'ACVTS par rapport à l'ACV classique en termes de prise en compte de la variabilité spatiale et de la régionalisation, et ceci pour l'évaluation environnementale d'un territoire agricole. Pour ce faire, trois approches sont comparées : ACV Territoriale (ACVT) non spatialisée, ACVT avec spatialisation de l'inventaire du cycle de vie et ACVTS (spatialisation de l'inventaire du cycle de vie, régionalisation des impacts). Les frontières de l'étude sont données dans la figure 5.1.

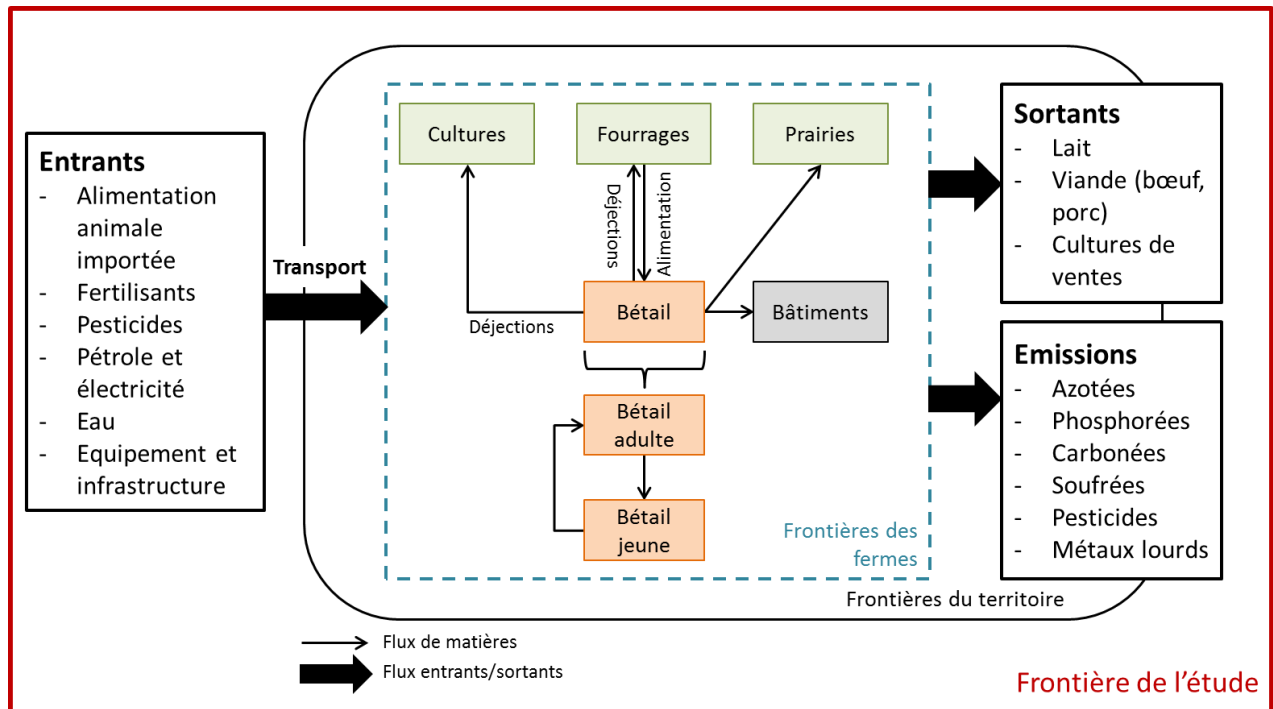


Figure 5.1 : Diagramme des flux et frontières de l'étude.

Les émissions spatialisées sont les mêmes que celles calculées au chapitre 3, c'est-à-dire les émissions azotées (NO_3^- , NH_3 et N_2O) au champ. Quant aux impacts, il s'agit de ceux déterminés dans le chapitre 4, c'est-à-dire eutrophisation en eau douce et eau de mer. Le cas d'étude est le territoire d'étude de la Lieue de Grève, précédemment décrit (cf. chapitres 3 et 4). Les résultats d'ACVTS sont comparés aux résultats d'ACV non-spatialisés. Ce chapitre s'appuie sur un article à soumettre à *International Journal of Life Cycle Assessment*.

Assessing environmental impacts of an agricultural territory using Spatialized Territorial LCA

Laure Nitschelm^a, Joël Aubin^a, Virginie Parnaudeau^a, Michael S. Corson^a, Valérie Viaud^a and Christian Walter^a

^a SAS, AGROCAMPUS OUEST, INRA, 35000, Rennes, France

To be submitted to International Journal of Life Cycle Assessment

Abstract

To help local stakeholders manage agricultural activities, environmental impacts should be assessed at the territorial scale by considering the locations of agricultural activities and site-specific biophysical characteristics (e.g., soil type, climate). Unlike Territorial LCA (TLCA), Spatialized Territorial LCA (STLCA) integrates these factors into estimates of emissions and impacts. We aimed to demonstrate the utility of STLCA by applying it to an agricultural territory and comparing its results with those of TLCA. STLCA was performed at the life cycle inventory (LCI) and life cycle impact assessment (LCIA) stages for the Lieue de Grève (LdG) watershed, a milk producing region prone to green tide, located in Brittany, France. At the LCI stage, nitrogen emissions (NO_3^- , NH_3 and N_2O) were predicted using Syst'N®, a simulation model that represents site-specific agricultural practices (crop rotation and management) and biophysical characteristics (soil and climate). At the LCIA stage, regionalized characterization factors for marine and freshwater eutrophication were used; they included nitrogen and phosphorus fate factors as well as marine and freshwater sensitivity factors specific to the LdG territory. STLCA results were compared to spatialized territorial life cycle inventory (STLCI) and non-spatialized TLCA results at 3 scales: farm, farm-cluster and territory. At each scale, eutrophication impacts predicted by TLCA and STLCA differed significantly. At the farm and farm-cluster scales, STLCA eutrophication impacts per hectare were always lower by 3-37%. At the territorial scale, STLCA eutrophication impacts were also always lower by 8-28% for climate change, 21-31% for acidification and 27-34% for eutrophication depending on the functional unit chosen (i.e., per hectare, per kg of milk, per 1000€ of gross margin). Lower eutrophication results for STLCA are explained by the inclusion of fate and sensitivity factors at the LCIA stage. In addition, STLCA was able to assess spatial variability at the farm-cluster and territorial scales, unlike TLCA. STLCA can be used to represent spatial variability within agricultural territories. When studying farms and

their practices, spatialized methods can better represent farm diversity, as well as hotspot location, within a territory; however, spatialized assessments are time-consuming. We therefore recommend using STLCA only if the goal and scope of the study requires it.

Keywords: spatial differentiation, GIS, mapping, regional, impact assessment, agriculture

1. Introduction

According to Nitschelm et al. (2016), a territory can be defined as a delimited space where decisions are made and where stakeholders gather around common questions (e.g., environmental, economic, societal). In an agricultural territory, questions such as the trade-off between agricultural production and the environment are issues frequently debated. Several authors (Loiseau et al. 2012; Payraudeau and van der Werf 2005) identified life cycle assessment (LCA) as a suitable method to perform environmental analysis of an agricultural territory due to its life-cycle and multicriteria perspectives. Recently, Loiseau et al. (2013) developed a methodological framework for territorial LCA (TLCA). This methodological framework is non-spatialized and considers the territory as a black box. However, when assessing environmental impacts of an agricultural territory, considering spatial variability is important because (1) changes in agricultural land-use influence environmental impacts of agriculture (Cederberg et al. 2013) and (2) several emissions (e.g., nitrogen (N), phosphorus (P)) and impacts (e.g., eutrophication, acidification, toxicity, ecotoxicity) due to agricultural activities depend on site-specific farming practices and biophysical characteristics (e.g., climate, soil type). In the literature, regionalized LCA (i.e., at the territorial scale) has been performed for agricultural regions but either without any spatial differentiation (Acosta-Alba et al. 2012b; Avadí et al. 2016) or with partial spatial differentiation at the Life Cycle Inventory (LCI) (Bartl et al. 2012; de Vries et al. 2015) and Life Cycle Impact Assessment (LCIA) (Anton et al. 2007; de Baan et al. 2013b; Saad et al. 2012) stages. At the LCI stage, several methods have been developed to assess spatially explicit emissions from agriculture such as N, P or carbon. Several authors have predicted N emissions at the landscape scale in agricultural LCA using dynamic N modelling for NO_3^- (Nitschelm et al. submitted) or N_2O emissions (Bessou et al. 2013; Gabrielle et al. 2014) or using a geographic information system (Brocks et al. 2014). Several models have been used to predict regionalized P emissions (Scherer and Pfister 2015) or N and carbon emissions (Leip et al. 2008) from agricultural fields. At the LCIA stage, a massive amount of work has been done to develop spatialized

characterization factors (CFs) for several impact categories, particularly land use, acidification, and eutrophication. Spatialized eutrophication research focuses on including fate factors for N and P compounds (Gallego et al. 2010) and effect factors for several animal and macro-invertebrates species (e.g., Azevedo et al. 2013; Struijs et al. 2011) from country to continental (e.g., Europe) scales. Recently, Aissani et al. (in prep) developed a regionalized method to assess eutrophication impact based on pollutant fate and site-specific sensitivity to eutrophication within a region. Integration of spatial differentiation at both LCI and LCIA stages is an ongoing process (e.g., Mutel and Hellweg 2009; Wegener Sleeswijk and Heijungs 2010; Yang 2016) but still needs research to be more easily used by LCA practitioners, especially at the regional scale.

To encompass the “spatialized territorial” approach, Nitschelm et al. (2016) developed the Spatialized Territorial Life Cycle Assessment (STLCA) method, which integrates site-specific spatial information in a territorial LCA. The main objective of this study was to verify the relevance of STLCA by applying it to a case study, the Lieue de Grève (LdG) watershed, Brittany, France. To do so, we applied the STLCA method at both LCI and LCIA stages. At the LCI stage, emission locations and site-specific biophysical characteristics (i.e., soil type) are used to predict direct N emissions with the simulation model Syst’N® (Parnaudeau et al. 2012). At the LCIA stage, the fate of pollutants (e.g., Basset-Mens et al. (2006)) as well as the territory’s site-specific sensitivities (i.e., the biophysical context) to the impact(s) are integrated in eutrophication CFs at the territorial scale. We focus on N emissions and eutrophication impacts because the former is the major emission in the territory under study (Gascuel-Odoux et al. 2015) and, consequently, the latter is the major impact. Moreover, since these emissions and impacts are local, they can benefit from spatial differentiation. STLCA results are then compared to those of non-spatialized TLCA to highlight advantages and limitations of STLCA. STLCA spatial variability is then assessed at the LCI (STLCI) and LCIA (STLCA) stages.

2. Material and methods

2.1. Description of the Lieue de Grève catchment

The LdG is an agricultural watershed of 120 km² located in Brittany, France, regularly affected by green tide due to its specific coastal characteristics (Gascuel-Odoux et al. 2015). Agriculture is the main activity in the watershed (68% of the total area). The rest of the territory is composed of woodland (24%) and urban area (8%). Agricultural Area (AA) is

divided among 170 farms, 96% of them conventional and 4% of them organic. The main agricultural production is cow milk (39.7 million t/year, using up to 85% of the AA), but other types of production such as beef cattle and swine (the latter occupying <3% of AA) are present. Most AA is covered by grasslands (45%), cereals (27%) and silage maize (20%), followed by rapeseed and vegetables (Moreau et al. 2012b; Moreau et al. 2013a). The LdG watershed is described in further detail in Gascuel-Odoux et al. (2015).

2.2. Goal and scope

The goal of this LCA was to compare TLCA and STLCA predictions of potential impacts due to agricultural activities in the LdG watershed, with a focus on eutrophication. The STLCA approach was spatialized at LCI stage and regionalized at the LCIA stage. The territory's boundaries were defined as the surface area, whether inside or outside the watershed, of all farms with at least 30% of their surface area located inside the watershed. Although this resulted in a territory with non-contiguous boundaries, it was important to retain information for entire farms, since many choices that influence impacts are made at the farm scale. Since a territory is a multifunctional system, three functions (and associated functional units) were chosen: (1) land use for agriculture (per ha); (2) milk production (per kg of milk) and (3) generation of income from agricultural production (per 1000€ of gross margin earned).

2.3. Life Cycle Inventory

2.3.1. Farm-cluster design and description

To account for farm diversity at the territorial scale, a typology of agricultural systems is necessary. Based on the definition of territory boundaries, the territory contained 112 farms, from which 13 representative farm clusters were created. Farm clusters were obtained from statistical analysis (i.e. principal component analysis and hierarchical clustering on principal components) of a database of 112 farms in the catchment. The farm-clusters differed in agricultural production (e.g., dairy milk, bovine or pork meat, see Fig. B1) and practices (Table 5.1). One farm in each farm cluster (the "typical farm" considered as paragon of the cluster) was chosen, based on data availability, to represent all farms in the cluster. Thus, the LCI of each farm-cluster was generated using the data for its typical farm. Each farm type had different cropping systems (i.e., crop types, their sequence in the crop rotation and management practices for each crop) and livestock systems. For each typical farm, data on

agricultural production (e.g., crop yields, milk production) as well as management practice for crops (e.g., sowing and harvesting dates, amounts of fertilizers and pesticides used) and livestock (e.g., production levels, numbers of animals, types and quantities of feed, grazing dates) were obtained from available data from farm interviews (Mabon (2008), survey by the Brittany Chamber of Agriculture) and expert knowledge. Ecoinvent v2 database was used for background data (e.g., electricity mix, diesel refinery, fertilizers and pesticides production).

Table 5.1. Farm clusters representing the 112 farms of the Lieue de Grève catchment. Milk production and gross margin come from a “typical farm” in each cluster. Grass: feed based on grass; maize: feed based on maize; maize and grass: feed based a maize and grass mixture.

Farm cluster	Farm code	Production	No. of farms	Cluster area (ha)	Annual milk production per typical farm (kg)	Annual gross margin per typical farm (€)
Dairy cattle / grass	Milk G	Bovine milk	6	321	326,550	54,084
Dairy cattle / maize and grass	Milk GM	Bovine milk	24	1530	271,705	28,733
Dairy cattle / maize	Milk M	Bovine milk	15	983	423,638	36,067
Dairy cattle and cash crops	Milk CC	Bovine milk	12	970	545,003	57,616
Beef cattle / grass	Meat G	Pork Bovine meat	3	218	0	67,104
Beef cattle / maize and grass	Meat GM	Bovine meat	10	570	0	31,976
Beef cattle, pork and cash crops	Meat CC	Pork Bovine and pork meat	5	342	0	30,034
Dairy and beef cattle / grass	Milk G	Meat Bovine milk and meat	3	299	243,332	45,315
Dairy and beef cattle / maize and grass	Milk GM	Meat Bovine milk and meat	5	351	280,000	38,265
Dairy and beef cattle / maize	Milk M	Meat Bovine milk and meat	13	1070	326,605	35,237
Dairy and beef cattle, pork and cash crops	Milk Pork CC	Meat Bovine milk, bovine and pork meat	8	586	351,479	60,271
Pigs and cash crops	Pork CC	Pork	6	210	0	-23,696
Cash crops	CC	Cash crop	2	217	0	147,312

2.3.2. Emission calculations

Non-spatialized emissions from cropping systems and animal production were predicted using emission models used by the French agricultural database AGRIBALYSE (Koch and Salou 2015). For cropping systems, emissions of N (i.e., NO_3^- , NH_3 , N_2O , NO), P, carbon (i.e., fossil CO_2) as well as land occupation, were considered. Other emissions were considered to account for impact transfers. N emissions from cropping systems were estimated using Tailleur et al. (2012) and the DEAC model (Cariolle 2002; Cohan et al. 2011) for direct NO_3^- leaching from crops and grasslands; EMEP/EEA (2013) and EMEP/CORINAIR (2006) Tier 2 for NH_3 emissions occurring from volatilization of organic and mineral fertilizers; Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2006) Tier 1 for direct and indirect N_2O emissions; and EMEP/EEA (2013) Tier 1 for NO emissions. CO_2 emissions from combustion and pesticide emissions were determined using LCI derived from ecoinvent v2 (Frischknecht et al. 2007). P and heavy-metal emissions were estimated with the SALCA-P and SALCA-SM models (Prasuhn 2006; SOGREAH 2007), respectively. For all direct crop emissions, we followed recommendations of AGRIBALYSE, summing emissions from the harvest of the previous crop to harvest of the given crop. For animal-production emissions, mainly N (i.e., NH_3 , N_2O , NO) and carbon (i.e., CH_4) emissions were considered. N emissions from animal production (i.e., manure and its storage) were estimated using CORPEN (1999, 2001, 2003) for NH_3 emissions, IPCC (2006) Tier 1 for N_2O emissions, and EMEP/EEA (2013) Tier 1 for NO emissions. Enteric CH_4 emissions and CH_4 emissions from manure and its storage were calculated using IPCC (2006) Tier 2. All direct animal emissions were determined for one calendar year.

Spatialized N emissions (i.e., NO_3^- , NH_3 , N_2O) from crop fields were predicted at the field scale using the simulation model Syst'N (Parnaudeau et al. 2012), which simulates N emissions at the scale of cropping systems. Syst'N was chosen because it can simulate N emissions for a variety of cropping systems (i.e., crop type, management and rotation) along with a variety of soil types (e.g., differing in texture, depth and organic matter content). NO_3^- leaching for each crop within a cropping system was set equal to the quantity of NO_3^- leached from 1 November of the year the crop was harvested (the nominal beginning of the drainage period in the LdG watershed) to 31 October of the following year (Liao et al. 2015). Climate was considered to be the same throughout the watershed, but soil type varied as a function of field location. Based on the 1:250,000 soil map extracted from the regional database "Sols de Bretagne" (Lemercier 2010), we identified seven soil types in the LdG watershed. Full description of the spatialized N emission simulations is given in Nitschelm et al. (submitted).

Farms in each cluster are distributed throughout the LdG territory. Therefore, the cropping systems of the typical farm that represent these farms are placed on several different soil types.

2.3.3. LCIA

Non-spatialized impacts were determined using the CML-IA method (Guinée et al. 2002). For global warming potential (kg CO₂ equivalent), the characterization model developed by the IPCC for a 100-year horizon was selected. Acidification potential (kg SO₂ equivalent) was calculated using the model of Huijbregts and Seppala (2001). Eutrophication potential (kg PO₄³⁻ equivalent) was calculated using the model of Heijungs et al. (1992). It should be noted that CML-IA eutrophication potential does not distinguish marine eutrophication from freshwater eutrophication. Abiotic depletion of fossil fuels (MJ) is related to the fuels' Lower Heating Values, which assumes that fossil fuels are fully substitutable. Land occupation potential (m².yr) is related to the loss of land as a resource.

Regionalized eutrophication impacts were estimated using the ex-ante characterization method for marine and freshwater eutrophication (Aissani et al. in prep). The method includes eutrophication potential from CML-IA (0.10 for NO₃⁻ and 3.06 for PO₄³⁻) and, unlike CML-IA which is non-spatialized, fate factors (i.e. factor accounting for multimedia and spatial transport of pollutants in the environment) and sensitivity factors (i.e. factor accounting for the sensitivity of the environment to an impact) specific to the territory. We assumed that phosphorous is the limiting factor for freshwater eutrophication and nitrogen is the limiting factor for marine eutrophication. Fate factors for NO₃⁻ and P were determined at the territorial scale using the models Nutting-N and Nutting-P, respectively (Dupas et al. 2015a). From these models, in the LdG territory, the NO₃⁻ fate factor equaled 0.6, meaning that 60% of the NO₃⁻ emitted from farms reaches the watershed outlet; the P fate factor equaled 0.22, meaning that 22% of the P emitted from agricultural lands reaches the river network. Sensitivity factors to eutrophication are derived using (1) the Håkanson (2008) method for marine eutrophication and (2) the French SYRAH method (Fabre and Pelte 2013) for freshwater eutrophication. For the LdG river network, the sensitivity factor equaled 0, indicating that the LdG is not sensitive to freshwater eutrophication. For the LdG bay, the sensitivity factor equaled 0.76, indicating that the bay is highly sensitive to eutrophication. Multiplying each set of factors together, the LdG's CF for freshwater eutrophication is 0, while its CF for marine eutrophication is 0.046 (Aissani et al. in prep). Since freshwater eutrophication equaled 0, we show results only for regionalized marine eutrophication (hereafter referred to as "regionalized eutrophication").

2.3.4. Impacts calculation and sensitivity analyses

Three different spatial extents were examined: farm, farm-cluster and territory. Each spatial extent was determined using three approaches: (1) TLCA, (2) STLCI and (3) STLCA (Table 5.2). Differences between STLCI and STLCA arise at the impact calculation stage: STLCI impacts were determined using non-spatialized CML-IA characterization method. Impacts were first calculated for each cluster's typical farm at the farm scale. At the farm-cluster scale, impacts were calculated by multiplying each cluster's surface area by the mean per-ha impacts of its typical farm. Intra-cluster variability (i.e., coefficient of variation (CV)) was determined for four dairy-farm clusters (Milk G, Milk GM, Milk M, Milk CC) by performing STLCA of each farm (i.e., with their specific locations and soil types) in each cluster. Each territorial impact was calculated by summing the respective impact of all farm clusters, and per-ha territorial impacts were determined by dividing total territorial impacts by the AA within territory boundaries. Results were determined over one year for each scale.

Two sensitivity analyses were performed at the LCI and LCIA stages. At the LCI stage, differences of NO_3^- emissions between soil types were tested to determine the sensitivity of STLCA to site-specific biophysical characteristics. To do so, we virtually placed each cropping system of each typical farm on the soil type in the territory with (1) the lowest and then (2) the highest rate of NO_3^- leaching. At the LCIA stage, we tested the sensitivity of the eutrophication impact to two characterization methods: (1) eutrophication from non-spatialized CML-IA and (2) marine eutrophication from the regionalized ex-ante method.

Table 5.2. Summary of the three approaches used in this paper: (1) territorial life cycle assessment (TLCA), (2) spatialized territorial life cycle inventory and (3) spatialized territorial life cycle assessment (STLCA).

	TLCA	STLCI	STLCA
Emissions	Non-spatialized emissions (Agribalyse models)	Spatialized N emissions (Syst'N model)	Spatialized N emissions (Syst'N model)
Impact categories	Non-regionalized (CML-IA characterization method)	Non-regionalized (CML-IA characterization method)	Regionalized marine and freshwater eutrophication (<i>Ex-ante</i> characterization method)

3. Results

3.1. Comparison of Territorial LCA and Spatialized Territorial LCA

3.1.1. Farm and farm-cluster scales

At the farm scale, eutrophication impacts per ha differed depending on whether they were non-spatialized (TLCA), spatialized at the LCI stage (STLCI), or spatialized at the LCIA stage and regionalized at the LCIA stage (STLCA) (Fig. 5.2). Compared to using TLCA, eutrophication calculated with STLCI differed by 1-21% among farms, becoming larger for some (e.g., Milk GM, Meat Pork G, CC) and smaller for others (e.g., Meat GM, Milk Meat G, Milk Meat GM). Moreover, a difference in farm ranking is observed between TLCA and STLCI results. For example, using TLCA, the Meat GM farm has higher impacts per ha than the Meat Pork G farm, while the opposite is observed using STLCI. In contrast, eutrophication impacts of STLCA were always lower (by 3-37%) than those of TLCA, due to the spatialized LCIA, which included fate and sensitivity factors. At the farm level, two others functional units were investigated: per kg of milk produced (Fig. B2) and per 1000€ of gross margin (Fig. B3). Compared to TLCA, eutrophication results per kg of milk produced calculated with STLCI and STLCA differed respectively by 1-28% and 1-44% among farms. For eutrophication results per 1000€ of gross margin, the same range of variation between TLCA and STLCI/STLCA are observed (i.e. respectively 1-21% and 3-37%). Compared to eutrophication impacts per ha and per 1000€ of gross margin, eutrophication results per kg of milk produced differed in term of range of variation between farms for TLCA, STLCI and STLCA. When considering spatial variation, differences between STLCA and TLCA eutrophication results per ha and per 1000€ of gross margin are significant except for the Milk GM and Meat Pork G farms; these differences are significant except for the Milk CC and Milk Meat Pork CC farms for eutrophication results per kg of milk.

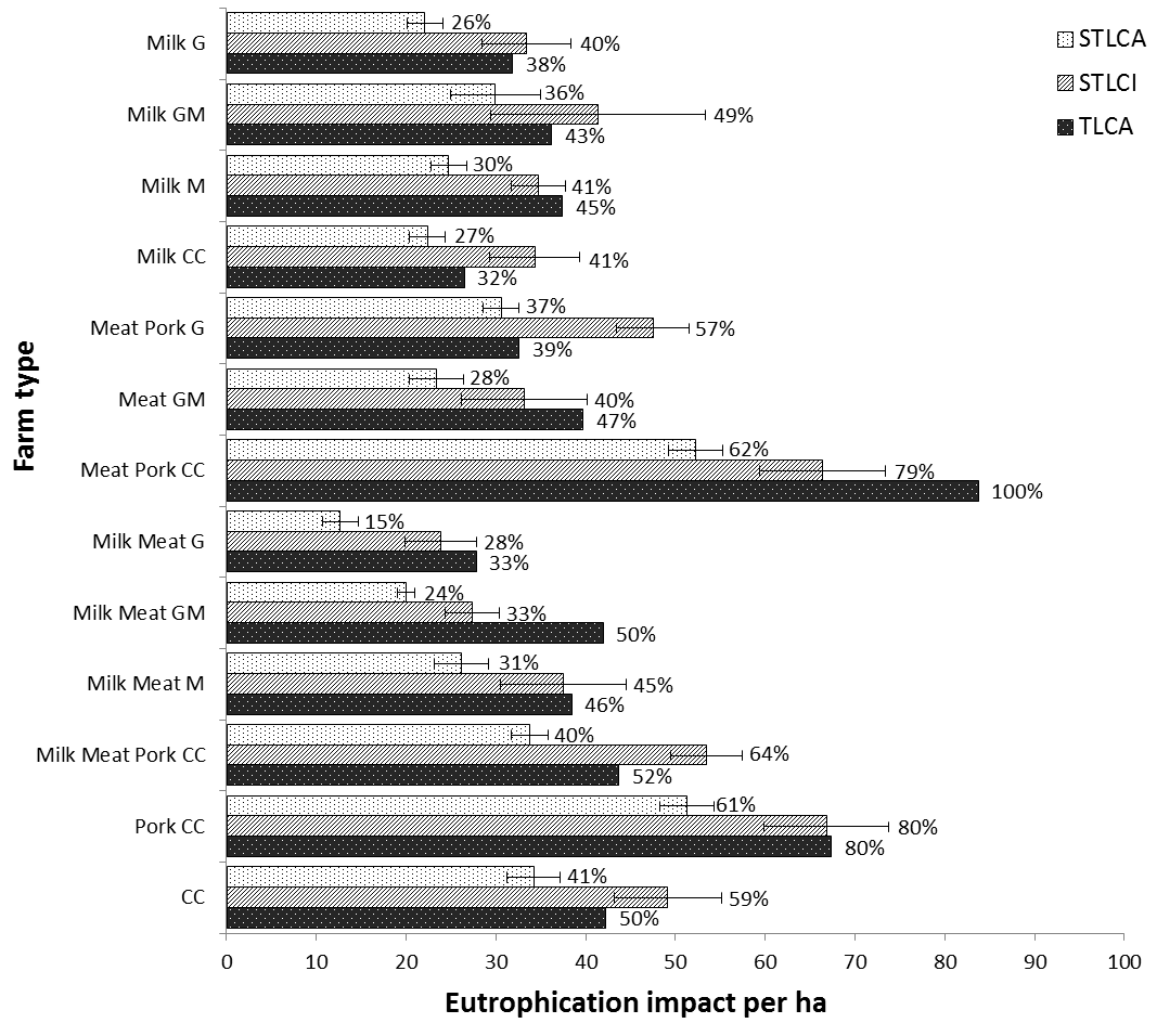


Figure 5.2. Eutrophication impact (given in kg PO_4^{3-} eq.) per ha for the “typical farm” of each farm type, estimated according to (1) Territorial LCA (TLCA), (2) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and non-spatialized LCIA (STLCI) and (3) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and LCIA (STLCA). Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars for STLCI and STLCA results correspond to standard deviation from variability arising from soils with lowest and highest rate of NO_3^- leaching (see paragraph 3.2.1.). See Table 5.1 for the meanings of farm codes.

At the farm-cluster scale (Fig. 5.3), differences in contributions to agriculture eutrophication impacts of the territory among TLCA, STLCI and STLCA followed the same patterns as those at the farm scale (Fig. 5.2). The farm clusters having the larger areas in the territory tended to have relatively higher total impacts. Intra-cluster variability of four dairy-farm clusters (Milk G (CV = 23%), Milk GM (CV = 18%), Milk M (CV = 14%) and Milk CC

(CV = 21%)) showed the influence of farm location within the territory. Soil types do not vary greatly in the LdG; therefore, farm-cluster eutrophication impacts vary by 15-20%.

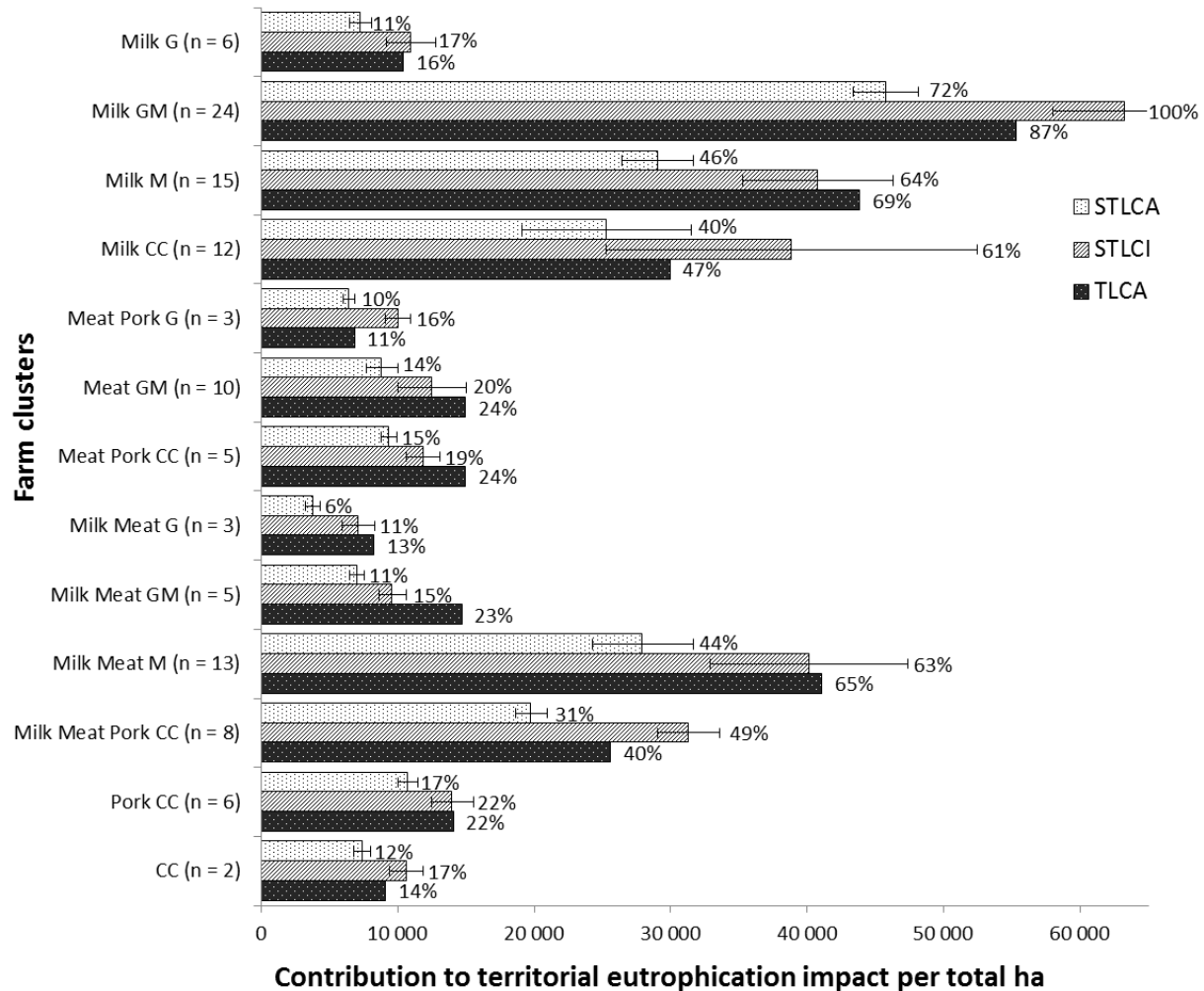


Figure 5.3: Farm cluster contribution (given in kg PO_4^{3-} eq.) to the total eutrophication impact of the Lieue de Grève watershed, estimated according to (1) Territorial LCA (TLCA), (2) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and non-spatialized LCIA (STLCI) and (3) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and LCIA (STLCA). Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars for STLCI and STLCA results correspond to standard deviation from variability arising from soils with lowest and highest rate of NO_3^- leaching (see paragraph 3.2.1.). See Table 5.1 for the meanings of farm codes. n: number of farm in each cluster.

For farm and farm cluster scale, direct eutrophication (i.e. arising from direct emissions within territory boundaries) ranges from 70 to 90% for TLCA results, while it ranges from 60

to 84% in STLCA case (Table 5.3). For both TLCA and STLCA, Pork CC is the farm type with the lowest direct eutrophication impact. Farm type with the highest direct eutrophication impact differs for TLCA (i.e. Milk Meat G) and STLCA (i.e. Milk G).

Table 5.3. Percentage of per-ha eutrophication impact of each farm type originating within the Lieue de Grève territory using non-spatialized or spatialized characterization factors in Spatialized Territorial LCA. See Table 5.1 for the meaning of farm codes.

Farm code	Non-spatialized	Spatialized
Milk G	80%	72%
Milk GM	81%	80%
Milk M	82%	73%
Milk CC	86%	84%
Meat Pork G	80%	78%
Meat GM	78%	76%
Meat Pork CC	83%	71%
Milk Meat G	90%	80%
Milk Meat GM	85%	73%
Milk Meat M	88%	82%
Milk Meat Pork CC	71%	65%
Pork CC	70%	60%
CC	86%	82%
Territorial scale	84%	77%

3.1.2. Territorial scale

Compared to TLCA, STLCA predicted significantly ($p < 0.05$) lower eutrophication (per ha: 28%, per kg milk: 34%, per 1000€: 27%), climate change (per ha: 8%, per kg milk: 16%, per 1000€: 7%) and acidification (per ha: 21%, per 1000€: 31%) impacts at the territorial scale (Fig. 5.4). In contrast, abiotic depletion and land occupation did not differ. Impacts per kg of milk tended to differ relatively more than those per ha or per 1000€. At the territorial scale, direct eutrophication is equaled to 84% for TLCA results and 77% for STLCA results (Table 5.3).

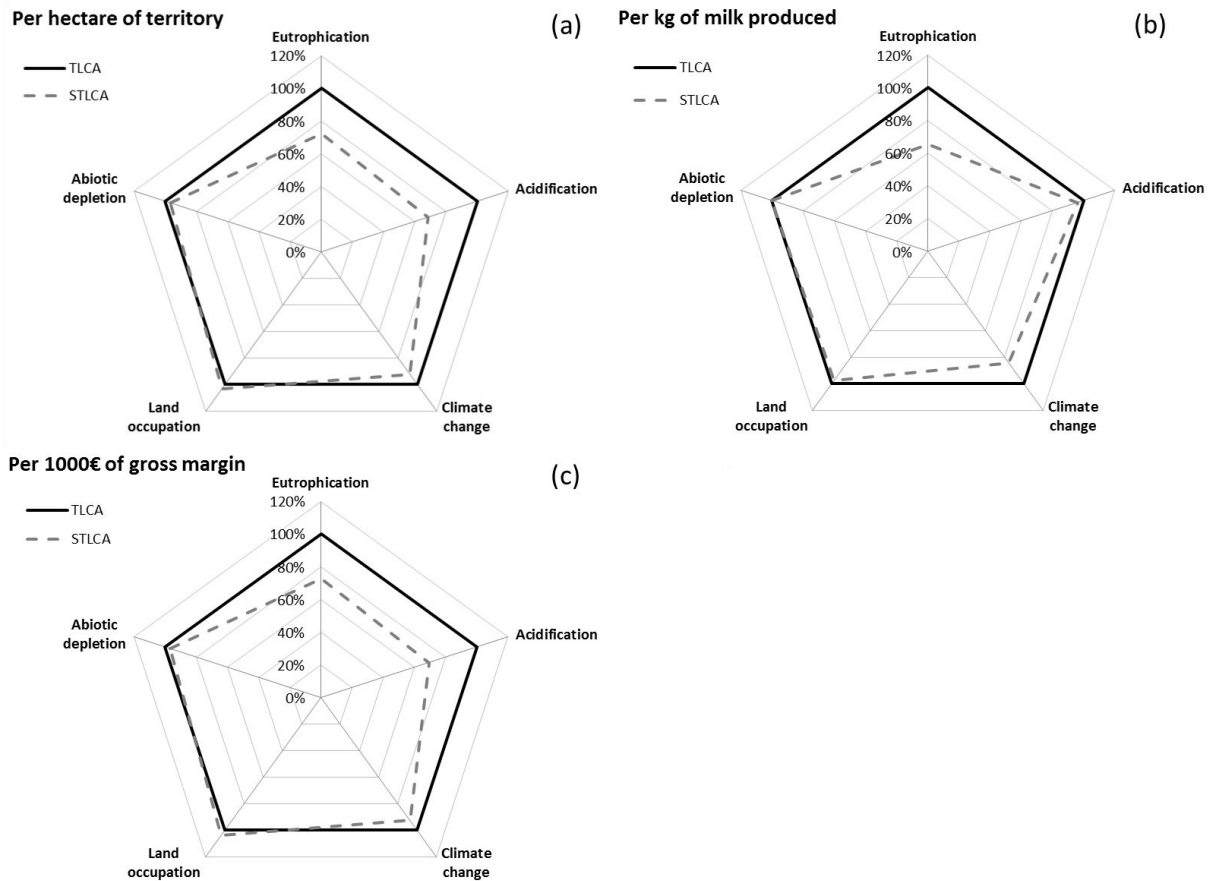


Figure 5.4: Relative impacts at the territorial scale using Territorial LCA and Spatialized Territorial LCA per (a) ha of land in the territory, (2) kg of milk produced in the territory and (3) 1000€ of gross margin produced by farms in the territory.

3.1.3. Mapping impact results

Locations of eutrophication hotspots varied as a function of the functional unit (Fig. 5.5). Per ha, farm types in the highest eutrophication impact class were located mainly at center and at the western and eastern boundaries of the territory, which correspond to the location of farm producing pork (e.g., Pork CC, Meat Pork CC), while those in the lowest impact class were located near the center, which correspond to farm with bovine dairy or meat with high amount of grass in their AA (e.g., Milk G, Milk Meat G). Per kg of milk, farm types in the highest eutrophication impact class were located mainly in the western and north-eastern part of the territory while those in the lowest impact class were more scattered across the territory. Per 1000€ of gross margin, farm types in the highest eutrophication impact class were scattered across the territory, with a higher concentration at the northern boundaries, while those in the lowest impact class were located near the center and western boundaries.

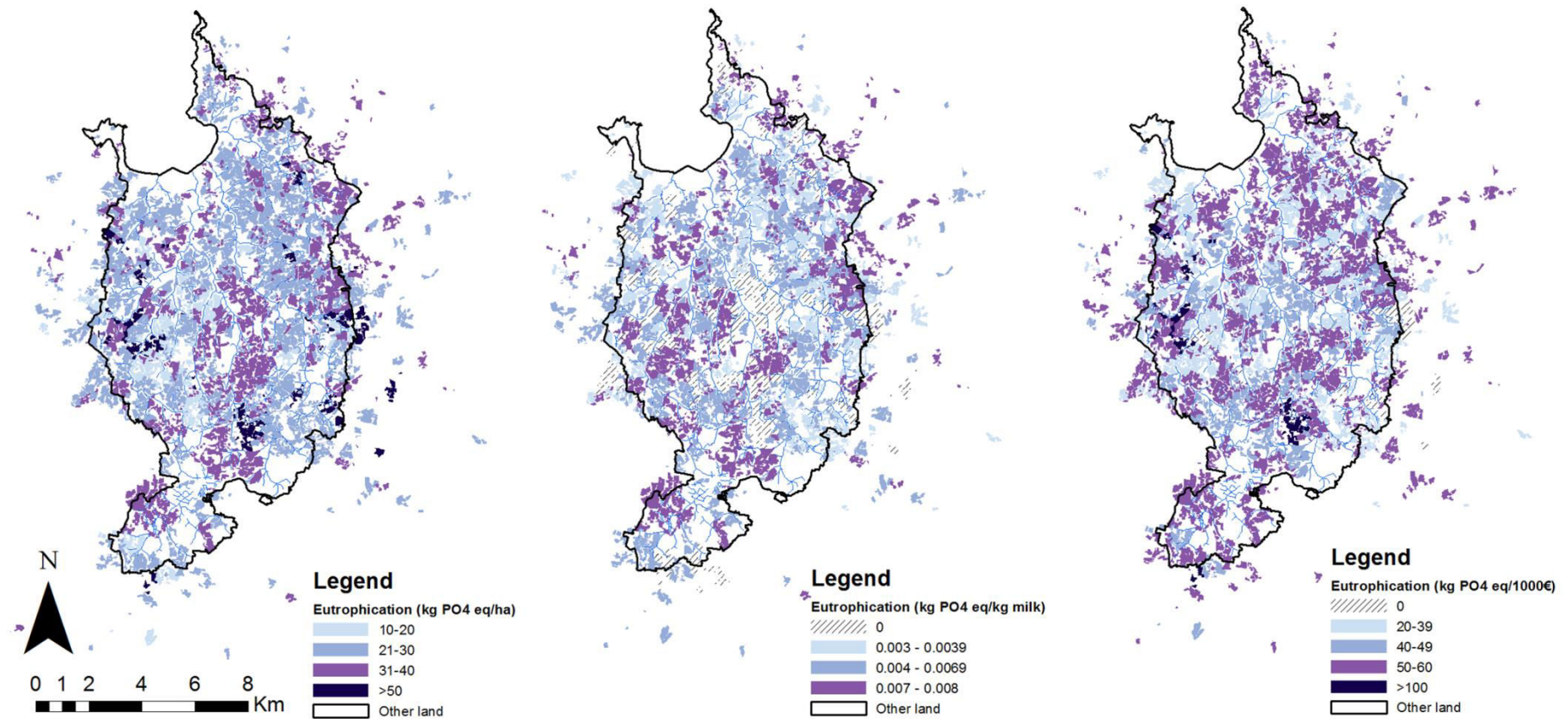


Figure 5.5. Maps of eutrophication impacts at the farm scale per (a) ha of farm, (b) kg of milk produced and (c) 1000€ of gross margin.

3.2. Sensitivity analysis

3.2.1. At the LCI stage

When covering the territory with the soil type with highest rate of NO_3^- leaching (maximum scenario), territorial eutrophication per ha increased by 14% compared to impact considering the soil type with the lowest rate of NO_3^- leaching (minimum scenario) using STLCA (Fig. 5.6), showing an influence of N emission spatialization on eutrophication impact results. On the other hand, no difference is observed using TLCA. However, at the territorial scale, variability between farms types is higher than variability due to soil types.

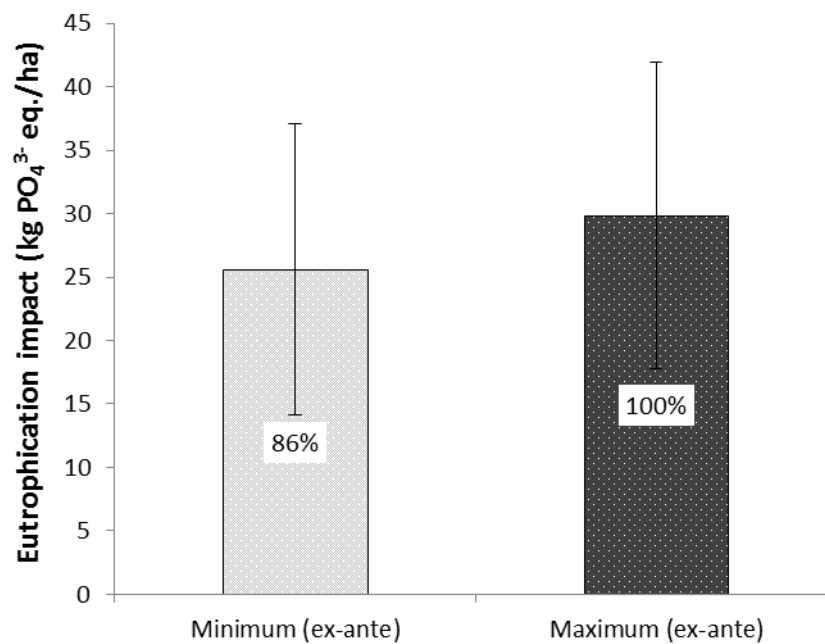


Figure 5.6. Mean territorial eutrophication (in kg PO_4^{3-} eq./ha of territory) when virtually covering the territory with the soil with the lowest (Minimum) or highest rate of NO_3^- leaching (Maximum) using marine eutrophication from the regionalized ex-ante method. Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars indicate 1 standard deviation of variability in impacts per ha due to differences in production systems among typical farms.

3.2.2. At the LCIA stage

At the territorial scale, compared to STLCA (i.e. using the non-spatialized CML-IA method), STLCA (i.e. regionalized ex-ante methods) per-ha territorial eutrophication results and standard deviation stemming from typical farms variability were respectively 30% and

20% lower (Fig. 5.7), showing an influence of regionalization on eutrophication impact results. As observed for LCI sensitivity, at the territorial scale, variability between farms types is higher than variability due to regionalized eutrophication impact calculation.

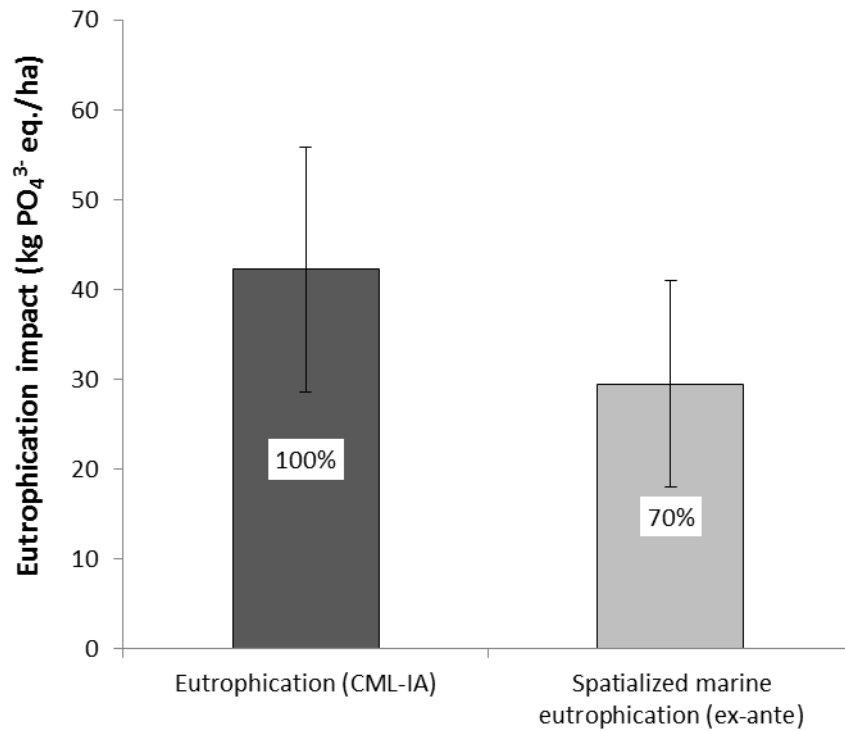


Figure 5.7. Mean territorial eutrophication (in kg PO₄³⁻ eq./ha of territory) determined using (1) STLCI (non-spatialized CML-IA) and (2) STLCA (marine eutrophication from the regionalized ex-ante method). Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars indicate 1 standard deviation of variability in impacts per ha due to differences in production systems among typical farms.

4. Discussion

4.1. Results discussion

4.1.1. At the farm, farm-cluster and territorial scales

At the farm scale, eutrophication calculated with STLCI differed from those obtained by TLCA 1-21% among farms. Moreover, using STLCI changes ranking between the different farms compared to TLCA. These differences can be explained by the inclusion of biophysical characteristics (i.e., soil type) in STLCI, showing the influence of farm location on LCA results. In contrast, eutrophication impacts of STLCA were always lower than those of TLCA.

This difference is explained by the use of a regionalized CF, which included fate and sensitivity factors. P emissions did not contribute to eutrophication, since the CF for freshwater eutrophication equaled 0 in LdG. Moreover, the fate factor and bay sensitivity factor decreased the CML-IA CF (Aissani et al. in prep), explaining why eutrophication impact (as well as the percentage of impact due to direct emissions) was always lower with STLCA than TLCA.

Farm clusters with larger areas in the territory tended to have relatively higher total impacts since total farm-cluster impacts were calculated by multiplying farm-scale (i.e., per-ha) impacts by farm-cluster area. This difference is important to note, especially for territorial land-planning scenarios. To decrease impact at the territorial scale, farm clusters with the highest total impact should be modified first.

At the territorial scale, STLCA influenced eutrophication, climate change, and acidification impacts by spatializing their LCIs and regionalizing the LCIA of the eutrophication impact.

4.1.2. Mapping impacts

One advantage of STLCA is the ability to map impacts to locate hotspots within the territory. Results obtained show the importance of the choice of functional unit(s) since it greatly influence the hotspot location throughout the territory. One other parameter influencing hotspot mapping is the choice of categories to classified impacts results on maps. In this study, we chose categories of equal interval. To improve this classification, impacts can be ranked as a function of their difference from a reference (i.e., threshold) value. Acosta-Alba and van der Werf (2011) defined two types of reference values: normative reference values, which are science- or policy-based, and relative reference values, which are based on indicators for similar systems or a reference system. According to Nitschelm et al. (2016), both normative and science-based reference values to define classes of impacts should be used to define impacts categories. For example, using one normative and one science-based reference values, three classes of impacts can be defined: (1) those below the lowest reference value, (2) those between the two reference values and (3) those above the highest reference value. If reference values are not available, another possibility would be to define impact classes in partnership with stakeholders or/and expert opinion.

4.1.3. Sensitivity analyses

In the LCI sensitivity analysis, the relatively small difference (14%) in impact between soil types with the lowest and highest NO_3^- leaching is explained by the low soil variability in terms of depth (range 61 –140 cm) and organic matter content (2.4 – 3.3%). However, the LCI sensitivity analysis shows the interest of considering farm location in spatialized LCI. Indeed, for each farm, combinations of agricultural systems (i.e. production and practices) and site-specific biophysical characteristics that have lower eutrophication potential impacts can be identified. These combinations can then be used in territorial land planning to help local stakeholders reduce territorial environmental impacts.

In the LCIA sensitivity analysis, the 30% difference in impact between non-spatialized and regionalized characterization methods is explained mainly by the inclusion of fate and sensitivity factor. Moreover, we can conclude that the ex-ante method is a good compromise since it also decreasing typical farms variability and therefore increases precision in the estimate of mean territorial eutrophication.

4.2. Advantages and disadvantages of Spatialized Territorial LCA

STLCA currently combines a simulation model (Syst'N) to predict spatialized N emissions at the field scale with regionalized CFs for eutrophication impact. STLCA results showed that integrating spatial differentiation at the LCI stage and regionalization at the LCIA stage has significant effect on estimated eutrophication impacts, whether at the farm, farm-cluster or territorial scale. Depending on their location in the LdG territory and, in consequence, their associated soil types, dairy farms had a wide range of variability in eutrophication impact. Following this reasoning, each farm cluster has a combination of practices and soil types that may lead to low eutrophication impacts. Compared to TLCA, STLCA has several advantages: (1) representing variability in practices and biophysical characteristics can help identify combinations of them that lead to lower impacts and identify hotspot locations within a territory; (2) this variability can help in building territorial land-planning scenarios (e.g., Acosta-Alba et al. 2012) and (3) integrating spatial variability helps explain methodological uncertainties (Chen 2014).

There are, however, practical limitations to using these kinds of methods. According to O'Keeffe et al. (2016), these limitations include (1) the possible lack of data at a territorial scale, (2) lack of appropriate spatially dependent models to estimate direct emissions and impacts, (3) the impossibility of spatializing every stage of an LCA (in terms of knowledge,

data availability and computational techniques) and (4) the validity and representativeness of hybrid life-cycle approaches such as combined spatialized and non-spatialized LCA (van Zelm and Huijbregts 2013). Moreover, spatialized assessment is time consuming and, for now, difficult to implement in LCA software. There is a need to refine and standardize spatialized LCI and LCIA approaches. For the former, Yang (2016) developed solutions to implement more accurate spatialized LCI using regional output percentages or multi-regional Input-Output models. For the latter, the characterization method Impact World+ (Bulle et al. 2014), currently under development, aims to develop a wide range of spatially explicit CFs for several impact categories (e.g., acidification, eutrophication, (eco)toxicity, water use, land use) at the lowest spatial scale feasible. In the meantime, we suggest spatializing well-known processes of foreground processes only if the goal and scope of the study requires it (e.g., for environmental assessment of territorial land planning scenarios). Using data with different level of uncertainties raise the question of the study consistency. In future research, uncertainty analysis should therefore be included in STLCA studies.

4.3. Spatialized emissions and impacts

Two key points arise from STLCA as applied in this study: first, the inclusion of local soil variability in N emissions calculation and secondly the inclusion of fate and sensibility in eutrophication calculation. However, only N emissions were spatialized. Eutrophication impacts were only regionalized at the territorial scale, due to the data- and time-consuming nature of more refined model (e.g., TNT2 (Beaujouan et al. 2002)) for pollutant fate. Since LCA is a multi-criteria tool, STLCA for agricultural systems would benefit from spatializing other emissions, such as emissions of P, pesticides or heavy metals and impacts, such as acidification and Ecotoxicity. Research to do so has already been performed. Scherer and Pfister (2015) developed a regionalized method to predict P emissions from crop fields using the Universal Soil Loss Equation and SALCA-P (Prasuhn 2006). Their results highlighted the importance of using regionalized estimates of P emissions in LCA studies instead of more general estimates from LCA databases such as ecoinvent. Based on measured data, Kim et al. (2015) determined heavy-metal emissions from an industrial region in Kazakhstan and estimated their impacts on agricultural systems. According to Scherer and Pfister (2015) and Kim et al. (2015), LCA databases tend to under-estimate emissions of both P and heavy metals. Pesticide emissions are also major concerns of conventional agriculture. For pesticide emissions due to field applications, PestLCI (Dijkman et al. 2012) could be coupled with

aerial dispersion or hydrological models to estimate pesticide emissions to air, surface water and groundwater and their fates.

For agricultural regions, impacts such as acidification or (eco)toxicity could be spatialized since they are regional/local impact categories. In the literature, several spatialized characterization methods for acidification have been developed using acid-deposition factors (Civit et al. 2014), critical loads (Huijbregts et al. 2000; Potting et al. 1998) or accumulated exceedance (J. et al. 2006) for European countries. Spatialized characterization methods for toxicity have also been studied extensively. Wegener Sleeswijk and Heijungs (2010) developed the GLOBOX model, which calculates spatially differentiated LCA toxicity CFs at a global scale using equations for fate, intake and effect factors. Gandhi et al. (2011) combined variability in chemistry (i.e., dissolved organic content, pH, hardness) and landscape properties (i.e., water residence time) to determine CFs for heavy-metal toxicity potentials in freshwater. At a larger scale, Kounina et al. (2014) developed continent-specific factors for the sub-continental model USEtox and showed that these factors allow it to represent inter- and intra-continental spatial variations. Accounting for region-specific environmental characteristics in multimedia fate modelling can have a significant influence on predictions of the fate factor for freshwater toxicity (Nijhof et al. 2016).

5. Conclusion

The relevance and applicability of STLCA was assessed by applying it to the LdG watershed at LCI and LCIA stages. We focused on direct N emissions at the LCI stage and eutrophication at the LCIA stage. At farm and farm-cluster scales, differences in eutrophication impact and farm ranking were observed between TLCA and STLCA, showing the influence of biophysical characteristic (i.e. soil type), and therefore farm location, on STLCA results. At the territorial scale, differences in impacts between TLCA and STLCA ranged from 8-28% for climate change, 21-31% for acidification and 27-34% for eutrophication depending on the functional unit chosen (i.e., per ha, per kg of milk or per 1000€ of gross margin). Unlike TLCA, STLCA can be used to determine spatial variability in impacts at the farm-cluster or territorial scale. For each farm cluster, one can identify combinations of practices and site-specific biophysical characteristics that have lower eutrophication potential impacts. Therefore, when considering farms and their practices, spatialized methods can better represent farm diversity, as well as hotspot locations, within a territory. Since spatialized analyses take a large amount of time, however, we recommend

spatializing inventory and impact assessment only if the goal and scope of the study requires it (e.g., for territorial land planning scenarios). The focus of this was the inclusion of spatial variability in N emissions and regionalization of eutrophication impact. To build STLCA as a multi-criteria tool, further research should focus on inclusion of other spatialized emissions and impacts. The next step should be the development of an operational tool to make STLCA usable by any LCA practitioners.

Discussion du chapitre 5

Le chapitre 5 présente les résultats d'une ACV classique non-spatialisée/non-territorialisée et d'une ACVTS obtenus sur le territoire d'étude de la Lieue de Grève. Ce chapitre met en avant les avantages de l'ACVTS par rapport à ceux de l'ACV classique, notamment en termes de prise en compte de la variabilité spatiale des émissions et d'utilisation de catégories d'impact adaptées au contexte local. Plusieurs avantages émergent de l'utilisation de l'ACVTS. Tout d'abord, l'ACVTS permet d'intégrer la variabilité spatiale des émissions. Cette variabilité s'exprime à la fois au niveau des fermes et au niveau du territoire, avec des niveaux d'impacts qui diffèrent (de 7 à 23%) pour une même ferme-type selon le type de sol sur lequel elle se trouve. La méthode ACVTS est donc sensible à la variabilité spatiale des couples « système de production / type de sol ». Par ailleurs, l'utilisation d'une catégorie d'impact régionalisé a un effet sur les niveaux d'impact obtenus. Une diminution de 21 à 47% est en effet observée, selon les exploitations agricoles considérées, en passant d'une eutrophisation non régionalisée à la méthode eutrophisation régionalisée. L'utilisation de la méthode d'eutrophisation régionalisée permet donc une prise en compte des caractéristiques et de la sensibilité du territoire dans le calcul des impacts. Enfin, la réalisation de cartes permet de spatialiser la contribution des exploitations agricoles à l'impact eutrophisation (marine dans notre cas d'étude), et donc de déterminer les « hotspots » environnementaux du territoire. Il est intéressant de noter que la localisation spatiale des hotspots change avec le choix de l'unité fonctionnelle, qu'elle soit par hectare, par kg de lait produit ou par marge brute. Ce constat met en évidence l'importance de la fonction du territoire et montre la sensibilité des résultats au choix de l'unité fonctionnelle. Il est donc recommandé de réaliser des ACVTS avec plusieurs unités fonctionnelles pour capter la multifonctionnalité du territoire. Pour aller plus loin, des cartes représentant les niveaux d'eutrophisation dans la baie et dans les rivières, c'est-à-dire à l'endroit où les impacts ont lieu, peuvent être réalisés. Dans le cas de la Lieue de Grève, ces cartes n'ont pas été réalisées car elles présentent peu d'intérêt (eutrophisation d'eau douce nulle, eutrophisation marine localisée exclusivement dans la baie) mais elles pourraient apporter des informations intéressantes dans d'autres cas d'étude, notamment pour identifier quels milieux sont les plus impactés au sein du territoire.

En l'état, l'application de la méthode ACVTS au cas d'étude de la Lieue de Grève présente des lacunes. Au niveau des émissions, la seule spatialisation des émissions d'azote n'est pas suffisante pour capter la totalité de la variabilité spatiale des émissions du territoire.

D'autres émissions comme le phosphore, les métaux lourds, ou encore les pesticides pourraient bénéficier de la spatialisation. Du point de vue des impacts, d'autres impacts non-globaux pourraient être régionalisés, voire spatialisés comme l'acidification ou l'éco-toxicité. Par exemple, ce chapitre montre l'effet de la spatialisation des émissions d'ammoniac sur le niveau d'acidification. Il serait donc logique de spatialiser cet impact. Cependant, rendre spatialement explicite toutes ces émissions et tous ces impacts, aux étendues spatiales souhaitées (ex : bassin versant), est très consommateur en expertise, en temps et en données. Dans ces travaux de thèse, de l'expertise dans des domaines telles que l'agronomie, l'hydrologie, ou encore la pédologie a été nécessaire, notamment pour l'application des modèles de calcul des émissions. La spatialisation d'autres émissions et impacts peut faire appel à d'autres disciplines scientifiques comme l'écotoxicité ou les sciences de l'atmosphère. Obtenir des résultats d'ACVTS cohérents demande donc des moyens et du temps.

En conclusion, l'application de l'ACVTS permet, dans le cas de la Lieue de Grève, un gain de précision en intégrant la variabilité spatiale des émissions d'azote et la régionalisation de l'impact eutrophisation dans le calcul du bilan environnemental d'un territoire. C'est une méthode adaptée pour l'analyse de scénarios territoriaux, notamment dans le cas de réarrangements spatiaux – ce que l'ACV classique ne peut pas capter. Elle a un intérêt fort dans le cadre agricole où les impacts locaux sont importants, notamment ceux associés aux fuites des nutriments. En revanche, le besoin d'expertise et de temps nécessaire à la mise en œuvre des modèles agronomiques et biophysiques permettant le calcul spatialisé des émissions la rend difficile à mettre en œuvre. La recherche dans ce domaine devra se focaliser sur la proposition d'outils opérationnels en vue d'une utilisation pour des non-experts.

Chapitre 6 : Discussion générale et conclusion

1. L'intérêt de l'ACVTS : synthèse du travail de thèse et bilan

Ce travail de thèse a porté sur l'élaboration et l'application d'une nouvelle méthode d'évaluation environnementale à l'échelle d'un territoire agricole : l'Analyse du Cycle de Vie Territoriale Spatialisée (ACVTS). Elle reprend les concepts de l'ACV Territoriale et de l'ACV Spatialisée pour les intégrer dans une seule et même méthode appliquée à l'ensemble des activités agricoles localisées dans un territoire. Loiseau et al. (2012) identifient l'ACV comme étant une méthode appropriée pour réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire. Dans ce travail de thèse, le choix de l'ACV comme méthode d'évaluation environnementale a été conditionné par trois critères, que d'autres méthodes d'évaluation ne possèdent pas. En effet, l'ACV permet :

- De calculer des impacts à la fois pour les consommations de ressources, et pour les émissions ;
- De réaliser une étude multicritère (sur plusieurs catégories d'impact) et multi-étapes (sur différentes étapes du cycle de vie) ;
- D'éviter les transferts d'impacts entre technologies, étapes du cycle de vie, catégories d'impact ou encore entre territoires.

Au regard de cette affirmation, l'hypothèse de recherche de cette thèse est la suivante : l'ACV est un cadre pertinent pour l'évaluation spatialisée des impacts environnementaux d'un territoire agricole. La démarche générale de la thèse a consisté à confirmer cette hypothèse sous la forme de quatre sous-objectifs : la mise en place du cadre méthodologique de l'ACVTS, l'évaluation d'émissions puis d'impacts spatialisés, et enfin l'application de l'ACVTS sur le territoire d'étude des bassins versants de la Lieue de Grève.

1.1. Le cadre méthodologique de l'ACVTS

Pour ce faire, le cadre théorique de l'ACVTS a été tout d'abord posé, en définissant les différentes étapes de la méthode à partir de celles d'une ACV classique. L'ACVTS est une approche qui prône la prise en compte sur des processus biophysiques. Les objectifs de l'ACVTS sont doubles : obtenir des résultats plus proches d'impacts réels par l'inclusion des caractéristiques biophysiques du milieu et localiser géographiquement les « hotspots »

environnementaux d'émissions et d'impacts. L'objectif de l'application de l'ACVTS est d'évaluer des scénarios d'aménagement du territoire, notamment dans le cas de réarrangements spatiaux. L'ACVTS se destine à tout type d'acteurs, qu'ils soient politiques publiques, gestionnaires de territoire, agriculteurs, coopératives, ou encore scientifiques. Son originalité repose sur la réalisation d'inventaires du cycle de vie et de calcul des impacts de manière spatialisée. Ces émissions et impacts sont conditionnés à la fois par les caractéristiques biophysiques du milieu et les pratiques agricoles, qui déterminent les flux de matières. L'ACVTS cherchant à représenter l'hétérogénéité des facteurs de contrôle des émissions et de leurs impacts, ces derniers sont spatialisés. Pour cela, il a été nécessaire de passer par une phase de typologie pour caractériser les phénomènes. La typologie a pour but de réduire : (1) les données à traiter et le temps nécessaires pour le calcul des émissions et des impacts spatialisés et (2) la complexité du territoire en un nombre de combinaisons raisonnables de couples usage du sol / condition biophysique. Les émissions et impacts sont obtenus en combinant ces typologies avec des modèles intégrant à la fois les processus liés aux activités et ceux liés au milieu. En l'état, le cadre de l'ACVTS se focalise sur les émissions et impacts de premier plan, c'est-à-dire ayant lieu sur le territoire, et provenant d'activité agricole. Bien que non spatialisés, les processus de second plan, ayant lieu hors du territoire, sont inclus.

1.2. La spatialisation des émissions azotées

Une fois le cadre méthodologique posé, celui-ci est mis en application dans un premier temps en spatialisant une partie de l'inventaire du cycle de vie des fermes présentes sur le territoire, avec un focus sur les pertes d'azote. Syst'N, un modèle mécaniste, est utilisé pour déterminer les pertes d'azote sous racinaire au champ, à l'échelle parcellaire. Pour adapter l'utilisation de Syst'N à l'échelle territoriale, une typologie d'exploitations agricoles, puis de systèmes de cultures, a été construite, ainsi qu'une typologie des sols du territoire. L'objectif de ce chapitre est l'intégration de la variabilité spatiale du territoire dans le calcul des émissions d'azote, notamment des émissions de nitrate, qui sont sensibles au type de sol et au climat. Cette première application a montré l'intérêt de la spatialisation des émissions à l'échelle territoriale. En effet, la comparaison des résultats de pertes d'azote à l'échelle du territoire de la Lieue de Grève montre des différences avec et sans spatialisation : les émissions de NO_3^- non spatialisées sont de 31 à 69% plus faible que les émissions de NO_3^- spatialisées. De plus, les résultats spatialisés sont plus proches des ordres de grandeur de pertes azotées obtenues par Territ'eau (Gascuel-Oudou et al. 2009), un modèle basé sur de la

modélisation et des dires d'experts, par rapport à ceux obtenus par les modèles « Agribalyse » (Koch and Salou 2015b). Enfin, la spatialisation des émissions intègre la variabilité spatiale à l'échelle de la parcelle *via* les combinaisons « système de culture / sol type », ce que les modèles utilisés par Agribalyse ne permettent pas. La spatialisation des émissions cible donc plus finement des zones d'action prioritaires au sein du territoire en distinguant les zones à fortes émissions de celles qui le sont moins.

Dans le cas d'étude de la Lieue de Grève, un gradient de température et de pluviométrie est observé du Nord au Sud du territoire. Dans ce travail de thèse, la variabilité spatiale du climat n'a pas été prise en compte à cause d'un manque de données météo. Quant à sa variabilité temporelle, elle n'a pas été considérée, car en dehors des objectifs de l'étude. Cependant, il est important de noter que le climat joue un rôle déterminant dans les fuites d'azote. L'inclusion de la variabilité temporelle due au climat est donc une perspective intéressante.

1.3. La régionalisation des impacts eutrophisation d'eau douce et marine

Dans le troisième chapitre, l'accent a été mis sur la régionalisation de l'impact eutrophisation pour plusieurs raisons. Tout d'abord, les émissions azotées, émissions emblématiques de l'agriculture, sont un des déterminants majeurs de l'eutrophisation des eaux marines. C'est notamment le cas de la Lieue de Grève, le territoire d'application de cette thèse, très sensible aux marées vertes. Enfin, l'eutrophisation est un impact local, c'est-à-dire avec une proximité spatiale des sources d'émissions et des impacts, qui peut donc bénéficier de la spatialisation. La méthode de caractérisation mise au point, appelée eutrophisation régionalisée, intègre le devenir des polluants responsables de l'eutrophisation (azote et phosphore) dans le territoire ainsi que la sensibilité du territoire à l'eutrophisation d'eau douce et marine.

1.4. L'apport de l'ACVTS en comparaison d'une ACV territoriale non spatialisée

Pour montrer la pertinence de l'ACVTS, deux séries de résultats sont comparées dans le dernier chapitre de cette thèse : ACV territorial non-spatialisée et ACVTS. Ce chapitre montre l'intérêt de la méthode ACVTS aussi bien par la spatialisation des émissions que par la régionalisation de l'impact eutrophisation. La spatialisation des émissions d'azote et la

régionalisation de l'eutrophisation permettent de prendre en compte la variabilité spatiale dans le calcul du bilan environnemental d'un territoire. Par sa prise en compte des spécificités territoriales, l'ACVTS est une méthode adaptée pour l'analyse de scénarios territoriaux, notamment dans le cas de réarrangements spatiaux – ce que l'ACV classique ne peut pas prendre en compte. La réalisation de cartes tenant compte des spécificités locales est un autre avantage de l'ACVTS. En effet, la représentation graphique des résultats de l'ACVTS peut favoriser l'appropriation des résultats par les acteurs locaux et peut ainsi servir de support de discussion pour les travaux en collaboration avec ces derniers. A titre d'exemple, les cartes réalisées dans cette étude montrent la localisation et la contribution de chaque exploitation agricole et sol à l'impact eutrophisation marine. A partir de ces cartes, il est possible de géolocaliser les hotspots environnementaux dans le territoire.

Ces travaux de thèse posent les bases de l'incorporation de la spatialisation, de l'échelle parcellaire à l'échelle territoriale, et en montre l'intérêt. Cependant, ce travail a rencontré certaines limites, qui ouvrent la voie vers de nouvelles perspectives de recherche.

2. La méthode ACVTS : quels points clés et quelles limites ?

A chaque étape de la méthode ACVTS correspond un ou plusieurs points clés, et des limites associées, qui ont été traitées de façon plus ou moins approfondie dans ces travaux de thèse. Lors de la première étape de l'ACVTS, la définition des objectifs et du champ de l'étude, deux points clés vont influencer sur les résultats du bilan environnemental : les frontières et la multifonctionnalité du territoire. Certains points clés sont transversaux aux différentes étapes, comme le choix des modèles – qui conditionne le type de sorties (émissions ou impacts) et leur étendue spatiale, ou encore le besoin d'expertise.

2.1. Le cadre de l'ACVTS

Dans le deuxième chapitre de cette thèse, l'ACVTS est définie en 6 étapes (Fig. 6.1.a) : (1) définition des fonctions/frontières du territoire ; (2) typologies des activités et des espaces pour les émissions/impacts ; (3) inventaire du cycle de vie spatialisé ; (4) détermination des impacts spatialisés ; (5) représentation des impacts sur des cartes et (6) analyse des résultats. Après avoir appliqué l'ACVTS durant ce travail de thèse, des points d'améliorations du cadre émergent (Fig. 6.1.b). Dans l'inventaire du cycle de vie, les étapes de typologie des activités et des espaces pour les émissions sont réalisées en parallèle, et sont par la suite mise en commun pour aboutir à l'étape d'inventaire du cycle de vie spatialisé. Un deuxième

changement dans le cadre se situe au niveau de l'analyse d'impact où le calcul des impacts suit la typologie des espaces pour les impacts. Enfin, la dernière étape de l'ACVTS, l'analyse des résultats, peut se faire à la fois à en parallèle et à la suite de l'étape de représentation des impacts sur des cartes. En effet, les cartes ne sont pas la seule façon de représenter et d'analyser les résultats, même si elles permettent de communiquer des résultats plus explicitement. Ces changements, bien que ne modifiant pas fondamentalement le cadre de l'ACVTS, permettent de rendre ce dernier plus explicite.

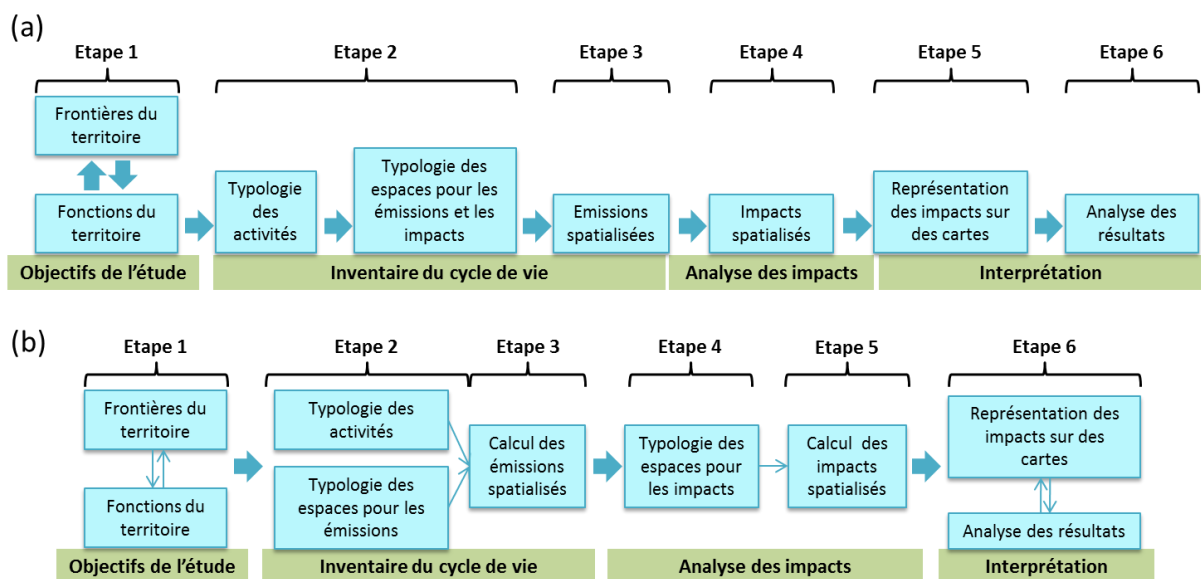


Figure 6.1 : Le cadre conceptuel de l'ACVTS (a) tel que décrit dans le chapitre 2 ; (b) modifié à la lumière de l'ensemble des travaux de cette thèse. ICV : inventaire du cycle de vie. AICV : Analyse des impacts du cycle de vie.

2.2. Les limites et la multifonctionnalité des territoires

Plusieurs points méthodologiques clés ressortent de la première étape de l'ACVTS : la définition des objectifs et du champ de l'étude. Dans cette étape, qui présente des similitudes avec la première étape de l'ACV classique telle que décrite par la norme ISO 14040 (2006a), les enjeux, les limites géographiques, les frontières du système et les fonctions du territoire sont définis. La définition des enjeux du territoire est la clé d'entrée pour l'application de l'ACVTS. Selon le cas d'étude, les enjeux peuvent être la production agricole, l'économie ou l'environnement par exemple. Sur le territoire de la Lieue de Grève, un des enjeux majeurs définis par les acteurs locaux est l'eutrophisation marine dans la baie due aux activités agricoles présentes sur le territoire et générant l'apparition d'algues vertes. C'est cette question clé que nous avons choisi pendant ce travail de thèse.

La définition des limites géographiques est compliquée par le fait qu'un territoire n'est pas forcément défini par une limite administrative ou géographique (Giraut 2008; Moine 2006). Dans cette thèse, un compromis a été fait pour conserver la composante agriculture, c'est-à-dire en conservant l'entité « exploitation agricole » dans son ensemble, tout en prenant en compte les limites géographiques du territoire d'étude, qui coïncident avec l'étendue spatiale de l'entité hydrologique (bassin versant) à l'échelle de laquelle l'étude des flux impliqués dans l'eutrophisation est réalisée. Ces questions d'enjeux et de limites du territoire sont liées. Le choix de l'enjeu territorial conditionne le choix des frontières géographiques (ex : bassin laitier, communauté de commune, bassin versant) et des limites des flux (ex : extraction des matières premières, procédés de fabrication des entrants, transport) et, de fait, entraîne des différences possibles dans les résultats. Au-delà des limites physiques du territoire, le mot *frontière* en ACV est défini par la norme ISO 14040 comme « l'ensemble des critères qui spécifient quels processus élémentaires font partie d'un système de produit ». Dans le cas d'un territoire, Loiseau et al. (2013) posent le principe de la responsabilité totale du territoire (Eder and Narodoslawsky 1999), pour lequel le territoire est responsable des impacts générés par ses activités de production et de consommation, incluant les biens et services importés. Nous avons décidé que le territoire ne serait pas tenu comme responsable des impacts liés à la distribution, l'utilisation et la gestion de la fin de vie (c.-à-d. des déchets) des biens et services exportés hors de ses frontières, puisque ces derniers sont de la responsabilité d'un autre territoire. C'est ce principe qui a été appliqué au cours de la thèse. Cependant, une ACV screening aurait pu être réalisée en incluant les processus post activités de production, si les objectifs de l'étude en dépendaient.

Les travaux de cette thèse ont, par ailleurs, mis en avant l'influence du choix de l'unité fonctionnelle, c'est-à-dire la quantification de la fonction du système étudié (ici le territoire), sur les résultats d'ACVTS. Pour aborder cet aspect, Loiseau et al. (2013) proposent une nouvelle façon de caractériser la fonction du territoire. Au lieu de définir la fonction du système en amont, celle-ci est déterminée à partir du flux de référence (i.e. comprenant à la fois les services rendus par le territoire, et ses impacts environnementaux) du couple « territoire » et « scénario d'aménagement » (actuel ou prospectif) (Fig. 2).

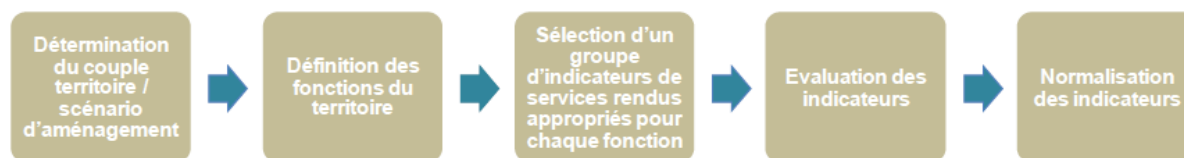


Figure 6.2 : Les étapes de la définition et évaluation des fonctions du territoire selon Loiseau et al. (2014)

L'unité fonctionnelle devient alors un résultat de l'ACV territoriale, et non plus une entrée. Une autre approche consiste à utiliser une démarche systémique pour déterminer la fonction principale du système (Laurent 2015). Pour cela, les besoins et contraintes de ce territoire au regard de ses différentes fonctions sont identifiées et quantifiées à l'aide d'indicateurs spatialisés. A titre d'exemple, le cas d'étude des travaux de Laurent (2015) se basait sur une méthanisation territoriale. Une des fonctions identifiées est la production de fertilisant, et l'indicateur associé est la « proportion d'azote requis sous forme minérale, parmi les besoins totaux en azote, aux quantités d'azote issues des élevages ». Ces travaux constituent une perspective pour l'amélioration de la méthode ACVTS, notamment dans le cas d'un territoire agricole. De plus, le travail en collaboration avec les acteurs du territoire est à envisager pour définir cette première étape de l'ACVTS (voir paragraphe 3.1).

2.3. Le recours aux typologies

La deuxième étape de l'ACVTS consiste en la réalisation de trois typologies. La première est une typologie des activités (dans ces travaux de thèse, des exploitations agricoles) présentes sur le territoire, les deux autres sont des typologies des espaces « homogènes » pour leur influence vis-à-vis des émissions (dans ces travaux de thèse, type de sol pour les émissions d'azote) et pour la réalisation des impacts (dans ces travaux de thèse, rivière ou baie dans le cas de l'eutrophisation d'eau douce ou marine). Comme explicité dans le paragraphe 1. *L'intérêt de l'ACVTS : synthèse du travail de thèse et bilan*, le principal avantage de la typologie est de réduire la quantité de données et le temps nécessaires aux étapes d'inventaire du cycle de vie et de détermination des impacts, tout en gardant une certaine variabilité des activités et des espaces présents sur le territoire. Cependant, construire des typologies présente aussi des risques de simplification excessive ou de classifications non pertinentes. Dans le premier cas, l'utilisation de typologie peut entraîner un lissage des systèmes agricoles ou encore des types de sol. Il est alors possible de passer à côté de

systèmes agricoles peu représentés qui pourraient avoir un intérêt environnemental, ou encore de types de sol très localisés qui pourraient entraîner des émissions azotées importantes. Dans le deuxième cas, dans le cas où le territoire est mal connu et/ou les données sont insuffisantes, il est possible de réaliser des typologies qui ne sont pas représentatives de la réalité. Pour éviter ces biais, il est conseillé d'aller au-delà de la représentativité numérique des activités ou espaces et d'identifier les activités/espaces possédant des caractéristiques particulières intéressantes pour l'étude. De plus, il faudra veiller à définir des typologies suffisamment précises pour répondre à l'objectif de l'étude. Par exemple, si l'on souhaite identifier des pratiques pour proposer des évolutions de système, il est nécessaire que la typologie le permette. Le travail en co-construction avec des acteurs locaux est une solution pour définir des typologies pertinentes au regard du territoire.

2.4. La spatialisation

Le cadre de l'ACVTS intègre les caractéristiques biophysiques locales du territoire dans le calcul des émissions et impacts. Le cadre est assez large pour spatialiser chaque émission et impact à chaque étape du cycle de vie. Cependant, la question de la pertinence de tout spatialiser se pose. En effet, la spatialisation des émissions et impacts demande :

- Un certain nombre de données d'entrée ;
- Des compétences pour utiliser les modèles nécessaires au calcul des émissions, des facteurs de devenir et de sensibilité ;
- De l'expertise pour analyser la pertinence des résultats obtenus.

Pour réduire le temps et les moyens humains nécessaires, le choix de spatialiser telle ou telle émission ou impact doit se faire de façon raisonnée et en accord avec les objectifs de l'étude définis en collaboration avec les acteurs locaux. Au niveau des processus, le choix de spatialiser ou non peut se faire en sélectionnant les processus ayant les plus grandes contributions aux impacts ou ayant la plus grande contribution à la variance (Patouillard et al. 2016a). Au niveau des émissions et impacts, les émissions et impacts locaux et régionaux doivent être spatialisés en priorité. Cependant, il peut être intéressant de spatialiser des impacts globaux quand la chaîne de cause à effet est prise en compte (ex : effet du changement climatique sur les écosystèmes). Par ailleurs, il est tout à fait envisageable de spatialiser une émission sans spatialiser l'impact correspondant, et vice et versa. Enfin, le choix de spatialiser peut aussi être raisonné en partie en fonction de l'hétérogénéité des activités présentes sur le territoire et de celle du milieu, et en fonction des données

disponibles. Concernant ce dernier point, de plus en plus de données environnementales (ex : sols, climat) spatialisées sont disponibles en ligne, à des résolutions de plus en plus élevées, au moins dans les pays du nord. En revanche, tout comme en ACV classique, le facteur limitant dans la collecte de données est l'obtention d'informations détaillées sur les activités, notamment dans le cas d'exploitations agricoles.

En conclusion, il n'est nécessaire de spatialiser ni toutes les activités du territoire, ni toutes les émissions et impacts. De plus, l'utilisation de l'ACVTS n'est pas nécessaire pour chaque bilan environnemental territorial. Pour un simple screening des activités les plus polluantes du territoire, une ACV classique peut suffire. Pour aider le processus de décision, l'utilisation de l'ACVTS permet de comparer des scénarios d'aménagement de territoires et notamment de réarrangement spatiaux, ce que l'ACV classique ne permet pas.

2.5. La modélisation

Associée à l'objectif de mieux capter la variabilité des pratiques et des caractéristiques biophysiques du territoire dans le bilan environnemental, la démarche de l'ACVTS requiert l'utilisation de modèles mécanistes pour calculer des émissions et des impacts. L'utilisation de tels modèles comporte cependant des limites liées au besoin en données d'entrée, en expertise et en temps. Pour obtenir des prédictions plus fiables, un nombre important de données d'entrée, souvent récoltées directement en exploitation, est nécessaire. Ces données sont souvent entachées d'incertitude et subissent des variations interannuelles importantes. De plus, à l'inverse des modèles généralement utilisés en ACV classique issus de consensus d'experts et valides pour les pays du nord, voire à l'échelle de la planète (ex : IPCC), les modèles utilisés en ACVTS, et plus particulièrement dans cette thèse, sont des modèles encore en cours de développement et valides à une échelle nationale voire locale (France, Bretagne). C'est notamment le cas de la méthode de caractérisation de l'eutrophisation régionalisée, qui n'est pas clé en main et demande une étape supplémentaire de développement pour être utilisée dans différents territoires français ou européens. La mise en place de cette méthode à l'échelle mondiale n'est pour le moment pas envisageable du fait de la validité restreinte des modèles utilisés (Europe), et de l'accès aux données. Ensuite, la cohérence des prédictions des modèles doit être validée par des experts pour éviter la propagation d'erreurs jusqu'aux estimations d'impacts. La qualité des résultats obtenus par ACVTS, et leurs niveaux d'incertitude associés, sont pour le moment très dépendants du modèle utilisé (voir paragraphe 3.2). De plus, les modèles étant développés pour des

utilisations autres que l'ACVTS, ceux-ci conditionnent souvent la résolution spatiale des émissions ou des impacts considérés. Par exemple, Syst'N donne des résultats à la parcelle ; l'appliquer à l'échelle du territoire a demandé une adaptation dans la façon d'envisager les simulations (i.e. croiser systèmes de culture et sols types représentatifs du territoire) et de traiter les données. Enfin, les limites de validité des modèles mécanistes doivent être connues, et leur utilisation doit se faire en collaboration avec des personnes détenant des niveaux d'expertise élevés.

2.6. Le besoin d'expertise

L'ACVTS demande une certaine connaissance du système étudié et des processus biogéochimiques en jeu pour identifier les modèles à utiliser et définir le besoin en données. Dans le cas de ce travail de thèse, l'expertise scientifique nécessaire pour mener à bien une ACVTS est vaste : analyse environnementale, agronomie, zootechnie, cycles de l'azote, du phosphore et du carbone ou encore pédologie pour le calcul des émissions, hydrologie ou encore géomatique pour le calcul des impacts et la représentation cartographique. L'expertise scientifique s'accompagne du besoin d'expertise en modélisation pour la représentation mathématique des processus ayant lieu sur le territoire. Par ailleurs, ces travaux de thèse se sont focalisés sur une caractérisation plus fine des phénomènes liés aux émissions d'azote et à l'impact eutrophisation. L'élargissement de la démarche à d'autres émissions et impacts spatialisés augmente ce besoin d'expertise et par conséquent, diminue l'applicabilité de la méthode. De plus, utiliser l'ACVTS demande une connaissance conceptuelle du cadre méthodologique de l'ACV en plus de l'expertise sur les outils, que ce soit les logiciels ACV ou encore les systèmes d'informations géographiques. Par conséquent, la méthode est encore loin d'être clé en main et ne peut être pour le moment utilisée hors du cadre de la recherche. Le développement d'outils informatiques dédiés est cependant complètement envisageable et pourrait permettre de rendre accessible la démarche à des utilisateurs moins chevronnés (ex : décideurs publiques, chargés de développement). L'utilisation de ce ou ces outil(s) pourrait être envisagée dans le cadre d'éco-conception de territoires, de planification territoriale ou encore de démarches d'écologie industrielle.

3. Perspectives de recherche

3.1. Proposition d'amélioration du cadre de l'ACVTS

3.1.1. Les émissions non agricoles à l'intérieur et hors des frontières du territoire

Une amélioration possible du cadre méthodologique serait, dans un premier temps, la réalisation d'une ACVTS incluant les émissions non agricoles ayant lieu sur le territoire. Dans un deuxième temps, les émissions d'autres territoires ayant lieu hors des frontières du territoire étudié et impactant ce dernier (ex : émissions en amont) peuvent être intégrées à l'ACVTS. Ces émissions « hors territoire » ne rentrent pas dans le cadre de l'ACV. Cependant, leur intégration en ACVTS permet de peser le poids des activités du territoire par rapport au niveau total d'un impact comme l'eutrophisation. Par la considération de ces deux types d'émissions, la localisation des émissions majoritairement responsables de l'impact peut être raffinée : sont-elles en provenance ou non d'activités agricoles et ont-elles lieu à l'intérieur ou hors des frontières du territoire ? Ces informations fournissent un levier d'action supplémentaire aux acteurs locaux pour aider au processus de prise de décision.

3.1.2. Intégration des espaces naturels

Dans un souci d'évaluer toutes les composantes du territoire, les espaces naturels (e.g., forêts, étangs, zones humides) devraient aussi être intégrées à l'ACVTS, ce qui n'est pas fait de façon directe actuellement. En effet, dans nos travaux, seul le pourcentage de zones humides sur le territoire est intégré dans le calcul du facteur de devenir de l'azote et du phosphore, sans tenir compte de leur localisation dans le territoire. La prise en compte du rôle des milieux interstitiels (bosquets, haies, ripisylves...) dans les cycles biogéochimiques pourrait permettre de mieux évaluer le potentiel des aménagements du paysage dans la gestion des impacts agricoles. Pour cela, le recours à des modèles plus complexes est nécessaire. A titre d'exemple, le modèle TNT2 inclut dans ses paramètres d'entrée des caractéristiques du paysage comme les zones humides ou le réseau de haie (Moreau et al. 2013b). A l'aide de ce modèle, Benhamou et al. (2013) ont modélisé l'impact de la localisation des haies sur les émissions d'azote d'un bassin versant breton. Dans ce cas d'étude, l'intégration d'un réseau de haies entraîne une baisse de 4,5% des émissions azotée à l'exutoire. Ce travail n'a pu être conduit dans le cadre de cette thèse mais mériterait la mobilisation de modèles capables d'intégrer ces composantes du paysage.

3.1.3. ACVTS et valeurs de référence

Tout comme en ACV, les résultats de l'ACVTS n'ont de valeur que dans la comparaison de systèmes, comme par exemple comparer plusieurs scénarios d'aménagement d'un territoire entre eux. L'approche retenue est celle du *less is better*, c'est-à-dire que le choix d'un système ou scénario s'oriente sur celui qui génère le moins d'impacts sans se soucier de savoir si ces impacts sont suffisamment faibles pour préserver l'environnement. Par exemple, comparer deux scénarios d'aménagement de la Lieue de Grève entre eux, nous permettrait de dire lequel est le moins impactant du point de vue de l'eutrophisation, mais les résultats ne nous permettraient pas de dire si le scénario le moins impactant permettrait la disparition du phénomène d'algues vertes sur le territoire. De fait, en ACVTS, la valeur absolue d'un impact n'a pas de signification en soi. Or, pour prendre des décisions, les acteurs locaux ont besoin de valeurs concrètes. Pour répondre à cet enjeu, Acosta-Alba (2011) propose l'incorporation de valeurs de référence pour des catégories d'impact de l'ACV. Deux types de valeurs de référence sont retenus: les valeurs normatives et les valeurs scientifiques. Pour reprendre le cas de l'eutrophisation dans la Lieue de Grève, la valeur normative pourrait se référer aux 50 mg N/l à l'exutoire du bassin versant fixés par la Directive Nitrates (MEDDE 1991) ; quant à la valeur scientifique, elle serait liée aux 10 mg N/l à l'exutoire du bassin versant défini par Menesguen (1999) et Perrot et al. (2014) comme étant la limite à atteindre pour éradiquer le phénomène d'algues vertes dans la baie de Saint-Michel-en-grève.

Par ailleurs, le passage à la cartographie requiert la définition de valeurs seuils pour représenter la gradation de niveaux d'impacts allant des résultats les moins bons aux résultats les meilleurs. Dans ce travail, la gradation des impacts est définie en classes homogènes dans l'objectif de représenter la variabilité spatiale des impacts au sein du territoire. En revanche, les seuils choisis pour chaque classe n'ont pas de signification biophysique. Pour améliorer la présentation des résultats, et éviter de surcharger les cartes en information, trois paliers pourraient être définis : inférieur à la valeur de référence scientifique, entre les valeurs de référence scientifique et normative, et supérieures à la valeur de référence normative. Dans le cas de la thèse, ce travail suppose une conversion des valeurs de référence scientifique (10 mg N/l à l'exutoire) et normative (50 mg N/l à l'exutoire) en impact eutrophisation marine, c'est-à-dire en une valeur donnée en kg PO_4^{3-} eq., et ramenée à l'unité fonctionnelle du système (hectare, kg de lait ou 1000€ de marge brute). Acosta-Alba et al. (2012a) proposent trois valeurs seuils à l'échelle de la Bretagne : 50, 25 et 10 mg NO_3^-/l . Ces trois valeurs sont transformées en valeurs de référence données en pertes d'azote en kg NO_3^- par hectare de

ferme en prenant en compte la dénitrification par les zones humides et la dilution du nitrate dans les zones non-agricoles (ex : forêts). Ces trois valeurs deviennent respectivement : 64,3, 37,5 et 21,5 kg N-NO₃⁻ par hectare de ferme. En appliquant le facteur de caractérisation de l'eutrophisation marine provenant de la méthode ex-ante, trois valeurs de références peuvent être obtenus pour la Lieue de Grève : 13, 7,5 et 4 kg PO₄³⁻ eq./ha de ferme. Ces valeurs sont cependant uniquement valables pour un impact eutrophisation dû aux émissions de NO₃⁻ et ne prennent pas en compte les autres émissions azotées. Or l'ACVTS est multicritère, les valeurs de référence devraient intégrer tous les flux participant à l'eutrophisation marine (ex : NH₃).

3.2. Acteurs et territoires

L'ACVTS a été développée avec comme finalité une utilisation opérationnelle de la méthode en collaboration avec les acteurs locaux du territoire pour aider à l'évaluation de scénarios d'aménagement de territoires. Dans ce travail de thèse, bien que nous ayons initié un contact avec les acteurs de la communauté des communes de Lannion-Trégor Communauté, les acteurs locaux de la Lieue de Grève (ex : agriculteurs, politiques publiques, habitants) n'ont pas participé à la démarche d'application de l'ACVTS au territoire. Cependant, tout comme l'ACV Territoriale développée par Loiseau et al. (2013), l'ACVTS a comme but l'aide à la décision dans le cadre d'une démarche d'évaluation ou d'évolution territoriale ; ce qui implique la participation des différents acteurs dans le processus de décision. Pour Loiseau (2014), l'intégration des acteurs locaux dans la démarche serait bénéfique sur trois points :

- Pour intégrer l'expertise des acteurs locaux dans la définition et l'évaluation des frontières et fonctions du territoire (c.-à-d. quels sont les enjeux du territoire ?). Dans ce travail de thèse, une discussion avec les acteurs de la communauté de communes de Lannion Trégor Communauté (LTA) nous a conforté sur l'enjeu du territoire de la Lieue de Grève en termes environnemental et, de fait, sur le choix de l'eutrophisation comme indicateur d'impact à développer en priorité. La discussion avec LTA nous a de plus permis de définir les contours géographiques du territoire concerné ;
- Pour évaluer le niveau de compréhension et d'appropriation de la méthode auprès du public. Un premier retour aux acteurs de Lannion-Trégor Communauté nous a permis d'apprécier ce niveau de compréhension ;
- Pour co-construire des scénarios prospectifs.

Une utilisation de l'outil dans le cadre de co-construction de scénarios d'évolution est encore à tester et étudier.

3.3. Analyse d'incertitude

La deuxième perspective de ce travail de thèse réside dans l'analyse d'incertitudes liées à l'utilisation de l'ACVTS. En effet, l'ACVTS est développée dans le but d'aider à l'évaluation de scénarios d'aménagement du territoire. Pour déterminer si l'ACVTS permet de réduire le risque de prendre une mauvaise décision par rapport à une ACV classique, il serait nécessaire d'évaluer l'incertitude liée aux données, méthodes et modèles utilisés.

Depuis la fin des années 1990, la prise en compte de l'incertitude dans les résultats d'ACV est devenue un domaine de recherche à part entière (Chen 2014). Bien que recommandée par la norme ISO 14040 (2006a), l'analyse d'incertitude est encore peu intégrée dans les résultats d'ACV (Reap et al. 2008b). Dans le cadre de la thèse, l'analyse d'incertitude permettrait de quantifier l'incertitude des résultats de l'ACVTS due à la prise en compte des variations de pratiques et de milieux et à l'utilisation de modèles mécanistes. En effet, selon Bechini et al. (2011), l'utilisation d'un modèle dans le but de prendre en compte la variabilité spatiale peut induire de nouvelles sources d'incertitudes (Fig. 3). Deux sources majeures d'incertitudes sont identifiées : les incertitudes épistémiques, qui proviennent de notre capacité limitée de connaître et de comprendre un système, et la variabilité, qui est inhérente aux propriétés d'un individu. Pour valider l'intérêt de l'ACVTS, il est nécessaire d'estimer l'influence de ces deux types d'incertitudes sur les résultats d'impacts finaux d'ACV non spatialisée et d'ACVTS.

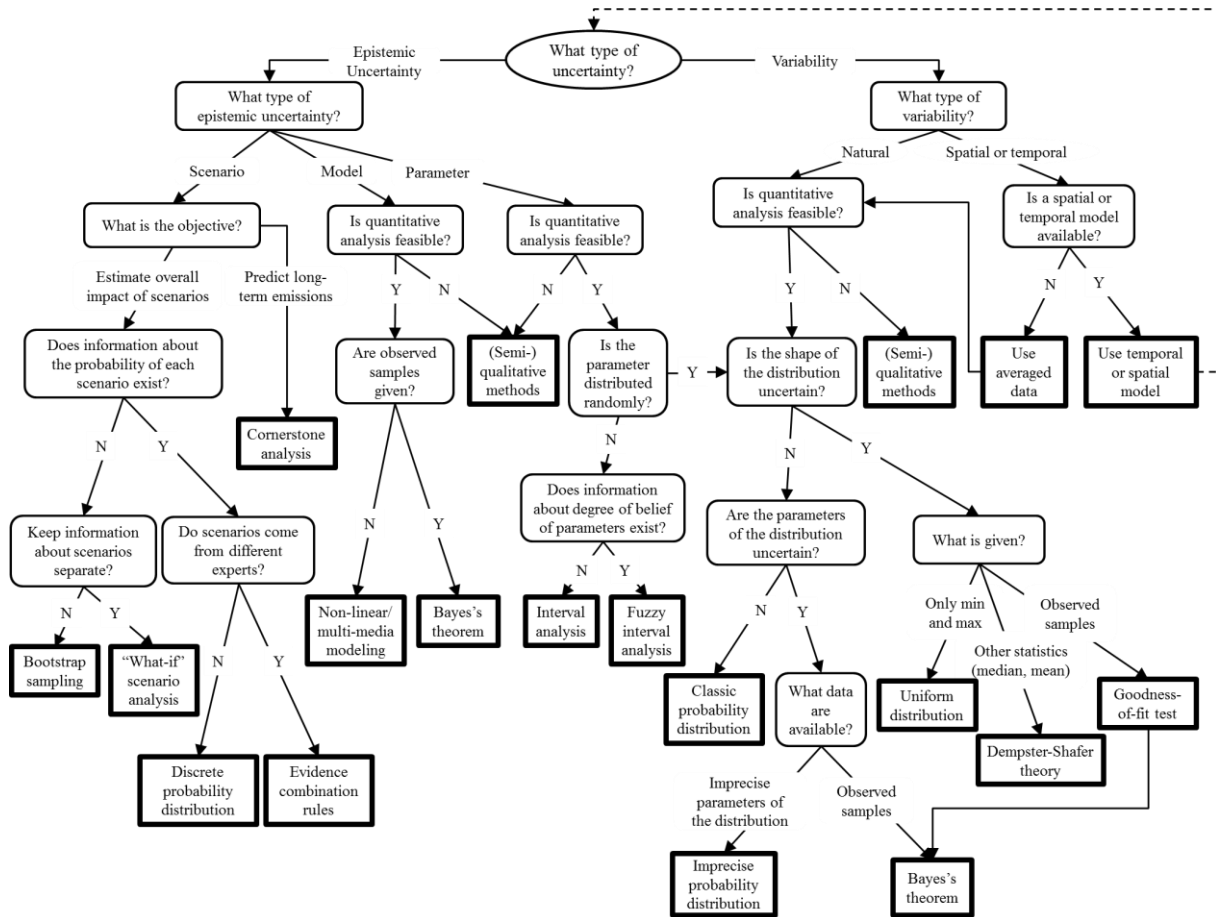


Figure 6.3 : Détermination des méthodes appropriées pour représenter les différents types d'incertitudes via un arbre de décision (Chen 2014).

Des incertitudes en ACVTS viennent à la fois des paramètres qui caractérisent un système et des modèles. Pour un territoire agricole, les paramètres (Fig. 3) sont les données d'entrée telles que l'itinéraire technique et la conduite du troupeau (données d'entrée agricoles) ainsi que les caractéristiques de sol et de climat (données d'entrée milieu). L'incertitude sur les données d'entrée agricoles provient à la fois de la variabilité des pratiques sur le territoire et de l'incertitude liée aux données récoltées par le biais d'enquêtes (ex : imprécision sur les dates de semis, de récolte, de pâturage ou encore sur la quantité d'engrais utilisée). La première peut être mieux caractérisée par un meilleur échantillonnage des exploitations agricoles du territoire. La deuxième peut être réduite en améliorant les techniques d'enquête. Dans notre cas d'étude, la variabilité des pratiques sur le territoire est prise en compte par le biais de fermes types, définies à l'aide de méthodes statistiques. En revanche, les enquêtes utilisées dans le cas d'étude n'étaient pas toujours complètes, notamment dans le cas du pâturage, et ont été complétées à dire d'expert.

Concernant l'incertitude des données d'entrée milieu, elle provient elle aussi à la fois de la variabilité du milieu (sol et climat) sur le territoire, et de l'incertitude liées aux données récoltées dans des bases de données par le biais de mesures. La variabilité inhérente aux sols et climat peut mieux se caractériser à l'aide d'un meilleur échantillonnage du territoire. Dans le cas d'étude, un seul climat type a été utilisé dans le calcul des émissions azotées au champ. La variabilité inter-annuelle ainsi que la variabilité spatiale (i.e. gradient de climat du nord au sud du territoire) n'ont pas été prises en compte et font parties des perspectives d'amélioration de ce travail. Quant au sol, les unités cartographiques de sol utilisées dans ce travail dépassent les frontières du territoire et englobent des territoires adjacents. Elles peuvent être définies à une échelle plus fine pour mieux capter la variabilité intra-territoire (Bechini et al. 2011). Enfin, l'incertitude due à la récolte des données de sol et de climat peut être réduite par des mesures plus fines des propriétés de sol ou de climat. La question de la précision nécessaire en fonction de l'objectif se pose : quel est le seuil de précision dans les données nécessaire pour prendre une décision ? Suivant l'objectif de l'étude et l'utilisation qui est faite des résultats, notamment lors de l'utilisation de classes (ex : exploitations agricoles, sols), il n'est pas forcément souhaitable d'augmenter le nombre et la précision des données. Il est préférable de rester à un niveau moyen de qualité des données et vérifier que la méthode reste sensible. Cette analyse de sensibilité peut se faire en multipliant les cas d'application et donc en éprouvant la réaction des modèles à différentes conditions biophysiques. Des recommandations pourront être faites à la lumière d'une quantité de résultats suffisante.

En plus de l'incertitude liée aux données d'entrée, les modèles utilisés en ACVTS, tels que les modèles d'émissions et de caractérisation (ex : devenir, sensibilité), ont leurs propres incertitudes. Ces modèles sont basés sur des formules mathématiques qui représentent les processus biophysiques ayant lieu sur le territoire. En ACV classique, ces modèles sont souvent linéaires, et sont donc une représentation grossière des phénomènes réels. En ACVTS, les modèles utilisés sont aussi des modèles mécanistes qui, bien que plus proches de la réalité, ont leurs propres incertitudes associées dues à la complexité du modèle et des données d'entrée nécessaires. Dans le cas de Syst'N, bien que le modèle ait été calibré pour la Bretagne, de nouveaux travaux sont en cours pour quantifier les incertitudes des sorties du modèle, en particulier sur les systèmes de culture contenant des prairies.

Conclusion

Le but premier de l'ACVTS est la réalisation d'un bilan environnemental d'un territoire en y intégrant les caractéristiques et contraintes locales et les activités agricoles avec un niveau de résolution élevé : la parcelle et l'exploitation agricole. Bien que traitée dans une perspective de recherche dans les travaux de thèse, la méthode a été développée, dans un premier temps, pour sensibiliser les différents acteurs du territoire aux problématiques environnementales : quels impacts sont présents sur le territoire et où sont-ils localisés ? Dans un deuxième temps, elle peut servir de base pour la co-construction (acteurs locaux et scientifiques) de scénarios d'aménagement du territoire pour répondre à la question suivante : comment améliorer les performances environnementales du territoire ?

Les travaux de thèse ont posé le socle de l'ACVTS. Tout comme l'ACV classique, l'ACVTS détermine les principaux contributeurs aux impacts environnementaux du territoire, ainsi que leur localisation géographique, avec l'avantage d'une meilleure prise en compte du contexte local à la fois dans le calcul des émissions et des impacts. Son avantage par rapport à une ACV classique réside dans une meilleure prise en compte de la variabilité spatiale du territoire, permettant en théorie une réduction des incertitudes sur les résultats obtenus. La thèse s'est limitée à montrer le potentiel de l'utilisation, qui est élevé malgré les contraintes de mise en œuvre. Une des perspectives majeures de ce travail est l'adaptation de la méthode ACVTS au multicritère en spatialisant différentes émissions et impacts. Une deuxième perspective, actuellement en cours de réalisation, est l'application de la méthode ACVTS à des scénarios d'aménagements du territoire, pour tester la sensibilité de la méthode, notamment dans le cas de réarrangement spatial (ex : relocaliser les fermes au sein du territoire). A plus long terme, la méthode pourrait être utilisée hors du cadre de la recherche pour co-construire des scénarios prospectifs en collaboration avec des acteurs locaux de différents territoires.

Cependant, il est important de noter que l'ACVTS n'est pas encore utilisable en l'état hors du cadre de la recherche. Des travaux de recherche et de développement supplémentaires sont nécessaires pour spatialiser de nouvelles émissions et impacts. Une solution serait de réunir différents experts pour définir un consensus autour de cette problématique, notamment pour le choix ou le développement de modèles plus opérationnels. Idéalement, le développement de l'ACVTS devrait converger vers la construction d'un outil informatisé, utilisable sur le

terrain, et « user-friendly » (à la différence des modèles de recherche !) permettant une prise en main aisée à la fois par les scientifiques et les acteurs du terrain.

Bibliographie

- Acosta-Alba I (2011) Quelles valeurs de référence pour l'analyse de la durabilité environnementale des systèmes de production animale ? Méthode de détermination et application aux exploitations laitières de Bretagne. Thesis, Agrocampus Ouest, Rennes
- Acosta-Alba I, Corson MS, van der Werf HMG, Leterme P (2012a) Using reference values to assess environmental sustainability of dairy farms. *Renew Agric Food Syst* 27 (3):217-227. doi:10.1017/S1742170511000329
- Acosta-Alba I, Lopez-Ridaura S, van der Werf HMG, Leterme P, Corson MS (2012b) Exploring sustainable farming scenarios at a regional scale: an application to dairy farms in Brittany. *J Clean Prod* 28:160-167. doi:10.1016/j.jclepro.2011.11.061
- Acosta-Alba I, van der Werf H (2011) The use of reference values in indicator-based methods for the environmental assessment of agricultural systems. *Sustainability* 3 (2):424-442
- Agrotransfert (2015) Territ'eau. Agrotransfert Bretagne. https://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/. Accessed 27 july 2016
- Aissani L, Le Féon S (2015) DETERMEEN - Prise en compte des contraintes spatiales et environnementales pour une approche systémique de l'insertion d'unités de méthanisation collectives au sein d'un territoire. Cadre conceptuel pour la prise en compte de la spatialisation en Analyse du Cycle de Vie (ACV) : le continuum de spatialisation. ADEME,
- Aissani L, Nitschelm L, Le Féon S, Girault F, Dupont C, Bioteau T, Legeay P, Gascuel-Oudoux C, Aubin J (in prep) Regionalized characterization factors for freshwater and marine eutrophication in LCA through an ex-ante and ex-post approach: French case studies.
- Alvarez-Lopez CJ, Riveiro-Valino JA, Marey-Perez MF (2008) Typology, classification and characterization of farms for agricultural production planning. *Spanish Journal of Agricultural Research* 6 (1):125-136
- Angier JT, McCarty GW, Rice CP, Bialek K (2002) Influence of a riparian wetland on nitrate and herbicides exported from an agricultural field. *J Agric Food Chem* 50 (15):4424-4429. doi:10.1021/jf011057n
- Anton A, Castells F, Montero JI (2007) Land use indicators in life cycle assessment. Case study: The environmental impact of Mediterranean greenhouses. *J Clean Prod* 15 (5):432-438. doi:10.1016/j.jclepro.2005.10.001

- Avadí A, Nitschelm L, Corson M, Vertès F (2016) Data strategy for environmental assessment of agricultural regions via LCA: case study of a French catchment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (4):476-491. doi:10.1007/s11367-016-1036-6
- Azapagic A, Chalabi Z, Fletcher T, Grundy C, Jones M, Leonardi G, Osammor O, Sharifi V, Swithenbank J, Tiwary A, Vardoulakis S (2013) An integrated approach to assessing the environmental and health impacts of pollution in the urban environment: Methodology and a case study. *Process Saf Environ Prot* 91 (6):508-520. doi:10.1016/j.psep.2012.11.004
- Azapagic A, Pettit C, Sinclair P (2007) A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technol Environ Policy* 9 (3):199-214. doi:10.1007/s10098-007-0092-9
- Azevedo LB, Henderson AD, van Zelm R, Jolliet O, Huijbregts MAJ (2013) Assessing the importance of spatial variability versus model choices in Life Cycle Impact Assessment: The case of freshwater eutrophication in Europe. *Environ Sci Technol* 47 (23):13565-13570. doi:10.1021/es403422a
- Baker CJ, Maltby E (1995) Nitrate removal by river marginal wetlands: factors affecting the provision of a suitable denitrification environment. *Hydrology and hydrochemistry of British wetlands*. John Wiley & Sons, Chichester, UK
- Bare J (2011) TRACI 2.0: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. *Clean Technol Environ Policy* 13 (5):687-696. doi:10.1007/s10098-010-0338-9
- Bartl K, Verones F, Hellweg S (2012) Life Cycle Assessment based evaluation of regional impacts from agricultural production at the peruvian coast. *Environ Sci Technol* 46 (18):9872-9880. doi:10.1021/es301644y
- Basset-Mens C, Anibar L, Durand P, van der Werf HMG (2006) Spatialised fate factors for nitrate in catchments: Modelling approach and implication for LCA results. *Sci Total Environ* 367 (1):367-382. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.12.026
- Basset-Mens C, van der Werf HMG (2005) Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agric Ecosyst Environ* 105 (1-2):127-144. doi:10.1016/j.agee.2004.05.007
- Basset-Mens C, van der Werf HMG, Robin P, Morvan T, Hassouna M, Paillat JM, Vertès F (2007) Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig

- hr/>
- production systems. J Clean Prod 15 (15):1395-1405. doi:10.1016/j.jclepro.2006.03.009
- Baszynski S (2005) Evolutions récentes de l'agriculture française. Analyse géographique des tendances régionales et de la mise en place d'un nouveau dispositif d'aménagement du territoire, le Contrat Territorial d'Exploitation (C.T.E.). Université de Franche-Comté, France
- Bayart JB, Bulle C, Deschenes L, Margni M, Pfister S, Vince F, Koehler A (2010) A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. Int J Life Cycle Assess 15 (5):439-453. doi:10.1007/s11367-010-0172-7
- Beaujouan V, Durand P, Ruiz L, Auroousseau P, Cotteret G (2002) A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation: rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. Hydrol Process 16 (2):493-507. doi:10.1002/hyp.327
- Bechini L, Castoldi N, Stein A (2011) Sensitivity to information upscaling of agro-ecological assessments: Application to soil organic carbon management. Agric Syst 104 (6):480-490. doi:10.1016/j.agry.2011.03.005
- Bellekom S, Hettelingh JP, Aben J (2009) Spatial aspects affecting acidification factors in European acidification modelling. Environ Model Software 24 (4):463-472. doi:10.1016/j.envsoft.2008.09.002
- Bellekom S, Potting J, Benders R (2006) Feasibility of applying site-dependent impact assessment of acidification in LCA. Int J Life Cycle Assess 11 (6):417-424. doi:10.1065/lca2005.08.221
- Beloin-Saint-Pierre D, Heijungs R, Blanc I (2014) The ESPA (Enhanced Structural Path Analysis) method: a solution to an implementation challenge for dynamic life cycle assessment studies. Int J Life Cycle Assess 19 (4):861-871. doi:10.1007/s11367-014-0710-9
- Benhamou C, Salmon-Monviola J, Durand P, Grimaldi C, Merot P (2013) Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed. Agric Water Manage 121:62-72. doi:10.1016/j.agwat.2013.01.004
- Benoit M, Rizzo D, Marraccini E, Moonen AC, Galli M, Lardon S, Rapey H, Thenail C, Bonari E (2012) Landscape agronomy: a new field for addressing agricultural landscape dynamics. Landscape Ecol 27 (10):1385-1394. doi:10.1007/s10980-012-9802-8

- Bergstrom AK, Jansson M (2006) Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the northern hemisphere. *Global Change Biol* 12 (4):635-643. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01129.x
- Berland BR, Bonin DJ, Maestrini SY (1980) Nitrogen or phosphorus - Considerations of the nutritional paradox of the Mediterranean sea. *Oceanol Acta* 3 (1):135-141
- Berthier L, Guzmova L, Laroche B, Lehmann S, Squivalent H, Martin M, Chenu J, Thiry E, Lemercier B, Bardy M, Mérot P, Walter C (2014) Spatial prediction of potential wetlands at the French national scale based on hydroecoregions stratification and inference modelling. Paper presented at the EGU General Assembly, Vienne, Austria,
- Bessou C, Lehuger S, Gabrielle B, Mary B (2013) Using a crop model to account for the effects of local factors on the LCA of sugar beet ethanol in Picardy region, France. *Int J Life Cycle Assess* 18 (1):24-36. doi:10.1007/s11367-012-0457-0
- Bjorklund A (2012) Life cycle assessment as an analytical tool in strategic environmental assessment. Lessons learned from a case study on municipal energy planning in Sweden. *Environ Impact Assess Rev* 32 (1):82-87. doi:10.1016/j.eiar.2011.04.001
- Boeglin N, Veillet D (2005) Introduction à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Note de synthèse externe. Département Eco-Conception & Consommation Durable / Direction Clients, Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME),
- Boulay AM, Bulle C, Bayart JB, Deschenes L, Margni M (2011) Regional characterization of freshwater use in LCA: Modeling direct impacts on human health. *Environ Sci Technol* 45 (20):8948-8957. doi:10.1021/es1030883
- Boulay AM, Motoshita M, Pfister S, Bulle C, Munoz I, Franceschini H, Margni M (2015) Analysis of water use impact assessment methods (part A): evaluation of modeling choices based on a quantitative comparison of scarcity and human health indicators. *Int J Life Cycle Assess* 20 (1):139-160. doi:10.1007/s11367-014-0814-2
- Brentrup F, Kusters J, Kuhlmann H, Lammel J (2004a) Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology - I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *Eur J Agron* 20 (3):247-264. doi:10.1016/s1161-0301(03)00024-8
- Brentrup F, Kusters J, Lammel J, Barraclough P, Kuhlmann H (2004b) Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology - II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *Eur J Agron* 20 (3):265-279. doi:10.1016/s1161-0301(03)00039-x

- Brisson N, Mary B, Ripoche D, Jeuffroy MH, Ruget F, Nicoullaud B, Gate P, Devienne-Barret F, Antonioletti R, Durr C, Richard G, Beaudoin N, Recous S, Tayot X, Plenet D, Cellier P, Machet JM, Meynard JM, Delecolle R (1998) STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18 (5-6):311-346. doi:10.1051/agro:19980501
- Brocks S, Jungkunst HF, Bareth G (2014) A regionally disaggregated inventory of nitrous oxide emissions from agricultural soils in Germany – a GIS-based empirical approach. *Erdkunde* 68 (2):125-144. doi:10.3112/erdkunde.2014.02.04
- Bulle C, Margni M, Joliet O, Rosenbaum R, Humbert S (2014) IMPACT World+. <http://www.impactworldplus.org/en/>. Accessed 01/09/2014
- Cariolle M Deac-azote : un outil pour diagnostiquer le lessivage d'azote à l'échelle de l'exploitation agricole de polyculture. In: Proceedings of the 65th IRB Congress, Bruxelles, Belgium, 13–14 february 2002. pp 67–74
- Caron P (2005) À quels territoires s'intéressent les agronomes ? Le point de vue d'un géographe tropicaliste. *Nat Sci Soc* 13 (2):145-153. doi:10.1051/nss:2005021
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol Appl* 8 (3):559-568. doi:10.2307/2641247
- Caseau Pc (2003) Etudes sur l'environnement. De l'échelle du territoire à celle du continent. Tec&Doc, Paris
- Cederberg C, Henriksson M, Berglund M (2013) An LCA researcher's wish list - data and emission models needed to improve LCA studies of animal production. *Animal* 7:212-219. doi:10.1017/s1751731113000785
- Cerceau J, Junqua G, Gonzalez C, Laforest V, Lopez-Ferber M (2014) Quel territoire pour quelle écologie industrielle ? Contribution à la définition du territoire en écologie industrielle. *Développement durable et territoires* 5 (1):1-21
- Chen X (2014) Analyse et propagation de l'incertitude dans l'analyse de cycle de vie en agriculture. Thesis, Université Européenne de Bretagne, Rennes, France
- Cherubini E, Zanghelini GM, Alvarenga RAF, Franco D, Soares SR (2015) Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *J Clean Prod* 87:68-77. doi:10.1016/j.jclepro.2014.10.035

- Chia E, Barbier M (1999) Gestion de la qualité de l'eau : apprentissage collectif et rôle des prescripteurs. Cahiers d'Études et de Recherches Francophones Agricultures 8 (2):109-117
- Civit B, Arena AP, Allende D (2014) Determination of regional acidification factors for Argentina. Int J Life Cycle Assess 19 (9):1632-1642. doi:10.1007/s11367-012-0427-6
- Civit BM, Arena AP, Nunez M, Munoz P, Anton A, Rieradevall J (2013) Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. Part 2: agricultural case study in Spain and Argentina. Int J Life Cycle Assess 18 (7):1302-1315. doi:10.1007/s11367-013-0582-4
- Cohan JP, Laurent F, Campolivier L, Duval R (2011) Diagnostic du risque de lixiviation du nitrate et leviers d'actions. Chapitre 13. In: Cultures intermédiaires : impacts et conduite. ARVALIS, Paris, France, pp 128-137
- Collinge W, Landis AE, Jones AK, Schaefer LA, Bilec MM (2013a) Indoor environmental quality in a dynamic life cycle assessment framework for whole buildings: Focus on human health chemical impacts. Build Environ 62:182-190. doi:10.1016/j.buildenv.2013.01.015
- Collinge WO, Landis AE, Jones AK, Schaefer LA, Bilec MM (2013b) Dynamic life cycle assessment: framework and application to an institutional building. Int J Life Cycle Assess 18 (3):538-552. doi:10.1007/s11367-012-0528-2
- CORPEN (1999) Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager – Influence de l'alimentation et du niveau de production. CORPEN, Paris, France
- CORPEN (2001) Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance ou à l'engrais, issus des troupeaux allaitants et laitiers, et à leur système fourrager. CORPEN, Paris, France
- CORPEN (2003) Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, cuivre et zinc des porcs – Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections. CORPEN, Paris, France
- Crouzet P, Leonard J, Nixon S, Rees Y, Parr W, Laffon L, Bøgestrand J, Kristensen P, C. L, Izzo G, Bokn T, Bak J (1999) Nutrients in European ecosystems. Environmental assessment report. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark
- Dalgaard R, Halberg N, Kristensen IS, Larsen I (2004) An LC inventory based on representative and coherent farm types. DIAS Report, Animal Husbandry (61):98-106

- Dalgaard R, Schmidt J, Halberg N, Christensen P, Thrane M, Pengue WA (2008) LCA of soybean meal. *Int J Life Cycle Assess* 13 (3):240-254. doi:10.1065/Ica2007.06.342
- de Baan L, Alkemade R, Koellner T (2013a) Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *Int J Life Cycle Assess* 18 (6):1216-1230. doi:10.1007/s11367-012-0412-0
- de Baan L, Mutel CL, Curran M, Hellweg S, Koellner T (2013b) Land use in Life Cycle Assessment: Global characterization factors based on regional and global potential species extinction. *Environ Sci Technol* 47 (16):9281-9290. doi:10.1021/es400592q
- de Jonge VN, Elliott M, Orive E (2002) Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia* 475 (1):1-19. doi:10.1023/a:1020366418295
- de Leis CM, Cherubini E, Ruviaro CF, da Silva VP, Lampert VD, Spies A, Soares SR (2015) Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. *Int J Life Cycle Assess* 20 (1):46-60. doi:10.1007/s11367-014-0813-3
- de Vries W, Kros J, Dolman MA, Vellinga TV, de Boer HC, Gerritsen AL, Sonneveld MPW, Bouma J (2015) Environmental impacts of innovative dairy farming systems aiming at improved internal nutrient cycling: A multi-scale assessment. *Sci Total Environ* 536:432-442. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.07.079
- Deneux G (2001) De l'autosuffisance alimentaire aux dégâts du productivisme. vol 13. ADM, Les bulletins de liaison, Belfort, France
- Dick M, da Silva MA, Dewes H (2015) Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. *J Clean Prod* 96:426-434. doi:10.1016/j.jclepro.2014.01.080
- Dijkman TJ, Birkved M, Hauschild MZ (2012) PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. *Int J Life Cycle Assess* 17 (8):973-986. doi:10.1007/s11367-012-0439-2
- Domas A (2000) Les contrats territoriaux d'exploitation : contraintes juridiques et difficultés de mise en place. *Courrier de l'environnement de l'INRA* 41:81-86
- Doré T (2006) L'agronomie aujourd'hui. Synthèse. Ed. Quae, Versailles
- Dresen B, Jandewerth M (2012) Integration of spatial analyses into LCA-calculating GHG emissions with geoinformation systems. *Int J Life Cycle Assess* 17 (9):1094-1103. doi:10.1007/s11367-011-0378-3

- Dufossé K, Gabrielle B, Drouet J-L, Bessou C (2013) Using agroecosystem modeling to improve the estimates of N₂O emissions in the Life-Cycle Assessment of biofuels. *Waste and Biomass Valorization* 4 (3):593-606. doi:10.1007/s12649-012-9171-1
- Dupas R, Curie F, Gascuel-Odoux C, Moatar F, Delmas M, Parnaudeau V, Durand P (2013) Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. *Sci Total Environ* 443:152-162. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.10.011
- Dupas R, Delmas M, Dorioz JM, Garnier J, Moatar F, Gascuel-Odoux C (2015a) Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecol Indicators* 48:396-407. doi:10.1016/j.ecolind.2014.08.007
- Dupas R, Delmas M, Gascuel C, Arrouays D, Durand P, Parnaudeau V (2011) Revue bibliographique des modèles d'émissions de N et de P vers les masses d'eau. INRA, Agrocampus Ouest, Rennes, France
- Dupas R, Parnaudeau V, Reau R, Jeuffroy MH, Durand P, Gascuel-Odoux C (2015b) Integrating local knowledge and biophysical modeling to assess nitrate losses from cropping systems in drinking water protection areas. *Environ Model Software* 69:101-110. doi:10.1016/j.envsoft.2015.03.009
- Durand P, Breuer L, Johnes PJ, Billen G, Butturini A, Pinay G, van Grinsven H, Garnier J, Rivett M, Reay DS, Curtis C, Siemens J, Maberly S, Kaste O, Humborg C, Loeb R, de Klein J, Hejzlar J, Skoulikidis N, Kortelainen P, Lepisto A, Wright R (2011) Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In: Sutton MA, Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. (ed) *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press., p 21
- Durand P, Moreau P, Ruiz L, Salmon-Monviola J, Vertès F, Baratte C, Benhamou C, Bouadi T, Cordier M-O, Corgne S, Dusseux P, Faverdin P, Gascuel C, Hubert-Moy L, Parnaudeau V, Ramat E, Raimbault T, Viaud V (2015) Des modèles et des outils pour des projets de territoire. In: *Comment réconcilier agriculture et territoire. Matière à débattre et décider*. Editions Quae, p 151 p.
- EcoinventCentre (2007) Ecoinvent Data – The Life Cycle Inventory Data V2.01. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. <http://www.ecoinvent.org>.
- 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 (3):359-374. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00092-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00092-5)

- Elshout PMF, van Zelm R, Karuppiyah R, Laurenzi IJ, Huijbregts MAJ (2014) A spatially explicit data-driven approach to assess the effect of agricultural land occupation on species groups. *Int J Life Cycle Assess* 19 (4):758-769. doi:10.1007/s11367-014-0701-x
- EMEP/CORINAIR (2006) EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 2006. European Environment Agency (EEA), Copenhagen, Denmark
- EMEP/EEA (2013) Air pollutant emission inventory guidebook. Technical report No 12. Copenhagen, Denmark
- Engelbrecht D, Biswas WK, Ahmad W (2013) An evaluation of integrated spatial technology framework for greenhouse gas mitigation in grain production in Western Australia. *J Clean Prod* 57:69-78. doi:10.1016/j.jclepro.2013.06.010
- EPA (2003) AERMOD: Latest Features and Evaluation Results U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, Durham, USA
- Etienne M (2014) Elevage et territoire. Concepts, méthodes, outils. Inra FormaSciences,
- EU (1991) Directive n° 91/676/CEE du 12/12/91 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles. vol 91/676/CEE.
- Fabre J, Pelte T (2013) Etude de caractérisation des vulnérabilités du bassin Rhône-Méditerranée aux incidences du changement climatique dans le domaine de l'eau. Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, France
- Falcone G, Strano A, Stillitano T, De Luca AI, Iofrida N, Gulisano G (2015) Integrated sustainability appraisal of wine-growing management systems through LCA and LCC methodologies. In: Guidetti R, Bodria L, Best S (eds) *Frutic Italy 2015: 9th Nut and Vegetable Production Engineering Symposium*, vol 44. Chemical Engineering Transactions. Aidic Servizi Srl, Milano, pp 223-228. doi:10.3303/cet1544038
- FAO (2006) Agriculture mondiale: horizon 2015/2030. Rapport abrégé. Perspectives pour l'environnement : l'agriculture et l'environnement. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italie
- Finnan J, Styles D, Fitzgerald J, Connolly J, Donnelly A (2012) Using a Strategic Environmental Assessment framework to quantify the environmental impact of bioenergy plans. *GCB Bioenergy* 4 (3):311-329. doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01143.x
- Finnveden G, Hauschild MZ, Ekvall T, Guinee J, Heijungs R, Hellweg S, Koehler A, Pennington D, Suh S (2009) Recent developments in Life Cycle Assessment. *J Environ Manage* 91 (1):1-21. doi:10.1016/j.jenvman.2009.06.018

- Finnveden G, Nilsson M (2005) Site-dependent life-cycle impact assessment in Sweden. *Int J Life Cycle Assess* 10 (4):235-239. doi:10.1065/lca2005.05.209
- Flamant JC (2010) Une brève histoire des transformations de l'agriculture au 20^e siècle. Mission Agrobiosciences, ENSAT, Toulouse, France
- Frechette-Marleau S, Becaert V, Margni M, Samson R, Deschenes L (2008) Evaluating the variability of aquatic acidification and photochemical ozone formation characterization factors for Canadian emissions. *Int J Life Cycle Assess* 13 (7):593-604. doi:10.1007/s11367-008-0027-7
- Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H-J, Doka G, Dones R, Heck T, Hellweg S, Hirschier R, Nemecek T, Rebitzer G, Spielmann M, Wernet G (2007) *Ecoinvent 2.0: Overview and Methodology*. Dübendorf, Switzerland
- Frischknecht R, Steiner R, Jungbluth N (2009) *The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006. A method for impact assessment in LCA*. ESU-services GmbH, Switzerland
- Gabbi AM, McManus CM, Silva AV, Marques LT, Zanela MB, Stumpf MP, Fischer V (2013) Typology and physical-chemical characterization of bovine milk produced with different productions strategies. *Agric Syst* 121:130-134. doi:10.1016/j.agsy.2013.07.004
- Gabrielle B, Gagnaire N, Massad RS, Dufosse K, Bessou C (2014) Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresour Technol* 152:511-518. doi:10.1016/j.biortech.2013.10.104
- Gabrielle B, Roche R, Angas P, Cantero-Martinez C, Cosentino L, Mantineo M, Langensiepen M, Henault C, Laville P, Nicoullaud B, Gosse G (2002) A priori parameterisation of the CERES soil-crop models and tests against several European data sets. *Agronomie* 22 (2):119-132. doi:10.1051/agro:2002003
- Gallego A, Rodriguez L, Hospido A, Moreira MT, Feijoo G (2010) Development of regional characterization factors for aquatic eutrophication. *Int J Life Cycle Assess* 15 (1):32-43. doi:10.1007/s11367-009-0122-4
- Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ (2003) The nitrogen cascade. *Bioscience* 53 (4):341-356. doi:10.1641/0006-3568(2003)053[0341:tnc]2.0.co;2
- Gandhi N, Huijbregts MAJ, van de Meent D, Peijnenburg W, Guinee J, Diamond ML (2011) Implications of geographic variability on comparative toxicity potentials of Cu, Ni and Zn in freshwaters of Canadian ecoregions. *Chemosphere* 82 (2):268-277. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.09.046

- Garnier J, Nemery J, Billen G, Thery S (2005) Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *Journal of Hydrology* 304 (1-4):397-412. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.07.040
- Garrigues E, Corson M, Angers D, van der Werf HMG, Walter C (2013) Development of a soil compaction indicator in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (7):1316-1324. doi:10.1007/s11367-013-0586-0
- Gascuel-Oudou C, Guet S, Morvan T, Parnaudeau V, Reau R, Vertès F, Dorioz J-M, Troccaz O, Mérot P (2014) L'impact sur l'eau : les approches complémentaires de Syst'N et Territ'eau. In: Pellerin S, Butler F, Guiard Van Laethem C (eds) *Fertilisation et environnementt : quelles pistes pour l'aide à la décision ?* Editions Quae, Versailles, France, pp 87-103
- Gascuel-Oudou C, Massa F, Durand P, Merot P, Troccaz O, Baudry J, Thenail C (2009) Framework and Tools for Agricultural Landscape Assessment Relating to Water Quality Protection. *Environ Manage* 43 (5):921-935. doi:10.1007/s00267-008-9244-x
- Gascuel-Oudou C, Ruiz L (2015) D'enjeux de société à une démarche de recherche In: Gascuel-Oudou C, Ruiz L, Vertès F (eds) *Comment réconcilier agriculture et littoral ?* Ed. Quae, Versailles, France, pp 15-30
- Gascuel-Oudou C, Ruiz L, Vertès F (2015) *Comment réconcilier agriculture et littoral ?* Quae, Versailles, France
- Gasol CM, Gabarrell X, Rigola M, Gonzalez-Garcia S, Rieradevall J (2011) Environmental assessment: (LCA) and spatial modelling (GIS) of energy crop implementation on local scale. *Biomass Bioenerg* 35 (7):2975-2985. doi:10.1016/j.biombioe.2011.03.041
- Geyer R, Lindner JP, Stoms DM, Davis FW, Wittstock B (2010a) Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. Part 2: Impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 15 (7):692-703. doi:10.1007/s11367-010-0199-9
- Geyer R, Stoms DM, Lindner JP, Davis FW, Wittstock B (2010b) Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. Part 1: Inventory modeling. *Int J Life Cycle Assess* 15 (5):454-467. doi:10.1007/s11367-010-0170-9
- Giraut F (2008) Conceptualiser le territoire. *Historiens et Géographes* (403):57-68
- Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver A, Struijs J, van Zelm R (2013) *ReCiPe 2008*, a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. PRé Consultants, University of Leiden, Radboud University Nijmegen and RIVM, Netherlands

- Griffon M (2006) *Nourrir la planète : Pour une révolution doublement verte*. Odile Jacob, Paris, France
- Guinée JB, Gorée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, de Koning A, van Oers L, Wegener Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes HA, de Bruijn H, van Duin R, Huijbregts MAJ (2002) *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. Ila: Guide. Iib: Operational annex. III: Scientific background*. Dordrecht edn. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Guinee JB, Heijungs R, Huppes G, Zamagni A, Masoni P, Buonamici R, Ekvall T, Rydberg T (2011) Life Cycle Assessment: Past, Present, and Futures. *Environ Sci Technol* 45 (1):90-96. doi:10.1021/es101316v
- Håkanson L (2008) Factors and criteria to quantify coastal area sensitivity/vulnerability to eutrophication: Presentation of a sensitivity index based on morphometrical parameters. *Int Rev Hydrobiol* 93 (3):372-388. doi:10.1002/iroh.200711033
- Hauschild M, Potting J (2005) *Spatial differentiation in LCA impact assessment – the EDIP 2003 methodology*. 2010 ed. edn. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark
- Hauschild MZ, Potting J, Hertel O, Schopp W, Bastrup-Birk A (2006) Spatial differentiation in the characterisation of photochemical ozone formation - The EDIP2003 methodology. *Int J Life Cycle Assess* 11:72-80. doi:10.1065/lca2006.04.014
- Heijungs R, Guinée JB, Huppes G, Lankreijer RM, Udo de Haes HA, Wegener Sleeswijk A (1992) *Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds*. Institute of Environmental Sciences,
- Heijungs R, Suh S (2002) *The computational structure of Life Cycle Assessment. Eco-Efficiency in Industry and Science*, vol 11, 1 edn. Springer Netherlands. doi:10.1007/978-94-015-9900-9
- Hellweg S, Hofstetter TB, Hungerbühler K (2003) Discounting and the environment - Should current impacts be weighted differently than impacts harming future generations? *Int J Life Cycle Assess* 8 (1):8-18. doi:10.1065/lca2002.09.097
- Hellweg S, Milà i Canals L (2014) Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science* 344 (6188):1109-1113. doi:10.1126/science.1248361
- Helmes RJK, Huijbregts MAJ, Henderson AD, Jolliet O (2012) Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *Int J Life Cycle Assess* 17 (5):646-654. doi:10.1007/s11367-012-0382-2

- Henriksson PJG, Guinee JB, Heijungs R, de Koning A, Green DM (2014) A protocol for horizontal averaging of unit process data-including estimates for uncertainty. *Int J Life Cycle Assess* 19 (2):429-436. doi:10.1007/s11367-013-0647-4
- Hettelingh JP, Posch M, Potting J (2005) Country-dependent characterisation factors for acidification in Europe - A critical evaluation. *Int J Life Cycle Assess* 10 (3):177-183. doi:10.1065/lca2004.09.182
- Hinojosa L, Hennermann K (2012) A GIS approach to ecosystem services and rural territorial dynamics applied to the case of the gas industry in Bolivia. *Appl Geogr* 34:487-497. doi:10.1016/j.apgeog.2012.02.003
- Hortenhuber S, Piringer G, Zollitsch W, Lindenthal T, Winiwarter W (2014) Land use and land use change in agricultural life cycle assessments and carbon footprints - the case for regionally specific land use change versus other methods. *J Clean Prod* 73:31-39. doi:10.1016/j.jclepro.2013.12.027
- Howarth RW (2008) Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae* 8:14-20
- Huijbregts MAJ (1998) Application of uncertainty and variability in LCA. Part I: A general framework for the analysis of uncertainty and variability in Life Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3 (5):273-280. doi:10.1007/BF02979835
- Huijbregts MAJ, Schöpp W, Verkuijlen E, Heijungs R, Reijnders L (2000) Spatially explicit characterization of acidifying and eutrophying air pollution in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 4 (3):75-92. doi:10.1162/108819800300106393
- Huijbregts MAJ, Seppala J (2001) Life cycle impact assessment of pollutants causing aquatic eutrophication. *Int J Life Cycle Assess* 6 (6):339-343. doi:10.1007/bf02978864
- Humbert S, De Schryver A, Bengoa X, Margni M, Jolliet O (2012) *IMPACT 2002+: User Guide*. Quantis,
- Humpenoder F, Schaldach R, Cikovani Y, Schebek L (2013) Effects of land-use change on the carbon balance of 1st generation biofuels: An analysis for the European Union combining spatial modeling and LCA. *Biomass Bioenerg* 56:166-178. doi:10.1016/j.biombioe.2013.05.003
- IER (2000) *User's Manual Ecosense 2.0*. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart, Stuttgart, Germany
- IPCC (2006) *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. vol 1, IGES edn., Kanagawa, Japon

- ISO (2006a) ISO 14040: Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. AFNOR edn., Geneva, Switzerland
- ISO (2006b) ISO 14044: Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. AFNOR edn., Geneva, Switzerland
- J. S, Posch M, Johansson M, Hettelingh JP (2006) Country-dependent characterisation factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. *Int J Life Cycle Assess* 11 (6):403-416. doi:10.1065/lca2005.06.215
- Jager HI, King AW, Schumaker NH, Ashwood TL, Jackson BL (2005) Spatial uncertainty analysis of population models. *Ecol Model* 185 (1):13-27. doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.10.016
- Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, Rosenbaum R (2003) IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8 (6):324-330. doi:10.1007/BF02978505
- Jolliet O, Saadé M, Crettaz P, Shaked S (2010) Analyse du cycle de vie. Comprendre et réaliser un écobilan. 2nd Edition edn. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lauzanne, Switzerland
- Jouany JM, Vaillant M, Blarez B, Cabridenc R, Ducloux M, Schmitt S (1983) Une méthode qualitative d'appréciation des dossiers en écotoxicologie cas des substances chimiques. *Chimie et Ecologie*, Paris
- JRC-IES (2010) ILCD Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. vol First edition, Joint Research Center edn., Ispra, Italy. doi:10.2788/38479
- Justes E, Beaudoin N, Bertuzzi P, Charles R, Constantin J, Dürr C, Hermon C, Joannon A, Le Bas C, Mary B, Mignolet C, Montfort F, Ruiz L, Sarthou JP, Souchère V, Tournebize J, Savini I, Réchauchère O (2013) Les cultures intermédiaires pour une production agricole durable. collection Matière à débattre et décider. éditions Quae,
- Kim J, Yalaltdinova A, Sirina N, Baranovskaya N (2015) Integration of life cycle assessment and regional emission information in agricultural systems. *J Sci Food Agric* 95 (12):2544-2553. doi:10.1002/jsfa.7149
- Koch P, Salou T (2015a) AgriBALYSE®: Methodology. v1.2 edn. ADEME, Angers, France
- Koch P, Salou T (2015b) AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.2. Angers, France

- Kounina A, Margni M, Shaked S, Bulle C, Joliet O (2014) Spatial analysis of toxic emissions in LCA: A sub-continental nested USEtox model with freshwater archetypes. *Environ Int* 69:67-89. doi:10.1016/j.envint.2014.04.004
- Krewitt W, Trukenmuller A, Bachmann TM, Heck T (2001) Country-specific damage factors for air pollutants - A step towards site dependent life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 6 (4):199-210. doi:10.1007/bf02979375
- Lardon S (2012) Géoagronomie, paysage et projets de territoire. Sur les traces de Jean-Pierre Deffontaines. Quae, Paris
- Laurent F (2015) Optimisation fonctionnelle et spatiale de scénarios de méthanisation centralisée selon une approche systémique territoriale couplée à l'analyse du cycle de vie. Thesis, Université Européenne de Bretagne, Rennes, France
- Laurent F, Bioteau T, Aissani L, Accarion G, Béline F (2014) Systemic approach of collective biogas plants to define relevant functions for their environmental assessment. Paper presented at the 2th annual thematic workshop of EcoSD network "Notion of functionality in eco-design", Nantes, France, March 27th 2014
- Le Ber F, Benoit M (1998) Modelling the spatial organization of land use in a farming territory. Example of a village in the Plateau Lorrain. *Agronomie* 18 (2):103-115. doi:10.1051/agro:19980201
- Le Clanche J-F (2010) *Agricultures, territoires et société*. Cible. Educagri éd., Dijon, France
- Lebailly F, Levasseur A, Samson R, Deschenes L (2014) Development of a dynamic LCA approach for the freshwater ecotoxicity impact of metals and application to a case study regarding zinc fertilization. *Int J Life Cycle Assess* 19 (10):1745-1754. doi:10.1007/s11367-014-0779-1
- Leenhardt D, Angevin F, Biarnes A, Colbach N, Mignolet C (2010) Describing and locating cropping systems on a regional scale. A review. *Agron Sustain Dev* 30 (1):131-138. doi:10.1051/agro/2009002
- Legeay P, Moatar F, Gascuel-Oudoux C (2015) Diagnostic pression - impact N et P à l'échelle nationale. Estimation des émissions d'azote et de phosphore dans les eaux de surface des têtes de bassin versant sur la France et à meso-échelle. Inra, ONEMA, France
- Leip A, Marchi G, Koebler R, Kempen M, Britz W, Li C (2008) Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeosciences* 5 (1):73-94
- Lemercier B (2010) Programme Sols de Bretagne (2005-2010). Rapport Final. UMR SAS, INRA, Agrocampus-Ouest, France

- Lemercier B, Berthier L, Cluzeau D (2015) Sols de Bretagne. <http://www.sols-de-bretagne.fr/>. Accessed 01 may 2016 2016
- Leterme P (2016) CANTOGETHER Project Final Report. European Commission. 7th Framework Programme,
- Levain A, Vertès F, Ruiz L, Delaby L (2014) Articuler injonction au changement et processus d'innovation dans un territoire à fort enjeu écologique : regards croisés sur une expérience d'accompagnement. *Fourrages* 217:69-78
- Liao WJ, van der Werf HMG, Salmon-Monviola J (2015) Improved environmental Life Cycle Assessment of crop production at the catchment scale via a process-based nitrogen simulation model. *Environ Sci Technol* 49 (18):10790-10796. doi:10.1021/acs.est.5b01347
- 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. Thesis, Centre international d'études supérieures en sciences agronomiques, Montpellier, France
- 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. doi:10.1016/j.jenvman.2012.07.024
- Loiseau E, Roux P, Junqua G, Maurel P, Bellon-Maurel V (2013) Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *Int J Life Cycle Assess* 18 (8):1533-1548. doi:10.1007/s11367-013-0588-y
- 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 (0):17-29. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.059>
- Mabon F (2008) Diagnostic agraire sur les bassins versants de la Lieue de Grève (Côtes d'Armor). AgroParisTech, Paris, France
- Macary F, Morin S, Probst JL, Saudubray F (2014) A multi-scale method to assess pesticide contamination risks in agricultural watersheds. *Ecol Indicators* 36:624-639. doi:10.1016/j.ecolind.2013.09.001
- Madry W, Mena Y, Roszkowska-Madra B, Gozdowski D, Hryniewski R, Castel JM (2013) An overview of farming system typology methodologies and its use in the study of pasture-based farming system: a review. *Spanish Journal of Agricultural Research* 11 (2):316-326. doi:10.5424/sjar/2013112-3295

- Maia de Souza D, Flynn DFB, DeClerck F, Rosenbaum RK, Lisboa HD, Koellner T (2013) Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. *Int J Life Cycle Assess* 18 (6):1231-1242. doi:10.1007/s11367-013-0578-0
- Manneh R, Margni M, Deschenes L (2010) Spatial variability of intake fractions for Canadian emission scenarios: A comparison between three resolution scales. *Environ Sci Technol* 44 (11):4217-4224. doi:10.1021/es902983b
- Mardhel V, Frantar P, Uhan J, Mio A (2004) Index of development and persistence of the river networks as a component of regional groundwater vulnerability assessment in Slovenia. Paper presented at the Groundwater vulnerability assessment and mapping, Ustron, Poland, 15–18 June
- MEDDE (1991) Directive n° 91/271/CEE relative au traitement des eaux urbaines résiduares. France
- Menesguen A (1999) L'utilisation de modèles écologiques dans la lutte contre l'eutrophisation des eaux côtières françaises.
- Mila i Canals L, Azapagic A, Doka G, Jefferies D, King H, Mutel C, Nemecek T, Roches A, Sim S, Stichnothe H, Thoma G, Williams A (2011) Approaches for addressing Life Cycle Assessment data gaps for bio-based products. *Journal of Industrial Ecology* 15 (5):707-725. doi:10.1111/j.1530-9290.2011.00369.x
- Moine A (2006) Le territoire comme un système complexe : un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie 2/ 2006 (Tome 35), p. 115-132. *L'Espace géographique* 35:115-132
- Montreuil O, Merot P, Marmonier P (2010) Estimation of nitrate removal by riparian wetlands and streams in agricultural catchments: effect of discharge and stream order. *Freshwat Biol* 55 (11):2305-2318. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02439.x
- Mora O (2008) Les nouvelles ruralités à l'horizon 2030. Update Sciences & technologies. Editions Quae,
- Mora O, Hubert B (2010) Agriculture, alimentation et territoire : vers de nouveaux équilibres ? Des facteurs de changement 1, Territoires 2040 n°6. DATAR,
- Moreau P, Ruiz L, Mabon F, Raimbault T, Durand P, Delaby L, Devienne S, Vertès F (2012a) Reconciling technical, economic and environmental efficiency of farming systems in vulnerable areas. *Agric Ecosyst Environ* 147:89-99. doi:10.1016/j.agee.2011.06.005
- Moreau P, Ruiz L, Raimbault T, Vertès F, Cordier MO, Gascuel-Odoux C, Masson V, Salmon-Monviola J, Durand P (2012b) Modeling the potential benefits of catch-crop

- introduction in fodder crop rotations in a Western Europe landscape. *Sci Total Environ* 437:276-284. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.07.091
- Moreau P, Ruiz L, Vertès F, Baratte C, Delaby L, Faverdin P, Gascuel-Oudou C, Piquemal B, Ramat E, Salmon-Monviola J, Durand P (2013a) CASIMOD'N: An agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions. *Agric Syst* 118:41-51. doi:10.1016/j.agsy.2013.02.007
- Moreau P, Viaud V, Parnaudeau V, Salmon-Monviola J, Durand P (2013b) An approach for global sensitivity analysis of a complex environmental model to spatial inputs and parameters: A case study of an agro-hydrological model. *Environ Model Software* 47:74-87. doi:10.1016/j.envsoft.2013.04.006
- Morvan T, Beff L, Lambert Y, Beaudoin N, Mary B, Valé M, Chaussod R, Louis B, Grall J, Hanocq D, Germain P, Cohan JP (2015) Minéralisation de l'azote des sols (Ouest) : résultats du projet "Mh". Paper presented at the 12èmes Rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse du COMIFER - GEMAS, Lyon, November 18th and 19th
- Mutel CL, Hellweg S (2009) Regionalized Life Cycle Assessment: Computational methodology and application to inventory databases. *Environ Sci Technol* 43 (15):5797-5803. doi:10.1021/es803002j
- Mutel CL, Pfister S, Hellweg S (2011) GIS-based regionalized life cycle assessment: How big is small enough? Methodology and case study of electricity generation. *Environ Sci Technol* 46 (2):1096-1103. doi:10.1021/es203117z
- Nansai K, Moriguchi Y, Suzuki N (2005) Site-dependent life-cycle analysis by the SAME approach: Its concept, usefulness, and application to the calculation of embodied impact intensity by means of an input-output analysis. *Environ Sci Technol* 39 (18):7318-7328. doi:10.1021/es047951n
- Navarro J, Bryan BA, Marinoni O, Eady S, Halog A (2016) Mapping agriculture's impact by combining farm management handbooks, life-cycle assessment and search engine science. *Environ Model Software* 80:54-65. doi:10.1016/j.envsoft.2016.02.020
- Nemecek T, Hayer F, Bonnin E, Carrouee B, Schneider A, Vivier C (2015) Designing eco-efficient crop rotations using life cycle assessment of crop combinations. *Eur J Agron* 65:40-51. doi:10.1016/j.eja.2015.01.005
- Nguyen TTH, Doreau M, Eugene M, Corson MS, Garcia-Launay F, Chesneau G, van der Werf HMG (2013) Effect of farming practices for greenhouse gas mitigation and subsequent alternative land use on environmental impacts of beef cattle production systems. *Animal* 7 (5):860-869. doi:10.1017/s1751731112002200

- Niero M, Ingvordsen CH, Peltonen-Sainio P, Jalli M, Lyngkjaer MF, Hauschild MZ, Jorgensen RB (2015) 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. doi:10.1016/j.agsy.2015.02.007
- Nijhof COP, Huijbregts MAJ, Golsteijn L, van Zelm R (2016) Spatial variability versus parameter uncertainty in freshwater fate and exposure factors of chemicals. *Chemosphere* 149:101-107. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.01.079
- Nitschelm L, Aubin J, Corson MS, Viaud V, Walter C (2016) Spatial differentiation in Life Cycle Assessment (LCA) applied to an agricultural territory: current practices and method development. *J Clean Prod* 112:2472–2484. doi:doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.138
- Nitschelm L, Aubin J, Parnaudeau V, Corson MS, Viaud V, Walter C Relevance of the Spatialized Territorial LCA method to assess environmental impacts: case study of eutrophication in a French catchment. In: *LCA Food*, Dublin, Ireland, 19th – 21st October 2016 in press.
- Nitschelm L, Parnaudeau V, Vertès F, van der Werf HMG, Corson MS, Viaud V, Aubin J, Walter C (submitted) Improving LCA estimations of nitrogen losses during crop rotations at agricultural territory scale.
- Nixon SW (1995) Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41:199-219
- Nordborg M, Cederberg C, Berndes G (2014) Modeling potential freshwater ecotoxicity impacts due to pesticide use in biofuel feedstock production: The cases of maize, rapeseed, salix, soybean, sugar cane, and wheat. *Environ Sci Technol* 48 (19):11379-11388. doi:10.1021/es502497p
- Norris GA (2003) Impact characterization in the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. *Journal of Industrial Ecology* 6 (3-4):79-101. doi:10.1162/108819802766269548
- Noya I, Gonzalez-Garcia S, Bacenetti J, Arroja L, Moreira MT (2015) Comparative life cycle assessment of three representative feed cereals production in the Po Valley (Italy). *J Clean Prod* 99:250-265. doi:10.1016/j.jclepro.2015.03.001
- NU (2009) World Population Prospects. The 2008 Revision. vol Working Paper No. ESA/P/WP.210. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, USA

- Núñez M, Civit B, Munoz P, Arena AP, Rieradevall J, Anton A (2010) Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess* 15 (1):67-78. doi:10.1007/s11367-009-0126-0
- Núñez M, Pfister S, Vargas M, Anton A (2015) Spatial and temporal specific characterisation factors for water use impact assessment in Spain. *Int J Life Cycle Assess* 20 (1):128-138. doi:10.1007/s11367-014-0803-5
- Olson RA (1987) The Use of Fertilizers and Soil Amendments. In: Wolman MG, Fournier FGA (eds) *Land Transformation in Agriculture*. John Wiley & Sons Ltd, New York, USA, p 24
- Owens JW (1997) Life-Cycle Assessment: Constraints on moving from inventory to impact assessment. *Journal of Industrial Ecology* 1 (1):37-49. doi:10.1162/jiec.1997.1.1.37
- Parnaudeau V, Reau R, Dubrulle P (2012) Un outil d'évaluation des fuites d'azote vers l'environnement à l'échelle du système de culture: le logiciel Syst'N. *Innov agron* (21):59-70
- Patouillard L, Bulle C, Margni M (2016a) Ready-to-use and advanced methodologies to prioritise the regionalisation effort in LCA. *Matériaux & Techniques* 104 (1). doi:10.1051/mattech/2016002
- Patouillard L, Bulle C, Margni M (2016b) Ready-to-use and advanced methodologies to prioritise the regionalisation effort in LCA. *Matériaux & Techniques*. doi:10.1051/mattech/2016002
- Payraudeau S, van der Werf HMG (2005) Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agric Ecosyst Environ* 107 (1):1-19. doi:10.1016/j.agee.2004.12.012
- Pérez-Soba M, Petit S, Jones L, Bertrand N, Briquel V, Omodei-Zorini L, Contini C, Helming K, Farrington J, Mossello M, Wascher D, Kienast F, de Groot R (2008) Land use functions — a multifunctionality approach to assess the impact of land use changes on land use sustainability. In: Helming K, Pérez-Soba M, Tabbush P (eds) *Sustainability Impact Assessment of Land Use Changes*. Springer Berlin Heidelberg, pp 375-404. doi:10.1007/978-3-540-78648-1_19
- Perrot T, Rossi N, Menesguen A, Dumas F (2014) Modelling green macroalgal blooms on the coasts of Brittany, France to enhance water quality management. *J Mar Syst* 132:38-53. doi:10.1016/j.jmarsys.2013.12.010

- Pfister S, Bayer P (2014) Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. *J Clean Prod* 73:52-62. doi:10.1016/j.jclepro.2013.11.031
- Pfister S, Koehler A, Hellweg S (2009) Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environ Sci Technol* 43 (11):4098-4104. doi:10.1021/es802423e
- Phong LT, de Boer IJM, Udo HMJ (2011) Life cycle assessment of food production in integrated agriculture-aquaculture systems of the Mekong Delta. *Livestock Science* 139 (1-2):80-90. doi:10.1016/j.livsci.2011.03.015
- Pinsonnault A, Lesage P, Levasseur A, Samson R (2014) Temporal differentiation of background systems in LCA: relevance of adding temporal information in LCI databases. *Int J Life Cycle Assess* 19 (11):1843-1853. doi:10.1007/s11367-014-0783-5
- Posch M, Seppala J, Hettelingh JP, Johansson M, Margni M, Joliet O (2008) The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *Int J Life Cycle Assess* 13 (6):477-486. doi:10.1007/s11367-008-0025-9
- Potting J, Hauschild MZ (2006) Spatial differentiation in life cycle impact assessment - A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *Int J Life Cycle Assess* 11:11-13. doi:10.1065/lca2006.04.005
- Potting J, Schöpp W, Blok K, Hauschild M (1998) Site-dependent Life-Cycle Impact Assessment of acidification. *Journal of Industrial Ecology* 2 (2):63-87. doi:10.1162/jiec.1998.2.2.63
- Pradeleix L, Bellon-Maurel V, Roux P, Philippon O, Bouarfa S Life Cycle Assessment at the regional scale: innovative insights based on the systems approach used for uncertainty characterization. In: 8th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Rennes, France, Saint-Malo, France, 2012. pp 472-477
- Prasuhn V (2006) Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung. Salca-Phosphor. Agroscope, Switzerland
- Prudêncio da Silva V, van der Werf HMG, Soares SR, Corson MS (2014) Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *J Environ Manage* 133 (0):222-231. doi:dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.011

- Queguiner B, Hafsaoui M, Treguer P (1986) Simultaneous uptake of ammonium and nitrate by phytoplankton in coastal ecosystems. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 23 (6):751-757. doi:10.1016/0272-7714(86)90072-7
- Rabalais NN, Turner RE, Diaz RJ, Justic D (2009) Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES J Mar Sci* 66 (7):1528-1537. doi:10.1093/icesjms/fsp047
- Reap J, Roman F, Duncan S, Bras B (2008a) A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 1: goal and scope and inventory analysis. *Int J Life Cycle Assess* 13 (4):290-300. doi:10.1007/s11367-008-0008-x
- Reap J, Roman F, Duncan S, Bras B (2008b) A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: impact assessment and interpretation. *Int J Life Cycle Assess* 13 (5):374-388. doi:10.1007/s11367-008-0009-9
- Redfield AC, Ketchum BH, Richards FA (1963) The influence of organisms on the composition of sea-water. In: Hill M (ed) *The Composition of Sea-Water Comparative and Descriptive Oceanography*, vol 2. Interscience Publishers, New York, USA, pp p 26-77
- Renaud-Gentié C, Burgos S, Benoît M (2014) Choosing the most representative technical management routes within diverse management practices: Application to vineyards in the Loire Valley for environmental and quality assessment. *Eur J Agron* 56 (0):19-36. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2014.03.002>
- RMT fertilisation & environnement. (2014). <http://www.rmt-fertilisationetenvironnement.org/moodle/>. Accessed June 22th 2016
- Roches A, Nemecek T, Gaillard G, Plassmann K, Sim S, King H, Canals LMI (2010) MEXALCA: a modular method for the extrapolation of crop LCA. *Int J Life Cycle Assess* 15 (8):842-854. doi:10.1007/s11367-010-0209-y
- Ross S, Evans D (2002) Excluding site-specific data from the LCA inventory: How this affects Life Cycle impact Assessment. *Int J Life Cycle Assess* 7 (3):141-150. doi:10.1065/lca2002.04.080
- Roy PO, Azevedo LB, Margni M, van Zelm R, Deschenes L, Huijbregts MAJ (2014a) Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale: A systematic analysis of spatial variability and uncertainty. *Sci Total Environ* 500:270-276. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.08.099
- Roy PO, Deschenes L, Margni M (2014b) Uncertainty and spatial variability in characterization factors for aquatic acidification at the global scale. *Int J Life Cycle Assess* 19 (4):882-890. doi:10.1007/s11367-013-0683-0

- Ryther JH, Dunstan WM (1971) Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* (New York, NY) 171 (3975). doi:10.1126/science.171.3975.1008
- 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 (6):1253-1264. doi:10.1007/s11367-013-0577-1
- Saad R, Margni M, Koellner T, Wittstock B, Deschenes L (2011) Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. *Int J Life Cycle Assess* 16 (3):198-211. doi:10.1007/s11367-011-0258-x
- Saad R, Maxime D, Margni M (2012) Regionalized land use impact modelling of milk production in the US. Paper presented at the LCA Food 2012, Saint-Malo, France,
- Salmon-Monviola J, Durand P, Ferchaud F, Oehler F, Sorel L (2012) Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the catchment scale. *Comput Electron Agric* 81:1-13. doi:10.1016/j.compag.2011.10.020
- Salou T, Le Mouél C, van der Werf HMG (2017) Environmental impacts of dairy system intensification: the functional unit matters! *J Clean Prod* 140, Part 2:445-454. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.019>
- Scherer L, Pfister S (2015) Modelling spatially explicit impacts from phosphorus emissions in agriculture. *Int J Life Cycle Assess* 20 (6):785-795. doi:10.1007/s11367-015-0880-0
- Schopp W, Amann M, Cofala J, Heyes C, Klimont Z (1999) Integrated assessment of European air pollution emission control strategies. *Environ Model Software* 14 (1):1-9
- Sebillotte M (1990) Systeme de culture, un concept operatoire pour les agronomes. In: L. Combe DP (ed) *Les systemes de culture. Un Point sur...* INRA, Paris, France, pp 165-196
- Seppälä J, Knuuttila S, Silvo K (2004) Eutrophication of aquatic ecosystems - A new method for calculating the potential contributions of nitrogen and phosphorus. *Int J Life Cycle Assess* 9 (2):90-100. doi:10.1065/lca2004.02.145
- Seppälä J, Melanen M, Mäenpää I, Koskela S, Tenhunen J, Hiltunen M-R (2005) How can the eco-efficiency of a region be measured and monitored? *Journal of Industrial Ecology* 9 (4):117-130. doi:10.1162/108819805775247972
- Shah VP, Ries RJ (2009) A characterization model with spatial and temporal resolution for life cycle impact assessment of photochemical precursors in the United States. *Int J Life Cycle Assess* 14 (4):313-327. doi:10.1007/s11367-009-0084-6

- Sinclair TR, Seligman N (2000) Criteria for publishing papers on crop modeling. *Field Crops Res* 68 (3):165-172. doi:10.1016/s0378-4290(00)00105-2
- Smetana S, Mathys A, Knoch A, Heinz V (2015) Meat alternatives: life cycle assessment of most known meat substitutes. *Int J Life Cycle Assess* 20 (9):1254-1267. doi:10.1007/s11367-015-0931-6
- SOGREAH (2007) Bilan des flux de contaminants entrants sur les sols agricoles de France métropolitaine. ADEME, Angers, France
- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M, de Haan C (2006) *Livestock's long shadow: Environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization, Rome, Italie
- Struijs J, Beusen A, de Zwart D, Huijbregts M (2011) Characterization factors for inland water eutrophication at the damage level in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 16 (1):59-64. doi:10.1007/s11367-010-0232-z
- Sutton MA, Howard CM, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, van Grinsven H, Grizzetti B (2011) *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press, United Kingdom
- Tabata T, Torikai H, Tsurumaki M, Genchi Y, Ukegawa K (2011) Life cycle assessment for co-firing semi-carbonized fuel manufactured using woody biomass with coal: A case study in the central area of Wakayama, Japan. *Renew Sust Energ Rev* 15 (6):2772-2778. doi:10.1016/j.rser.2011.02.042
- Tailleur A, Cohan JP, Laurent F, Lellahi A A simple model to assess nitrate leaching from annual crops for life cycle assessment at different spatial scales. In: Corson MS, van der Werf HMG (eds) *Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012)*, Saint-Malo, France, 1-4 October 2012 2012. INRA, Rennes France, pp 903-904
- Tendall DM, Hellweg S, Pfister S, Huijbregts MAJ, 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 (6):3236-3244. doi:10.1021/es4048686
- Tessum CW, Marshall JD, Hill JD (2012) A spatially and temporally explicit Life Cycle Inventory of air pollutants from gasoline and ethanol in the United States. *Environ Sci Technol* 46 (20):11408-11417. doi:10.1021/es3010514
- Theobald MR, Løfstrøm P, Walker J, Andersen HV, Pedersen P, Vallejo A, Sutton MA (2012) An intercomparison of models used to simulate the short-range atmospheric

- dispersion of agricultural ammonia emissions. *Environ Model Software* 37:90-102.
doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.005>
- Toffoletto L, Bulle C, Godin J, Reid C, Deschenes L (2007) LUCAS - A new LCIA method used for a Canadian-specific context. *Int J Life Cycle Assess* 12 (2):93-102.
doi:10.1065/lca2005.12.242
- Udo de Haes H, Finnveden G, Goedkoop M, Hauschild M, Hertwich E, Hofstetter P, Jolliet O, Klöpffer W, Krewitt W, Lindeijer E, Müller-Wenk R, Olsen S, Pennington D, Potting J, Steen B (2002) *Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice*. SETAC Press, Pensacola, Florida
- Udo de Haes HA, Heijungs R, Suh S, Huppes G (2004) Three strategies to overcome the limitations of Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 8 (3):19-32.
doi:10.1162/1088198042442351
- Urban B, von Haaren C, Kanning H, Krah J, Munack A (2012) Spatially differentiated examination of biodiversity in LCA (Life Cycle Assessment) on national scale exemplified by biofuels. *Landbauforschung* 62 (3):65-75
- van der Werf HMG, Kanyarushoki C, Corson MS (2009) An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *J Environ Manage* 90 (11):3643-3652.
doi:dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.003
- van der Werf HMG, Petit J (2002) Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agric Ecosyst Environ* 93 (1-3):131-145. doi:10.1016/s0167-8809(01)00354-1
- van der Werf HMG, Salou T (2015) Economic value as a functional unit for environmental labelling of food and other consumer products. *J Clean Prod* 94:394-397.
doi:10.1016/j.jclepro.2015.01.077
- van Goethem T, Preiss P, Azevedo LB, Roos J, Friedrich R, Huijbregts MAJ, van Zelm R (2013) European characterization factors for damage to natural vegetation by ozone in life cycle impact assessment. *Atmos Environ* 77:318-324.
doi:10.1016/j.atmosenv.2013.05.009
- van Zelm R, Huijbregts MAJ (2013) Quantifying the Trade-off between Parameter and Model Structure Uncertainty in Life Cycle Impact Assessment. *Environ Sci Technol* 47 (16):9274-9280. doi:10.1021/es305107s
- van Zelm R, Huijbregts MAJ, den Hollander HA, van Jaarsveld HA, Sauter FJ, Struijs J, van Wijnen HJ, de Meent DV (2008) European characterization factors for human health

- damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmos Environ* 42 (3):441-453. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.072
- Velthof GL, Lesschen JP, Webb J, Pietrzak S, Miatkowski Z, Pinto M, Kros J, Oenema O (2014) The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000-2008. *Sci Total Environ* 468:1225-1233. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.04.058
- Verones F, Bartl K, Pfister S, Vilchez RJ, Hellweg S (2012) Modeling the local biodiversity impacts of agricultural water use: Case study of a wetland in the coastal arid area of Peru. *Environ Sci Technol* 46 (9):4966-4974. doi:10.1021/es204155g
- Verones F, Pfister S, Hellweg S (2013) Quantifying area changes of internationally important wetlands due to water consumption in LCA. *Environ Sci Technol* 47 (17):9799-9807. doi:10.1021/es400266v
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman D (1997) Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecol Appl* 7 (3):737-750. doi:10.2307/2269431
- Wegener Sleeswijk A, Heijungs R (2010) GLOBOX: A spatially differentiated global fate, intake and effect model for toxicity assessment in LCA. *Sci Total Environ* 408 (14):2817-2832. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.02.044
- Weidema BP, Bauer C, Hischer R, Mutel C, Nemecek T, Reinhard J, Vadenbo CO, Wernet G (2013) Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. St. Gallen, Switzerland
- Weidema BP, Wesnæs MS (1996) Data quality management for life cycle inventories - an example of using data quality indicators. *J Clean Prod* 4 (3-4):167-174. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)
- Willems HPL, Rotelli MD, Berry DF, Smith EP, Reneau RB, Mostaghimi S (1997) Nitrate removal in riparian wetland soils: Effects of flow rate, temperature, nitrate concentration and soil depth. *Water Res* 31 (4):841-849. doi:10.1016/s0043-1354(96)00315-6
- Yan MJ, Humphreys J, Holden NM (2011) An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *J Environ Manage* 92 (3):372-379. doi:10.1016/j.jenvman.2010.10.025
- Yang J, Chen B (2014) Global warming impact assessment of a crop residue gasification project A dynamic LCA perspective. *Applied Energy* 122:269-279. doi:10.1016/j.apenergy.2014.02.034

- Yang Y (2013) Life cycle freshwater ecotoxicity, human health cancer, and noncancer impacts of corn ethanol and gasoline in the U.S. *J Clean Prod* 53:149-157. doi:10.1016/j.jclepro.2013.04.009
- Yang Y (2016) Toward a more accurate regionalized life cycle inventory. *J Clean Prod* 112:308-315. doi:10.1016/j.jclepro.2015.08.091
- Yi I, Itsubo N, Inaba A, Matsumoto K (2007) Development of the interregional I/O based LCA method considering region-specifics of indirect effects in regional evaluation. *Int J Life Cycle Assess* 12 (6):353-364. doi:10.1065/lca2007.06.339

Annexes

Annexe A : Données supplémentaires du chapitre 3

L'annexe 1 correspond aux données supplémentaires de l'article "Improving LCA estimates of nitrogen emissions during crop rotations at the scale of an agricultural territory" (Nitschelm et al. submitted) soumis au journal *Environmental Science&Technology*.

Figures

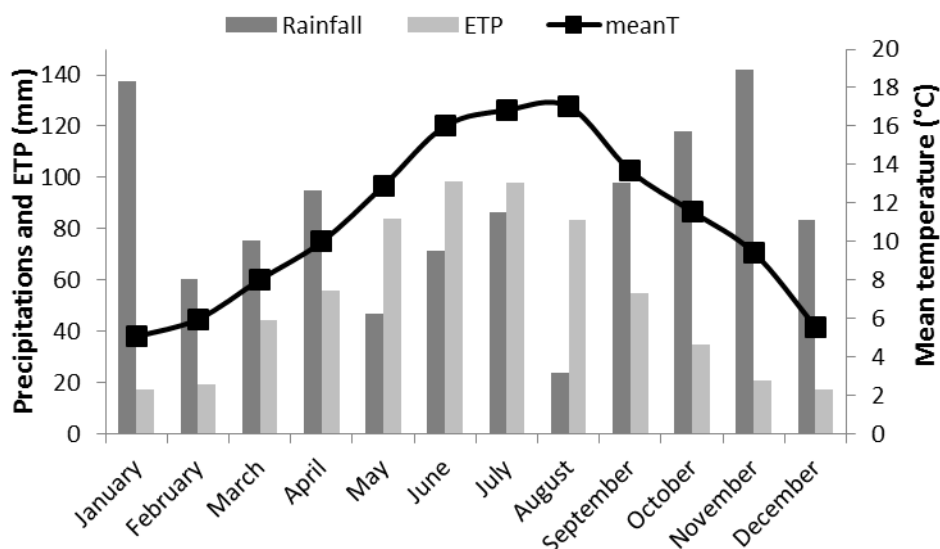


Figure A1. Monthly rainfall, evapotranspiration, and mean temperature (meanT) from September 2008 to August 2009 at the Trémel station, located at the edge of the Lieue de Grève watershed, Brittany, France.

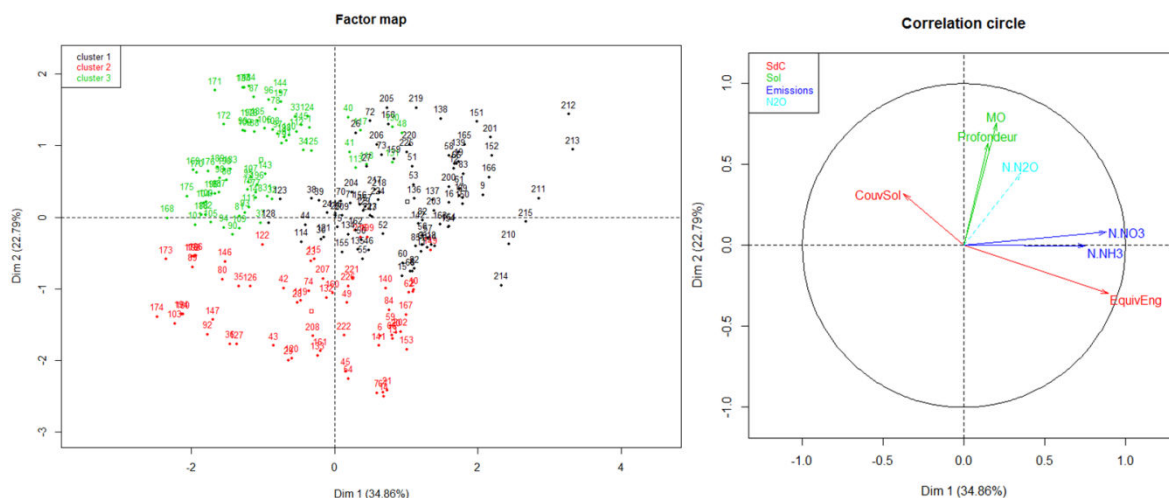


Figure A2. Clustering (multifactorial analysis followed by hierarchical clustering on principal components) of the 35 cropping systems identified in the Lieue de Grève watershed on seven soil types based on cropping system parameters (fertilization equivalent, soil cover during winter), cropping system emissions (NO_3^- and NH_3) and soil properties (depth, soil organic matter). EquivEng: fertilization equivalent in kg N/year; CouvSol: soil cover; MO: soil organic matter content in %; Profondeur: soil depth; N.NO3: NO_3^- leaching in kg N/ha; N.NH3: NH_3 emission to air in kg N/ha.

Tables

Table A1: Characteristics of cropping systems in the Lieue de Grève watershed, Brittany, France. Soil cover indicator is a soil-cover factor (range = 0-1) during the drainage period (mid-October to the end of April) that averages autumn-winter soil-cover factors of each crop in the rotation.

Cropping system	Short name	Rotation duration (years)	Percentage of watershed area	Mineral fertilization (kg N/year)	Organic fertilization (solid) (kg N/year)	Organic fertilization (liquid) (kg N/year)	Fertilization equivalent (kg N/year)	Soil cover indicator
Maize-Cereal	M-C	2	11%	53	66	100	116	30%
Maize-Cereal-Cauliflower	M-C-Cau	3	0.5%	20	0	104	72	40%
Maize-Cereal-Cereal	M-C-C	3	8%	100	53	0	111	23%
Maize-Cereal-Cereal	M-C-C	3	3%	40	0	105	93	23%
Maize-Maize-Cereal	M-M-C	3	5.5%	72	106	0	93	20%
Maize-Cereal-Rapeseed-Cereal	M-C-R-C	4	2%	50	0	91	96	43%
Maize-Rapeseed-Maize-Cereal	M-R-M-C	4	0.1%	26	80	50	67	53%
Maize-Cereal-Cauliflower-Maize-Cereal	M-C-Cau-M-C	5	2.5%	40	62	15	60	44%
Maize-Cereal-Rapeseed-Cereal-Cereal	M-C-R-C-C	5	1%	38	0	122	99	36%
Fertilized mixed grassland	Gm(f)	6	2%	0	83	0	17	92%
Fertilized mixed grassland	Gm(f)	6	5.5%	98 – 107	0	0	103	92%
Fertilized mixed grassland	Gm(f)	6	1%	80	0	72	116	92%
Fertilized mixed grassland-Cereal	Gm(f)-C	6	0.5%	93	0	90	138	77%
Grazed grassland	Gg	6	5.5%	44 – 107	0	0	76	92%
Grazed grassland	Gg	6	1%	0	0	215	108	92%
Grazed grassland-Cereal	Gg-C	6	0.5%	0	0	135	68	77%
Non-fertilized mixed grassland	Gm(nf)	6	15.5%	0	0	0	0	92%
Maize-Cereal-Cereal-Fertilized mixed grassland	M-C-C-Gm(f)	7	2%	80	0	0	80	67%
Maize-Cereal-Cereal-Grazed grassland	M-C-C-Gg	7	1%	34	68	0	48	67%

Maize-Cereal-Cereal-Non-fertilized mixed grassland	M-C-C-Gm(nf)	7	2%	34	0	0	34	67%
Maize-Cereal-Maize-Fertilized mixed grassland	M-C-M-Gm(f)	7	2%	20 – 94	27	0	62	73%
Maize-Cereal-Maize-Grazed grassland	M-C-M-Gg	7	1%	117	27	0	122	73%
Maize-Cereal-Maize-Non-fertilized mixed grassland	M-C-M-Gm(nf)	7	2%	20	27	0	25	73%
Non fertilized mixed grassland-Cereal	Gm(nf)-C	7	0.5%	10	0	16	18	80%
Maize-Cereal-Fertilized mixed grassland	M-C-Gm(f)	8	1%	33	0	0	33	83%
Maize-Cereal-Fertilized mixed grassland	M-C-Gm(f)	8	1%	0	50	0	10	83%
Maize-Cereal-Fertilized mixed grassland	M-C-Gm(f)	8	1%	0	14	31	18	83%
Maize-Cereal-Grazed grassland	M-C-Gg	8	1%	11	57	0	22	83%
Maize-Cereal-Grazed grassland	M-C-Gg	8	1%	0	50	0	10	83%
Maize-Cereal-Grazed grassland	M-C-Gg	8	0.1%	0	14	31	18	83%
Maize-Maize-Maize-Cereal-Fertilized mixed grassland	M-M-M-C-Gm(f)	8	4%	55	46	0	64	58%
Maize-Maize-Maize-Cereal-Grazed grassland	M-M-M-C-Gg	8	4%	55	46	0	64	58%
Maize-Maize-Maize-Cereal-Non-fertilized mixed grassland	M-M-M-C-Gm(nf)	8	7.5%	15	46	0	24	58%
Maize-Cereal-Non-fertilized mixed grassland	M-C-Gm(nf)	9	6%	0 – 11	0	0	6	84%
Rapeseed-Cereal-Grazed grassland	R-C-Gg	9	0.1%	0	12	28	16	84%

Table A2. Basic data extracted from the biophysical description of the seven dominant soil types within the Lieue de Grève watershed and distribution of the 11 main cropping systems on the seven soil types of its agricultural area (AA), as percentage of total area. Soil type codes come from the Soil de Bretagne database (Lemercier et al. 2015). Si: silt; Sa: sand; C: clay. SOM: soil organic matter content after calibration in the Syst’N model (see paragraph 2.2.4.). M: maize preceded by a catch crop, C: winter cereal (i.e., wheat, triticale, barley), Cau: cauliflower, R: rapeseed; Gm: mixed grassland (cut and grazed); Gg: grazed grassland with fertilizers; (nf): non-fertilized, (f): fertilized

Soil type	12013	1108	105	1028	202	402	12033	entire AA
Area (ha)	584	586	505	2005	1521	387	1390	6978
Soil name	Neoluvisol	Brunisol	Brunisol	Neoluvisol	Brunisol	Brunisol	Neoluvisol	-
Texture	SiSaC	SiSaC	SiSaC	SaCSi	SiSaC	SiCSa	CSaSi	-
Depth (cm)	61	65	92	102	121	125	140	-
SOM %	2.4	2.8	2.8	3.3	2.8	3.3	2.4	-
Soil type % AA	8	8	7	29	22	6	20	76
cropping system	% AA	% AA	% AA	% AA	% AA	% AA	% AA	
M-C	0.5	1.2	0.7	0.5	2.3	0.5	1.1	6.8
M-C-C	0.6	-	1.7	1.0	1.8	1.5	1.1	7.7
M-M-C	0.6	0.3	1.3	0.2	1.4	0.6	0.4	4.8
M-C-M-C-Cau	-	-	0.3	0.1	1.8	0.2	-	2.4
M-C-R-C	-	-	0.3	-	0.9	-	0.1	1.3
M-C-Gm	0.9	-	1.9	< 0.01	4.9	0.2	0.4	8.3
M-M-M-C-Gm	0.5	-	12	1.0	3.5	0.6	1.6	8.4
Gm	3.2	3.5	5.7	3.3	7.7	3.2	3.9	30.5
Gg	0.7	0.2	0.8	0.5	1.0	1.0	0.7	4.9
Gm(nf)-C	-	-	0.1	0.1	0.3	-	-	0.5
Gm(f)-C	-	0.1	< 0.01	0.0	0.1	< 0.01	-	0.2

Table A3: Mean NO₃, N₂O and NH₃ emissions estimated by the Syst’N model for each cropping system of the Lieue de Grève watershed. SD: standard deviation. CV: coefficient of variation. M: maize preceded by a catch crop, C: winter cereal (i.e., wheat, triticale, barley), Cau: cauliflower, R: rapeseed; Gm: mixed grassland (cut and grazed); Gg: grazed grassland with fertilizers; (nf): non-fertilized, (f): fertilized

Cropping system	NO ₃			N ₂ O			NH ₃		
	Mean (kg N/ha)	SD (kg N/ha)	CV	Mean (g N/ha)	SD (g N/ha)	CV	Mean (kg N/ha)	SD (kg N/ha)	CV
M-C	61	12	20%	128	19	15%	6	0	0%
M-C-C	49	7	15%	88	18	21%	9	0	1%
M-C-C	51	7	13%	121	25	21%	16	0	0%
M-C-Cau	45	0	0%	110	27	25%	12	0	0%
M-C-M	51	8	15%	103	18	18%	15	0	0%
M-C-R-C	44	8	19%	86	21	24%	10	0	0%
M-R-M-C	44	15	33%	126	3	3%	2	0	0%
M-C-Cau-M-C	73	8	11%	101	15	15%	5	1	13%
M-C-R-C-C	55	8	15%	127	23	18%	15	0	1%
Gg	59	12	20%	87	21	24%	19	6	30%
Gg	73	7	10%	105	19	18%	44	2	4%
Gg-C	47	4	9%	68	24	35%	17	3	17%
Gm(f)	32	7	22%	110	18	16%	10	2	16%
Gm(f)	40	15	37%	83	19	23%	22	2	9%
Gm(f)	62	7	11%	91	18	20%	25	1	5%
Gm(f)-C	46	9	19%	67	18	27%	24	1	5%
Gm(nf)	27	8	28%	69	16	23%	6	1	25%
Gm(nf)-C	29	2	9%	97	11	11%	12	1	9%
M-C-C-Gg	39	7	17%	99	17	17%	9	1	12%
M-C-C-Gm(f)	25	5	22%	82	16	19%	12	1	8%
M-C-C-Gm(nf)	25	5	22%	79	16	20%	7	1	11%
M-C-M-Gg	48	8	16%	97	17	18%	20	2	8%

M-C-M-Gm(f)	35	6	18%	104	16	15%	19	1	5%
M-C-M-Gm(nf)	28	5	19%	86	14	16%	5	1	12%
M-C-Gg	31	5	17%	81	18	22%	8	2	26%
M-C-Gg	36	2	6%	105	4	3%	6	1	11%
M-C-Gg	46	0	0%	99	0	0%	7	0	0%
M-C-Gm(f)	19	6	33%	96	20	20%	9	2	21%
M-C-Gm(f)	21	6	28%	67	17	26%	3	1	31%
M-C-Gm(f)	34	5	16%	100	16	16%	7	1	17%
M-M-M-C-Gg	52	7	13%	92	19	20%	9	1	11%
M-M-M-C-Gm(f)	39	6	16%	91	9	10%	9	2	18%
M-M-M-C-Gm(nf)	39	6	15%	88	17	19%	4	1	14%
M-C-Gm(nf)	25	7	29%	88	18	20%	6	1	26%
R-C-Gg	56	0	0%	97	0	0%	6	0	0%

Table A4. Mean NO_3^- emissions (kg N/ha/yr) for five cropping systems of the Lieue de Grève watershed, estimated by Syst'N, AGRIBALYSE, and Territ'eau models. M: maize preceded by a catch crop, C: winter cereal (i.e., wheat, triticale, barley), Cau: cauliflower, R: rapeseed; Gm: mixed grassland (cut and grazed); Gg: grazed grassland with fertilizers

Cropping system	Mean NO_3^- emissions (kg N/ha/yr)		
	Syst'N	AGRIBALYSE	Territ'eau
M-C	61	28	61
M-C-M-C-Cau	73	23	75
M-C-R-C	44	30	53
Gm	32	16	15
Gg	61	20	65

Annexe B : Données supplémentaires du chapitre 5

L'annexe B correspond aux données supplémentaires de l'article "Assessing environmental impacts of an agricultural territory using Spatialized Territorial LCA" à soumettre au journal *International Journal of Life Cycle Assessment*.

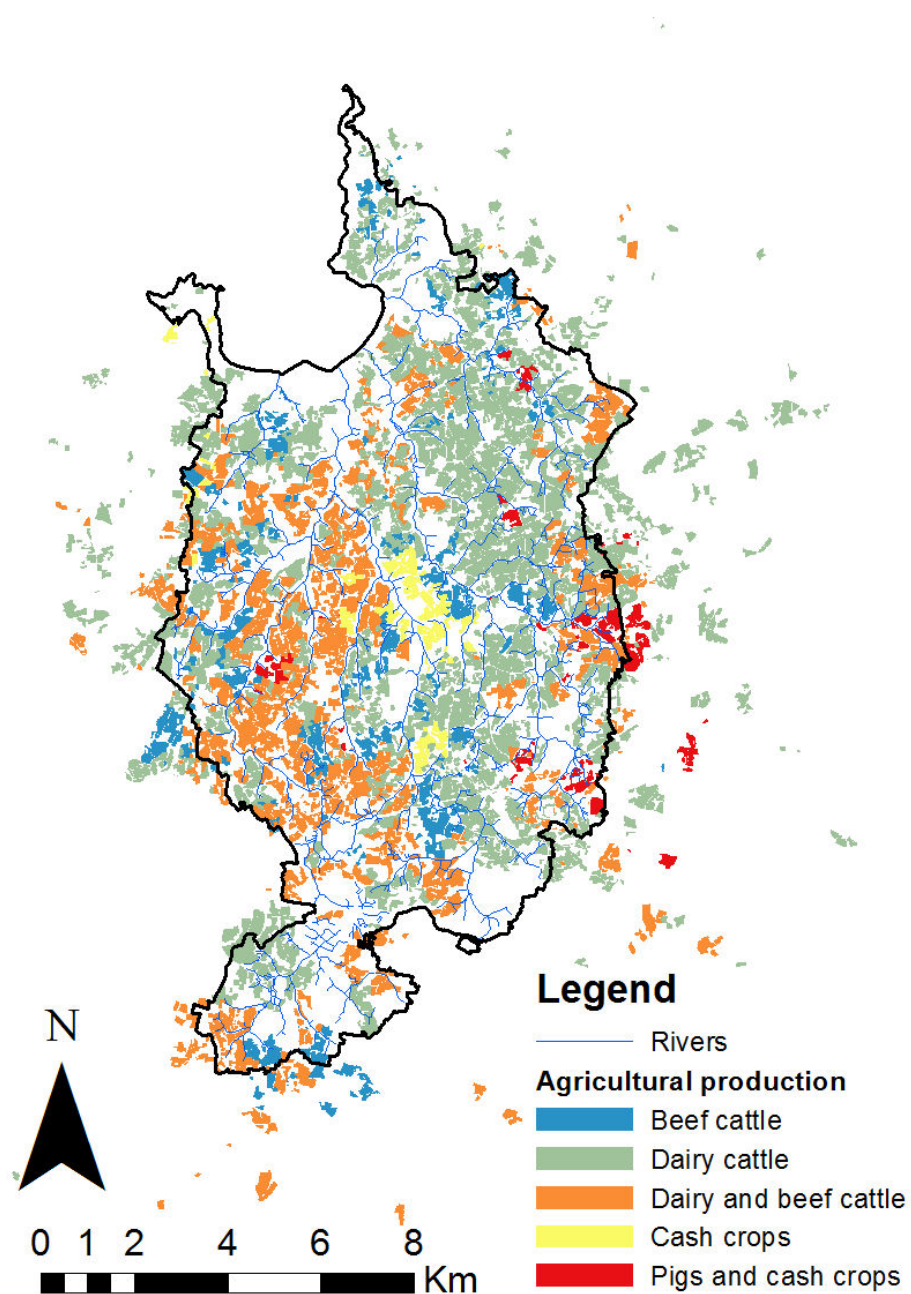


Figure B1: Agricultural production localization in the Lieue de Grève watershed.

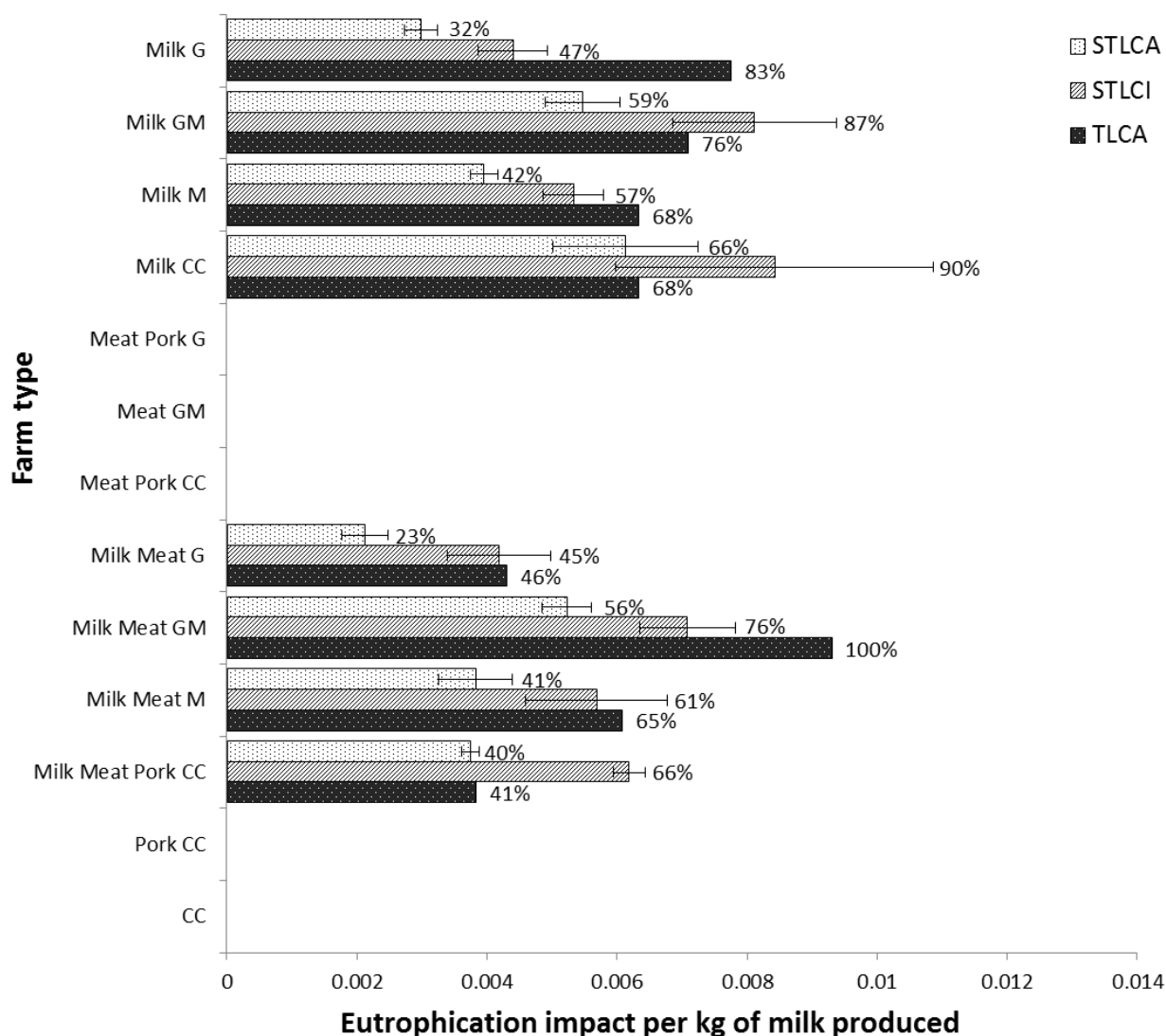


Figure B2: Eutrophication impact (given in $\text{kg PO}_4^{3-} \text{ eq.}$) per kg of milk produced in the “typical farm” of each farm type, estimated according to (1) Territorial LCA (TLCA), (2) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and non-spatialized LCIA (STLCI) and (3) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and LCIA (STLCA). Farms without values did not produce milk. Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars for STLCI and STLCA results correspond to standard deviation from variability arising from soils with lowest and highest rate of NO_3^- leaching (see Chapter 5, see paragraph 3.2.1.). See Table 5.1 for the meanings of farm codes.

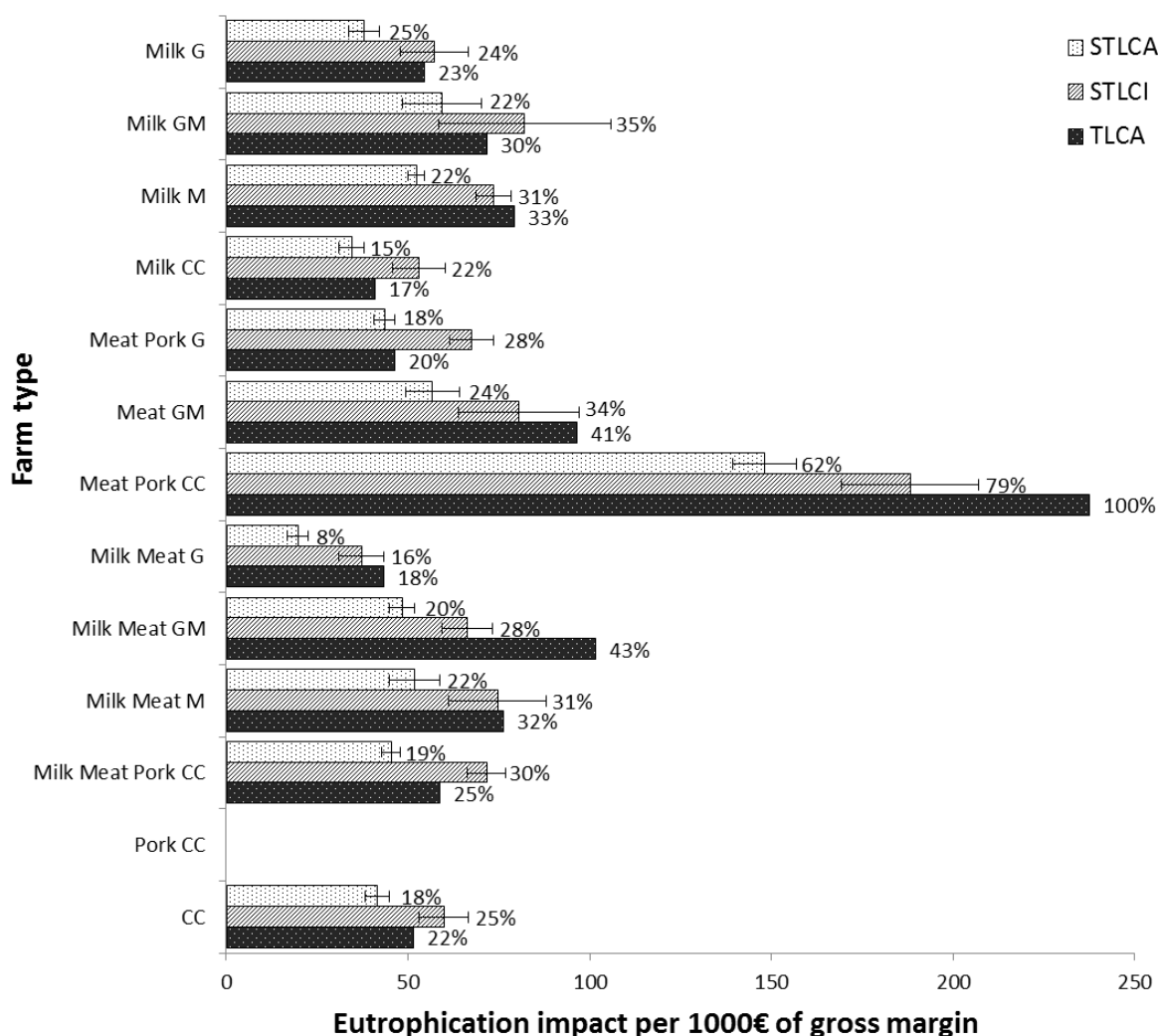


Figure B3: Eutrophication impact (given in kg PO_4^{3-} eq.) per 1000€ of gross margin earned by the “typical farm” of each farm type, estimated according to (1) Territorial LCA (TLCA), (2) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and non-spatialized LCIA (STLCI) and (3) Spatialized Territorial LCA with spatialized LCI and LCIA (STLCA). The Pork CC farm had a negative gross margin. Data labels correspond to relative eutrophication impact normalized as a percentage of maximum impact. Error bars for STLCI and STLCA results correspond to standard deviation from variability arising from soils with lowest and highest rate of NO_3^- leaching (see Chapter 5, paragraph 3.2.1.). See Table 5.1 for the meanings of farm codes.

RÉSUMÉ ABSTRACT

Développement de la méthode analyse du cycle de vie territoriale spatialisée (ACVTS) appliquée à l'agriculture. Cas d'étude des bassins versants de la Lieue de Grève, Bretagne, France.

Les travaux de cette thèse se focalisent sur l'élaboration du cadre méthodologique de l'Analyse du cycle de vie territoriale spatialisée (ACVTS), qui intègre la spatialisation dans le calcul des impacts environnementaux, et son application sur un territoire d'étude dans une optique d'aide à la décision. Elle s'organise autour de : (1) la construction du cadre méthodologique de l'ACVTS ; (2) la spatialisation des émissions azotées ; (3) le développement d'une méthode de caractérisation régionalisée de l'eutrophisation ; (4) la comparaison des résultats d'ACVTS et d'ACV. L'ACVTS permet une évaluation des impacts du territoire plus proches des impacts réels et permet de cartographier émissions et impacts pour l'aide à la décision. Gourmande en temps, données et expertise, elle nécessite de bien définir le questionnement de l'étude.

Mots-clés : analyse du cycle de vie, territoire, spatialisation, agriculture, environnement

Development of the spatialized territorial life cycle assessment (STLCA) method applied to agriculture. Case study of the Lieue de Grève catchment, Brittany, France

This thesis focuses on development of the spatialized territorial life cycle assessment (STLCA) method, which spatializes environmental-impact calculation, and on its application to a case study to help decision making. The thesis is organized into four main chapters: (1) building the STLCA framework, (2) spatializing nitrogen emissions, (3) developing regionalized characterization factors for eutrophication and (4) comparing STLCA and LCA results. STLCA can estimate environmental impacts of a territory that are more similar to real impacts and can map emissions and impacts to help decision making. However, STLCA requires time, data and expertise to be applied; thus, it is necessary to determine its suitability for the goals of a given study before using it.

Keywords: Life cycle assessment, territory, spatialization, agriculture, environment



AGROCAMPUS OUEST • Institut national supérieur des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
65 rue de Saint-Brieuc – CS84215 – F-35042 Rennes Cedex
Tél. : 02 23 48 50 00
www.agrocampus-ouest.fr

