

L'Analyse du Cycle de Vie pour réduire l'impact environnemental de la viticulture biologique

Life Cycle Assessment helps addressing environmental burdens of organic viticulture

C. Renaud-Gentié¹, V. Dieu², M. Thiollet-Scholtsus³, H.M.G. van der Werf⁴, A. Perrin¹ et A. Mérot²

¹ USC 1422 GRAPPE, Univ. Bretagne Loire, Ecole Supérieure d'Agricultures (ESA)-INRA, SFR 4207 QUASAV, 55 rue Rabelais, 49007 Angers, France

² INRA, UMR System 1230, Montpellier, France

³ INRA, UR 0055 Aster, Colmar, France

⁴ INRA SAS, Agrocampus Ouest, Rennes, France

Résumé. Contexte : La viticulture est très exigeante en intrants. La viticulture biologique est souvent considérée comme un système durable, mais elle a des impacts environnementaux. L'analyse du cycle de vie (ACV) permet de discriminer les itinéraires viticoles.

Objectif : Notre article présente et discute l'intérêt de l'ACV pour évaluer, comparer et améliorer les itinéraires viticoles biologiques par une comparaison (i) des inventaires des pratiques, (ii) des inventaires du cycle de vie (ICV) et (iii) des ACV.

Matériel et méthodes : Huit cas ont été étudiés dans trois régions viticoles françaises et deux années. L'ICV et l'ACV ont été calculés, cinq impacts ont été sélectionnés par corrélations (changement climatique, eutrophisation de l'eau douce, écotoxicité terrestre, acidification terrestre, eutrophisation marine).

Résultats et discussion : des différences importantes entre les cas pour les pratiques et les quantités d'intrants ont été observées et l'étude des impacts sur le changement climatique a révélé la hiérarchie d'importance des opérations notamment mécaniques et un classement différent pour des impacts au kg de raisin et à l'ha de vigne.

Les défis de l'ACV sont de mieux prendre en compte le soufre et le cuivre ; enrichir les bases de données sur les engrais organiques ; et construire des indicateurs de biodiversité.

Conclusion : L'ACV est meilleure que les inventaires des pratiques pour évaluer la viticulture biologique.

Mots-clés : évaluation environnementale, viticulture durable, conduite de la vigne, cuivre, carburant, fertilisation.

Abstract. Background: Viticulture is very demanding in inputs. Organic viticulture is often seen as a sustainable system but has also environmental impacts. Life cycle assessment (LCA) is able to discriminate vineyard managements.

Aims: Our study explores the interest of LCA to assess, compare and improve organic vineyard management routes through a comparison of information given by practices inventories, Life Cycle Inventories (LCIs) and LCA. LCA methodological challenges are also discussed.

Material and methods: Eight cases were studied in three French wine regions and two years. LCI and Life Cycle Impact Assessments (LCIAs) were calculated, five impacts were selected by correlation (climate change, fresh water eutrophication, terrestrial ecotoxicity, terrestrial acidification, marine eutrophication).

Results and discussion: Practices and quantity of inputs were contrasted among the cases. The study of impacts on climate change revealed the hierarchy of importance of operations and a different ranking of cases for the functional units Ha and Kg.

The LCIAs showed major differences between cases for some impacts and their drivers. LCIA and LCI permitted to account for the life cycle dimension of the impacts and for the toxicity and persistence of pesticides.

The challenges of organic vineyard LCA are to (i) better consider sulphur and copper, (ii) enrich databases on organic fertilizer, and (iii) build an LCA indicator of biodiversity impact.

Conclusion: LCA is better than practices inventories and LCI to assess organic viticulture.

Keywords: environmental assessment, sustainable viticulture, vineyard management, copper, fuel, fertilisation.

1. Introduction

Les systèmes viticoles comptent parmi les systèmes de culture les plus exigeants en termes de protection des plantes [1] et d'opérations de gestion des sols et de la canopée. La viticulture conventionnelle est pointée du doigt pour son utilisation abondante de pesticides et la viticulture biologique est souvent présentée par les médias comme une solution respectueuse de l'environnement. Cependant, malgré son image verte, la viticulture biologique présente également des impacts environnementaux importants, principalement dus à l'utilisation de cuivre, d'engrais et de carburants. Villanueva-Rey et al. [2] ont montré dans une analyse du cycle de vie (ACV) d'un vignoble espagnol que les contraintes environnementales étaient beaucoup moins lourdes dans un vignoble biodynamique que dans un vignoble conventionnel, car le vignoble biodynamique reposait beaucoup plus sur le travail manuel que sur le vignoble conventionnel. Ce n'est pas le cas de Rouault et al. [3], qui ont observé dans un vignoble du Val de Loire que, dans la même exploitation, le passage à la viticulture biologique augmentait les impacts en raison d'une utilisation accrue de carburant principalement pour la pulvérisation de fongicides. Les fongicides utilisés en viticulture biologique étant facilement lessivables par la pluie, il est nécessaire de traiter la vigne plus souvent lorsque les précipitations sont fréquentes. De plus, le cuivre, utilisé en viticulture biologique comme seul fongicide efficace homologué contre le mildiou, s'accumule dans le sol avec un important potentiel d'écotoxicité [4–6]. L'identification de ces impacts et de leurs causes renseignera les vignerons biologiques sur la manière d'améliorer la gestion de leur vignoble afin d'en réduire les impacts environnementaux.

L'ACV est appliquée à l'agriculture depuis une trentaine d'années [7,8], puis plus tard en viticulture, pour le diagnostic environnemental [9–11] ou la comparaison de systèmes tels que l'agriculture biologique et conventionnelle [2,3]. Il a récemment permis de discriminer des itinéraires de gestion de vignobles contrastés dans une même région [12,13].

Il existe un large consensus sur le fait que, pour la plupart des systèmes de production végétale et animale, l'agriculture biologique a des impacts environnementaux par unité de terre occupée inférieurs à ceux de l'agriculture conventionnelle [14,15]. Toutefois, lorsqu'elle est exprimée par unité de produit, l'agriculture biologique peut générer des émissions de certains polluants plus importantes (ammoniac, nitrates, oxyde nitreux, par exemple) et des valeurs plus élevées pour certains impacts (occupation des sols, eutrophisation, acidification, par exemple) que l'agriculture conventionnelle [14], en raison de ses rendements inférieurs par unité de surface. Cela signifie que le fait de se concentrer uniquement sur une unité fonctionnelle basée sur le produit, comme cela se pratique couramment dans la plupart des études d'ACV, pourrait conduire à des décisions en faveur de l'agriculture conventionnelle, allant à l'encontre d'une réduction des émissions de polluants par unité de terre occupée. Les praticiens de l'ACV semblent souvent oublier que lorsque l'ACV exprime les impacts par unité de produit, elle évalue l'éco-efficacité plutôt que les impacts environnementaux. Globalement, ce dont

nous avons besoin, c'est d'une réduction des impacts environnementaux. Pour l'agriculture, se concentrer sur l'amélioration de l'éco-efficacité tend à favoriser l'intensification (c'est-à-dire l'agriculture conventionnelle par rapport à l'agriculture biologique), ce qui entraîne une augmentation des impacts par unité de surface. L'utilisation à la fois d'unités fonctionnelles basées sur le produit et d'une unité géographique dans les études ACV de l'agriculture fournit une vision plus équilibrée. Les résultats de l'ACV peuvent être difficiles à utiliser pour la prise de décision par les parties prenantes car ils sont constitués de plus de 10 catégories d'impact. Simplifier les résultats tout en préservant leur pertinence est un élément clé pour la communication des résultats aux parties prenantes [16].

Des cahiers des charges ou d'objectifs visant l'amélioration de l'environnement peuvent être basés sur des inventaires de pratiques ou de simples indicateurs de consommation d'intrants, tels que la quantité de cuivre métal appliquée ou l'IFT (indice de fréquence de traitement). Cette étude explore l'intérêt de l'ACV pour l'évaluation et la comparaison de plusieurs itinéraires techniques de production en viticulture biologique. Cette étude examine également les défis méthodologiques qui subsistent pour les ACV de la viticulture biologique. Nous présenterons brièvement i) comment cinq catégories d'impact sur quatorze ont été choisies pour une analyse plus détaillée ii) une comparaison d'un inventaire des pratiques des viticulteurs, de l'inventaire du cycle de vie (ACV) et de l'analyse du cycle de vie (ACV) pour huit cas d'étude iii) des détails des résultats de l'ACV pour les huit cas sur l'impact « changement climatique ». iv) les différences de résultats d'impact de changement climatique en fonction de l'unité fonctionnelle utilisée (par kg et par ha).

2. Matériel et méthodes

2.1. Matériel

Quatre parcelles ont été étudiées pendant deux ans, correspondant à huit cas : deux parcelles dans la vallée de la Loire, une dans la vallée du Rhône et une dans la région Alsace. Deux années contrastées en ce qui concerne les conditions météorologiques et la pression de maladies ont été étudiées pour chaque parcelle. Ces cas sont des situations réelles choisies pour représenter la diversité de la viticulture biologique régionale (Tableau 1).

2.2. Méthodes

2.2.1. Évaluation environnementale

Cette étude porte sur divers itinéraires technique (ITK) – c'est-à-dire la chaîne d'opérations techniques réalisées dans le vignoble en un an – dans différentes situations géographiques et millésimes contrastés. Un ITK comprend deux parties : les opérations de production et les opérations des phases non-productives (effectuées avant et après la période de production du vignoble, comme la plantation ou l'arrachage) [12]. Nous avons considéré pour cette étude les opérations effectuées pendant la phase de production et ajouté la charge environnementale des opérations occasionnelles (non effectuées chaque année) allouées en fonction de leur fréquence. Les unités

Tableau 1. Caractéristiques des opérations de gestion du vignoble de huit cas viticoles biologiques.

Cas d'étude	13ALS	15ALS	10LOI1	12LOI1	10LOI2	12LOI2	13RHO	15RHO
Millésime	2013	2015	2010	2012	2010	2012	2013	2015
Nombre de traitements phytosanitaires	6	6	9	12	10	11	9	8
Nombre d'opérations d'entretien du sol	9	9	11	9	6	5	7	6
Nombre d'autres opérations mécaniques	6	6	6	4	3	2	4	4
Nombre d'heures de travail manuel	77.2	76.7	249	236	296	340	258	290
Rendement en raisins (kg.ha ⁻¹)	11250	11250	3600	5250	2250	2250	3075	8377

fonctionnelles utilisées pour l'étude étaient « un hectare de vignoble producteur de raisin pendant un an » et « un kilogramme de raisin ». Le but de l'ACV était d'évaluer la performance environnementale de L'ITK et la contribution des différentes pratiques à cette performance.

Les ACV nécessitent une quantité importante de données décrivant les opérations effectuées dans le vignoble, les intrants utilisés et les conditions environnementales. La collecte de données pour les inventaires de cycle de vie (ICV) a reposé sur des entretiens avec les viticulteurs, de l'expertise et la littérature. Le ICV inclut les caractéristiques des opérations de gestion du vignoble et des intrants : opérations occasionnelles et opérations non productives ; application de fertilisation et de fongicides ; le type d'opérations de production et les machines et outils utilisés pour la gestion du vignoble. La consommation de carburant par les moteurs et les émissions de combustion de diesel ont été calculées pour chaque opération. L'érosion potentielle de la parcelle a été estimée avec le modèle RUSLE2 [17] pour évaluer les émissions de phosphore [18] et de métaux lourds [19] dans le sol et les eaux de surface. Le logiciel Simapro a été utilisé pour mettre en œuvre l'ACV. La méthode Recipe Midpoint (hiérarchist) V1.12 [20] a été utilisée pour calculer 13 catégories d'impact retenues comme étant pertinentes pour la viticulture [21] : changements climatiques, appauvrissement de la couche d'ozone, acidification terrestre, eutrophisation des eaux douces, eutrophisation marine, formation de particules, oxydant photochimique formation, écotoxicité terrestre, écotoxicité marine, occupation de terres agricoles, épaissement de l'eau, épaissement des métaux, épaissement des ressources fossiles et un 14ème impact, l'écotoxicité en eau douce a été calculée avec USEtoxTM [22].

2.2.2. Sélection de catégories d'impact

Le but de cette étape était de simplifier l'interprétation en se concentrant sur un nombre limité de catégories d'impact, qui fassent sens pour l'évaluation environnementale de la vigne. Les corrélations entre les valeurs d'impact exprimées par hectare de terrain occupé ont été calculées pour identifier des groupes de catégories d'impact présentant le même profil pour toutes les études de cas. Quatorze catégories d'impact ont été analysées. Une table de corrélation a été obtenue avec le logiciel R (version 3.5.0 – package corrplot – méthode de Pearson). Les résultats de l'analyse de corrélation ont été confrontés aux résultats d'un processus de normalisation. Comme défini dans la norme ISO 14044 [23], la normalisation est un moyen de mettre les résultats de l'ACV à la même

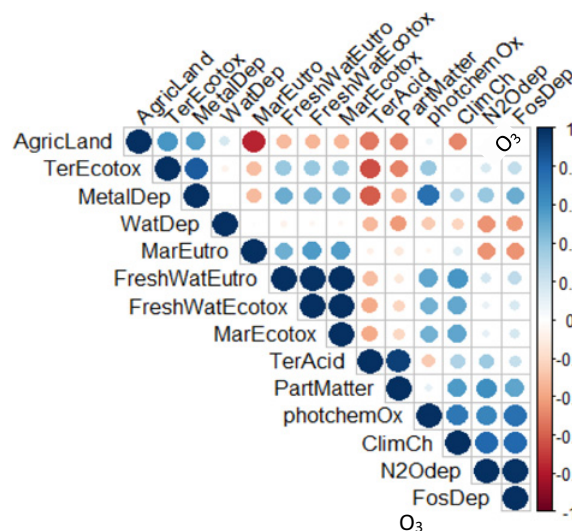


Figure 1. Représentation graphique des corrélations entre les catégories d'impact pour les ACV des huit TMR étudiés (à partir des résultats d'ACV par ha).

échelle, de manière à examiner l'intensité de l'impact sur l'environnement. Chaque résultat d'une ACV a été divisé par l'impact d'un citoyen européen moyen, afin d'identifier les impacts pour lesquels la contribution de la viticulture est importante par rapport à d'autres activités humaines (résultats non présentés ici).

3. Résultats

3.1. Sélection des catégories d'impact sur l'environnement

Certaines des 14 catégories d'impact étaient fortement corrélées (Fig. 1). Cinq groupes d'indicateurs ont été identifiés. Le premier groupe était composé du changement climatique, de la formation d'oxydants photochimiques, de l'appauvrissement de la couche d'ozone et de l'appauvrissement des ressources fossiles. Chacune de ces cinq catégories d'impact est principalement liée à la combustion de carburant par les tracteurs. L'eutrophisation des eaux douces et l'écotoxicité marine étaient étroitement corrélées, car principalement liées aux émissions de fond d'azote du sol. L'écotoxicité terrestre était particulièrement corrélée à l'épuisement des métaux et à l'écotoxicité en eau douce, toutes fortement liées à l'utilisation du cuivre. L'acidification terrestre était corrélée à la formation de particules, à la fois due à l'utilisation de combustible et l'émission d'azote. L'eutrophisation marine

Tableau 2. Inventaire partiel des pratiques montrant l'utilisation par ha des principaux intrants pour les études de cas.

Cas d'étude		13ALS	15ALS	10LOI1	12LOI1	10LOI2	12LOI2	13RHO	15RHO
Quantités de cuivre (Cu) appliqué (kg.ha ⁻¹)		2.1	4.0	1.5	4.5	2.2	1.4	1.8	1.4
Quantités de soufre appliqué (kg.ha ⁻¹)		24.5	69.3	40	51.2	36.5	50.7	84.8	83.1
Tracteur h.ha ⁻¹		39	39	51	45.3	11.7	33.4	19.6	17.6
Fertilisation	Total kg.ha ⁻¹	0	0	0	0	550	200	600	400
	N					6 %	6 %	5 %	5 %
	P ₂ O ₅					4 %	4 %	5 %	5 %
	K ₂ O					10 %	10 %	8 %	8 %

Tableau 3. Inventaire partiel du cycle de vie montrant les émissions directes estimées sur le terrain de polluants clés résultant d'opérations de gestion de vignoble par hectare pour les études de cas.

substance	unité	13ALS	15ALS	10LOI1	12LOI1	10LOI2	12LOI2	13RHO	15RHO
Cd	mg.ha ⁻¹	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	72.3	48.2
Cu	kg.ha ⁻¹	2.1	4.0	1.5	4.5	2.2	1.4	1.8	1.4
Zn	g.ha ⁻¹	1.7	1.7	120.8	0.0	73.4	33.6	14.2	9.5
Pb	mg.ha ⁻¹	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	89.7	59.8
Ni	mg.ha ⁻¹	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	380.6	253.8
Cr	mg.ha ⁻¹	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	869.1	579.4
Hg	mg.ha ⁻¹	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.1	3.4
P	mg.ha ⁻¹	0.0	0.0	0.0	0.0	360.0	122.0	5.1	3.4
HC	g.ha ⁻¹	621	921	675	668	548	3872	685	607
Nox	kg.ha ⁻¹	9.8	14.9	9.3	8.7	7.5	64.0	8.9	8.0
CO	kg.ha ⁻¹	1.3	2.1	1.4	1.1	1.0	9.7	1.1	1.0

était relativement indépendante des autres indicateurs d'impact.

De plus, la normalisation (résultats non montrés) a montré que 11 indicateurs sur 14 (changement climatique, acidification terrestre, eutrophisation des eaux douces, eutrophisation marine, oxydants photochimiques, particules, écotoxicité terrestre, écotoxicité des eaux douces, écotoxicité marine, épuisement des métaux et épuisement des fossiles) dépassaient la valeur pour une personne européenne moyenne pour ces indicateurs. Ils sont donc considérés comme pertinents pour ce travail.

Sur la base de la normalisation et des corrélations, nous avons conservé les indicateurs les plus significatifs pour la viticulture biologique pour chaque cluster. La fiabilité de l'indicateur de changement climatique et la préoccupation relative à cet impact étant élevées, nous avons retenu cet indicateur plutôt que l'oxydation photochimique, l'appauvrissement de la couche d'ozone ou l'appauvrissement en fossiles. L'eutrophisation des eaux douces était plus pertinente que l'écotoxicité en milieu marin pour analyser l'impact des émissions des stocks de sol liées à l'érosion des sols ; l'écotoxicité terrestre était intéressante pour mieux comprendre les conséquences environnementales de l'application du cuivre pour la lutte anti-fongique. L'acidification terrestre nous a permis d'analyser l'influence de la fertilisation et de la consommation de carburant.

3.2. Inventaire des pratiques, LCI et comparaison ACV

3.2.1. Inventaire des pratiques

L'inventaire des opérations et des intrants a montré des pratiques et des quantités d'intrants contrastées entre les cas. (Tableau 2). L'utilisation du cuivre métal variait de 1,4 (15RHO et 12LOI2) à 4.5 kg ha⁻¹ an⁻¹ (12LOI1), tandis que le soufre était utilisé à des taux variant de 24.5 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour 13ALS à 84.8 kg ha⁻¹-an 13RHO (Tableau 2). L'utilisation du tracteur était presque cinq fois plus élevée pour 10LOI1 que pour 10LOI2. Enfin, la moitié des cas n'étaient pas fertilisés et l'autre moitié recevait une fertilisation organique. Compte tenu des niveaux de tous les intrants, aucune tendance claire ne nous a permis de classer les cas d'utilisation des intrants, à l'exception du fait que 13ALS indique une faible utilisation globale des intrants. Il semble donc difficile d'utiliser le niveau d'utilisation des intrants comme indicateur potentiel de la performance environnementale de la gestion du vignoble.

3.2.2. Inventaire du cycle de vie

L'ICV fournit des données sur la consommation de ressources et les émissions d'un grand nombre de substances pertinentes pour l'environnement (Tableau 3), estimées à l'aide de modèles. Les estimations effectuées

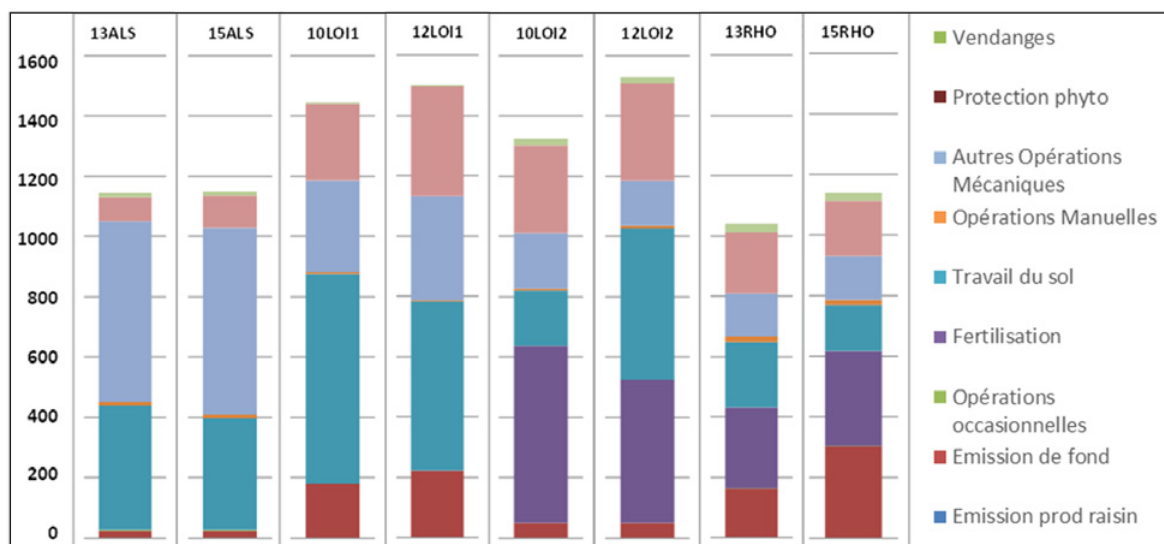


Figure 2. Contributions des pratiques aux résultats de l'ACV pour l'impact potentiel du réchauffement climatique, exprimées par hectare de terre cultivée.

par ces modèles prennent en compte notamment la nature des substances actives et des engrais, le mode d'application, le stade de développement de la culture et l'absorption d'éléments nutritifs, le type de sol, les conditions climatiques, ainsi que les émissions de fond d'azote, de phosphore ou de métaux lourds. Les données d'ICV, en outre, prennent en compte la dimension du cycle de vie en incluant les flux associés aux intrants agricoles tels que l'extraction du cuivre ou la fabrication et le transport de fongicides. En conséquence, un inventaire du cycle de vie fournit des informations plus pertinentes pour l'évaluation de la performance environnementale d'un vignoble qu'un inventaire des pratiques. Cependant, étant donné le grand nombre de ressources utilisées et de substances émises prises en compte dans une ICV (dont seule une petite fraction est représentée dans le Tableau 3), il est encore plus difficile de classer les cas en ce qui concerne les données d'ICV que de les classer en fonction de l'utilisation des intrants.

3.2.3. Évaluation de l'impact du cycle de vie

L'évaluation de l'impact du cycle de vie (AICV) implique une agrégation partielle des données de l'ICV en un nombre limité d'indicateurs d'impact. De plus, notre analyse de corrélation nous a permis de nous concentrer sur cinq impacts clés. Ainsi, l'AICV est bien plus appropriée que les inventaires de pratiques et les inventaires de cycle de vie pour l'évaluation de la performance environnementale des vignobles.

Les résultats de AICV ont montré des différences majeures entre les cas pour certains impacts et leurs facteurs. Par rapport aux informations fournies par l'inventaire du cycle de vie, le AICV permet, comme l'ICV, de prendre en compte la dimension des impacts du cycle de vie, ainsi que la toxicité et la persistance des principes actifs des pesticides. Les pratiques clés à améliorer peuvent être identifiées pour les différents cas à partir de l'analyse des résultats de l'ACV. Pour l'impact du changement climatique (Fig. 2), les ITK ont été comparés et les contributions de chaque pratique sont identifiées. 12LOI1 et 12LOI2 présentaient les impacts

les plus importants, suivis de 10LOI1 et 10LOI2. Les principaux contributeurs pour la plupart des cas sont l'entretien des sols (14 à 48 %, moyenne 29 %), les autres opérations mécaniques (10 à 54 %, moyenne 25 %), la fertilisation (0 à 45 %, moyenne 16 %) et pour les parcelles fertilisées. 32 %) et la pulvérisation de pesticides (7 à 24 %, moyenne 17 %). Les principaux contributeurs varient en fonction de la parcelle étudiée et sont assez stables d'une année à l'autre. Les émissions de fond de composés azotés provenant du stockage du sol ont contribué dans des proportions différentes selon le type de climat et d'entretien du sol (2 à 27 %, moyenne 10 %). Les opérations manuelles, même si elles sont importantes en termes de temps passé, ont très peu contribué à l'impact du changement climatique (0.3 à 2 %, moyenne 1 %) ; Elles comprenaient le transport des travailleurs de la ferme à la parcelle (hypothèse de 1 km) et la consommation d'énergie du sécateur électrique. Les émissions de métaux lourds et de phosphore dues à l'érosion ne contribuent pas au changement climatique.

Nous avons comparé les résultats de l'ACV entre les deux unités fonctionnelles (Fig. 3) pour la catégorie d'impact « changement climatique ». Le coefficient de corrélation de 0.405 montre que la correspondance n'est pas directe en raison de la variation de rendement entre les cas. Le classement des cas est modifié par le changement d'unité fonctionnelle. 12LOI1 montre l'impact le plus élevé par ha et par kg.

4. Discussion

Les inventaires de pratiques donnent un aperçu des pratiques de conduite du vignoble, ainsi que du niveau et du type d'utilisation des intrants. Ils donnent ainsi un aperçu du niveau d'intensification de la gestion des cultures. Toutefois, il a été difficile de classer les cas de gestion de vignobles en fonction de leur inventaire des pratiques, car le lien entre les pratiques et l'utilisation des intrants, d'une part, et la performance environnementale, d'autre part, n'est pas évident. Ce lien dépend beaucoup des émissions de substances polluantes, qui sont affectées par de nombreux facteurs autres que les

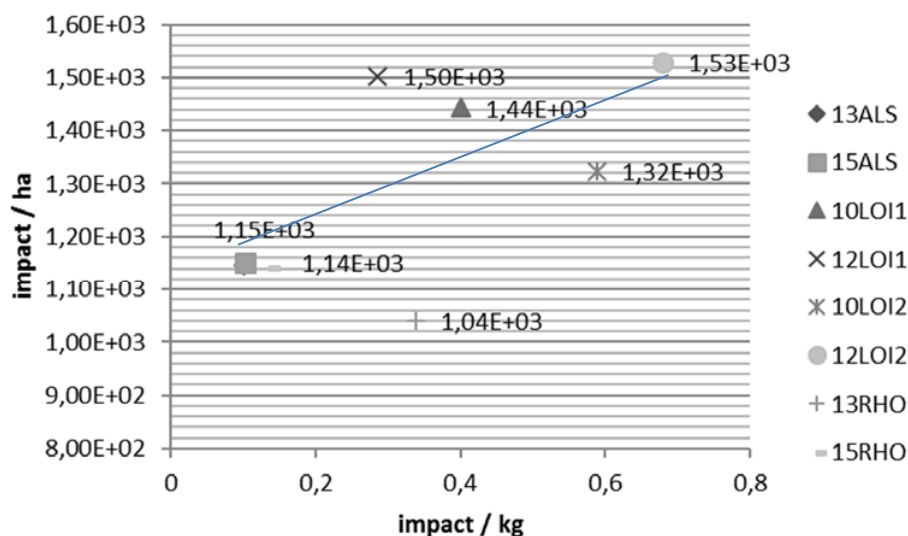


Figure 3. Corrélation des résultats de l'ACV en deux unités fonctionnelles : 1 ha de vignoble et 1 kg de raisin pour l'impact changement climatique.

pratiques de gestion et le type et le niveau d'utilisation des intrants.

Les inventaires de cycle de vie fournissent des données sur la consommation de ressources et les émissions d'un grand nombre de substances pertinentes pour l'environnement. Ces informations sont plus pertinentes du point de vue de l'environnement pour l'évaluation des performances environnementales, mais étant donné le grand nombre de ressources et de substances polluantes impliquées, il s'avère difficile d'obtenir une vue synthétique de la performance environnementale des cas de gestion de vignoble étudiés ici.

Les résultats de AICV agrègent les données d'ICV en un nombre limité d'indicateurs d'impact. Notre analyse de corrélation nous a permis de réduire cela à un ensemble de cinq indicateurs d'impact clés. En raison de la taille limitée de cet article, nous avons présenté les résultats pour l'un de ces indicateurs uniquement. Les résultats concernant l'impact du changement climatique ont permis un classement clair des études de cas. Une analyse de contribution nous a également permis de quantifier l'importance relative des différentes opérations et émissions de fond par rapport à l'impact global.

Cette étude démontre donc que l'ACV est un outil précieux pour évaluer les impacts environnementaux des systèmes de production viticole. Cela permet de mettre en évidence l'effet de chaque pratique sur la performance environnementale de l'ITK.

Les résultats par kg et par ha ont conduit à un classement différent, en raison des variations de rendement entre les sites et entre les années, ce qui augmente la variabilité de l'impact lorsqu'il est comptabilisé par kg de raisin [24] et cette variabilité est constatée en général dans l'agriculture [25]. Par rapport à l'agriculture conventionnelle, les rendements en agriculture biologique sont inférieurs de 20 à 25 % en moyenne [26,27]. Dans ce contexte, l'unité fonctionnelle (UF) par kilogramme de produit désavantage systématiquement les systèmes biologiques. Même si cette baisse n'est pas toujours constatée en viticulture [28], l'unité par kg ne devrait pas être la seule UF dans les comparaisons biologique / conventionnel.

Pour ces raisons et étant donné que le choix des pratiques est motivé par les producteurs sur la base de calculs des intrants ou de l'utilisation des machines par hectare de vignoble, nous conseillons alors d'utiliser l'UF par hectare dans le contexte d'une meilleure aide à la décision des changements de pratiques dans les vignobles. Les résultats par kg de raisin sont toutefois utiles pour sensibiliser les producteurs à l'effet du rendement sur la performance environnementale de leur vin.

Quelques améliorations sont encore nécessaires en ACV pour une meilleure évaluation de la viticulture biologique :

Les principaux défis de l'ACV en viticulture biologique concernent la quantification des impacts du soufre et une meilleure modélisation du devenir du cuivre dans le sol pour une meilleure précision de l'évaluation de l'impact. L'évaluation des pesticides reste un aspect délicat en l'ACV [29]. Des projets de recherche en cours, tels que OLCA-Pest, fourniront bientôt une meilleure modélisation des émissions et une meilleure évaluation de l'impact des substances actives conventionnelles, même si la comptabilisation des métabolites de dégradation des pesticides restera pour l'instant impossible. Les évolutions récentes de l'évaluation de l'impact des composés cupriques [4] permettront d'obtenir des résultats plus précis ; Cependant, le devenir des composés du cuivre et du soufre dans le sol est très complexe et n'est pas encore modélisé dans l'ACV. En ce qui concerne la comparaison biologique / conventionnel, les différences de i) dynamique temporelle des impacts entre des substances très persistantes telles que le cuivre et des substances utilisées en viticulture conventionnelle à dégradation rapide en métabolites, qui ne sont par ailleurs pas évalués en ACV et ii) définition spatiale de ce que sont la nature (qui reçoit les impacts) et la technosphère (le lieu de l'activité où aucun impact n'est compté) pour les métaux lourds tels que le cuivre et les pesticides conventionnels. Cela provoque des distorsions dans les comparaisons et peut désavantager les systèmes biologiques artificiellement pour les catégories d'impact de la toxicité. Pour cette raison, nous recommandons d'être prudent dans l'interprétation des catégories

d'impacts de toxicité dans les comparaisons conventionnel/biologiques.

Une catégorie d'impact sur la qualité du sol permettrait de mieux prendre en compte les effets attendus de l'agriculture biologique sur la fertilité et la vie du sol.

En outre, toutes les données sur la fabrication d'engrais organiques ne sont pas disponibles pour le large panel d'engrais organiques utilisés. Des projets de recherche en cours pourraient bientôt améliorer ces modèles.

Enfin, il n'existe pas d'indicateur d'ACV sur la biodiversité qui soit sensible aux variations de pratiques, adapté au contexte viticole français [30]. Cependant, les catégories d'impact d'écotoxicité des ACV traduisent une partie de la pression exercée sur les écosystèmes.

5. Conclusion

L'ACV permet une évaluation pertinente, même si perfectible des impacts et des charges de la viticulture biologique. Nos résultats ont exploré l'intérêt de l'utilisation de l'ACV et ses limites méthodologiques pour évaluer la viticulture biologique. Les résultats de l'ACV reflètent des variations de pratiques mais, comparés aux inventaires de pratiques, permettent de prendre en compte les impacts inhérents aux intrants et aux machines tout au long de leur cycle de vie, ainsi que l'effet du sol et du climat sur les émissions de polluants dépendant du site. Nos résultats ont montré que l'ACV est meilleure que les inventaires de pratiques ou l'ICV pour évaluer la viticulture biologique.

Ces travaux sont issus des projets Vibrato (financement INRA) et ACVBio (financement ADEME) ; les auteurs remercient les financeurs, les viticulteurs qui ont fourni les données sur leurs itinéraires techniques, et A. Rouault, S. Julien, A. Perrin, F. Ajem, Z. Bibes et N.Oumarou-Koura.

Références

- [1] J.-N. Aubertot, J.-M. Barbier, A. Carpentier, J.-J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini, M. Voltz, and (éditeurs), (Eds.), Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux, Rapport d'Expertise scientifique collective (2005)
- [2] P. Villanueva-Rey, I. Vázquez-Rowe, M.T. Moreira, G. Feijoo, *J. Clean. Prod.* **65**, 330 (2014)
- [3] A. Rouault, S. Beauchet, C. Renaud-Gentie, F. Jourjon, *OENO One* **50** (2016)
- [4] N. Peña, A. Antón, A. Kamilaris, P. Fantke, *Sci. Total Environ.* **796**, 616 (2018)
- [5] K.A. Mackie, T. Müller, E. Kandeler, *Environ. Pollut.* **167**, 16 (2012)
- [6] H.-Y. Lai, K.-W. Juang, B.-C. Chen, *Soil Sci. Plant Nutr.* **56**, 601 (2010)
- [7] K. Hayashi, G. Gaillard, and T. Nemecek, *Food Fertilizer Technol. Center, Taipei* **98** (2006)
- [8] H.M.G. van der Werf, T. Garnett, M.S. Corson, K. Hayashi, D. Huisingh, C. Cederberg, *J. Clean. Prod.* **73**, 1 (2014)
- [9] C. Renaud-Gentié, T. Dijkman, A. Bjørn, M. Birkved, *Int. J. Life Cycle Ass.* **1** (2015)
- [10] I. Vázquez-Rowe, P. Villanueva-Rey, M. Otero, M.T.M.G. Feijoo, *LCA Food* (San Francisco, 2014)
- [11] V. Bellon-Maurel, G.M. Peters, S. Clermidy, G. Frizarin, C. Sinfort, H. Ojeda, P. Roux, M.D. Short, *J. Clean. Prod.* (2014)
- [12] C. Renaud-Gentié, in *Unité de recherche Grappe, Groupe ESA, Vol. PhD, Université Nantes Angers Le Mans, L'UNAM, Angers* (2015), p. 250
- [13] S. Beauchet, A. Rouault, M. Thiollet-Scholtus, M. Renouf, F. Jourjon, C. Renaud-Gentié, *Int. J. Life Cycle Ass.* (2018)
- [14] H.L. Tuomisto, I.D. Hodge, P. Riordan, D.W. Macdonald, *J. Environ. Manage.* **112**, 309 (2012)
- [15] M.S. Meier, F. Stoessel, N. Jungbluth, R. Juraske, C. Schader, M. Stolze, *J. Environ. Manage.* **149** 193 (2015)
- [16] L. Guérin-Schneider, M. Tsanga-Tabi, P. Roux, L. Catel, Y. Biard, *J. Clean. Prod.* **187** 1057 (2018)
- [17] G. R. Foster (A.R.S. USDA, ed.), *USDA* (Washington D.C., 2005), p. 286
- [18] R. Frischknecht, N. Jungbluth, H. Althaus, C. Bauer, G. Doka, R. Dones, R. Hischier, S. Hellweg, S. Humbert, T. Köllner, *Ecoinvent Rep.* **3** (2007)
- [19] R. Freiermuth, *Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART)*, (2006), p. 28
- [20] M. Goedkoop, R. Heijungs, M. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs, and R. Van Zelm, *A Report to the Netherlands Ministry of Housing (Spatial Planning and the Environment, VROM, 2009)*
- [21] S. Beauchet, A. Rouault, M. Thiollet-Scholtus, M. Renouf, F. Jourjon, C. Renaud-Gentié, *Int. J. Life Cycle Ass.* **24**, 253 (2019)
- [22] R. Rosenbaum, T. Bachmann, L. Gold, M.J. Huijbregts, O. Jolliet, R. Juraske, A. Koehler, H. Larsen, M. MacLeod, M. Margni, T. McKone, J. Payet, M. Schuhmacher, D. Meent, M. Hauschild, *Int. J. Life Cycle Ass.* **13**, 532 (2008)
- [23] ISO, *International Organisation for Standardization*, Geneva, Switzerland (2006)
- [24] C. Renaud-Gentié, V. Dieu, M. Thiollet-Scholtus, and A. Mérot, *Int. J. Life Cycle Assessment* (submitted)
- [25] O. Chloupek, P. Hrstkova, P. Schweigert, *Field Crops Res.* **85**, 167 (2004)
- [26] V. Seufert, N. Ramankutty, J.A. Foley, *Nat.* **485**, 229 (2012)
- [27] T. de Ponti, B. Rijk, M.K. van Ittersum, *Agric. Syst.* **108**, 1 (2012)
- [28] N. Okur, H.H. Kayikcioglu, F. Ates, B. Yagmur, *Biol. Agric. Horticulture* **32**, 73 (2016)
- [29] P. Fantke, in *Assessing the environmental impact of agriculture p.* (2019)
- [30] B. Koch, P. Jeanneret, D. Baumgartner, T. Walter, G. Gaillard, In *7th Int. Conf. on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector* (Bari, 2010), p. 34