



HAL
open science

Vers une plateforme d'évaluation environnementale (de durabilité) basée sur l'ACV : étude des besoins au sein du réseau ECOSD et prototype de couplage ACV-SIG Synthèse détaillée étude de cas

Lynda Aissani, Samuel Le Féon, F. Giraud, Thierry Bioteau, F. Laurent

► To cite this version:

Lynda Aissani, Samuel Le Féon, F. Giraud, Thierry Bioteau, F. Laurent. Vers une plateforme d'évaluation environnementale (de durabilité) basée sur l'ACV : étude des besoins au sein du réseau ECOSD et prototype de couplage ACV-SIG Synthèse détaillée étude de cas. [Rapport de recherche] irstea. 2016, pp.23. hal-02605698

HAL Id: hal-02605698

<https://hal.inrae.fr/hal-02605698>

Submitted on 16 May 2020

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.

ECOSD – PRC 14.1 – Vers une plateforme d'évaluation environnementale (de durabilité) basée sur l'ACV : étude des besoins au sein du réseau ECOSD et prototype de couplage ACV-SIG

[Annexe 3: D4.1 Synthèse détaillée étude de cas](#)

Contenu

Annexe 3: D4.1 Synthèse détaillée étude de cas.....	1
D4.1. Couplage ACV-SIG pour l'évaluation de l'impact eutrophisation d'une filière de méthanisation territorial.....	1
Proposition d'une approche ex-post pour l'élaboration d'un facteur de sensibilité spatialisé à l'eutrophisation.....	2
Proposition méthodologique pour la caractérisation de l'impact eutrophisation.....	3
Application à l'ACV d'une filière de méthanisation territoriale.....	13
Références	20

[D4.1. Couplage ACV-SIG pour l'évaluation de l'impact eutrophisation d'une filière de méthanisation territorial.](#)

Dans le cadre de la thèse en dispositif de Faustine Laurent (hors du cadre du présent projet, Space Recovery), des premiers travaux de contextualisation de l'ACV ont été menés et appliqués à l'évaluation environnementale d'une filière de méthanisation territoriale. Ces travaux ont notamment permis la prise en compte du territoire et donc l'intégration d'une différenciation spatiale dans les deux premières étapes de l'ACV : (i) définition de l'objectif et du champ de l'étude et (ii) inventaire du cycle de vie. La propagation de cette différenciation spatiale n'a pas pu être étendue aux deux autres étapes de l'ACV que sont l'évaluation des impacts et l'interprétation des résultats. Ce manque a d'ailleurs été mis en évidence puisque les résultats d'une évaluation des impacts non spatialisées montraient un impact fort en eutrophisation et en acidification (*Figure 1*).

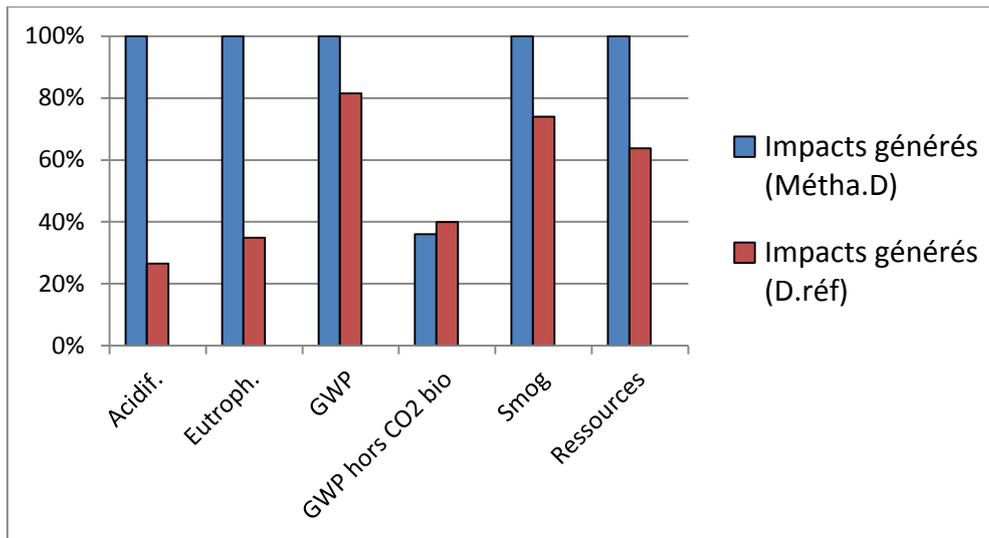


Figure 1: Exemple de résultats ACV de deux scénarios de traitement de déchets sur le territoire de la Carene (issu des travaux de thèse de Faustine Laurent)

Légende : Métha.D : scénario de méthanisation territoriale ; D.réf. : scénario prospectif pour les déchets des gros producteurs et pratiques actuels de gestion pour les autres substrats ; comparés selon l'unité fonctionnelle : Gérer 14 643 tonnes de Déchets et résidus organiques dont 1 508 tonnes de biodéchets issus de gros producteurs du territoire)

Il s'agit de deux catégories d'impacts régionaux/locaux dont l'occurrence et l'intensité dépendent des caractéristiques du milieu impacté. La considération de la sensibilité du territoire à ces impacts aurait permis une évaluation plus fine et plus facilement exploitable en termes d'aide à la décision. Dès lors, nous avons choisi de développer et d'expérimenter pour la catégorie d'impact eutrophisation une méthode d'évaluation spatialisée. Une fois cette méthode développée, elle est appliquée au cas d'étude réalisé lors de la thèse de Faustine Laurent afin de mener sur l'ensemble des étapes de l'ACV la propagation de la différenciation spatiale comme proposée par le cadre conceptuel du continuum.

Proposition d'une approche ex-post pour l'élaboration d'un facteur de sensibilité spatialisé à l'eutrophisation

Le phénomène d'eutrophisation correspond à une augmentation inhabituelle de biomasse produite dans un écosystème aquatique. Cette augmentation est due à la combinaison de différents processus biologiques, physiques et chimiques qui interagissent entre eux dans un écosystème aquatique. La hiérarchisation entre les procédés et les paramètres impliqués dans l'eutrophisation est un non-sens du fait de la nécessité de combinaison entre augmentation de la concentration en nutriments et conditions favorables (Le Gall, 2012). Des modèles génériques existent mais leur paramétrisation doit être spécifique au site afin de précisément prévoir et quantifier un tel impact local qu'est l'eutrophisation. Cependant, s'il est difficile de prédire cet impact local, certains symptômes de ce phénomène peuvent être monitorés (Caspers, 1984). En effet, le phénomène d'eutrophisation fait l'objet d'une surveillance grâce notamment au suivi des mesures de concentration en pigments photosynthétiques dans les masses d'eau et également grâce au suivi d'autres paramètres comme le pH, le ratio d'oxygène,... C'est par exemple le cas dans le Languedoc Roussillon avec la création d'une surveillance du lagon en ce qui concerne la croissance de macrophytes et la qualité de la colonne d'eau. Un autre exemple est la création d'un programme de surveillance Sud-Africain (National Eutrophication Monitoring Program in South Africa) relatif à la concentration en pigments photosynthétiques sur plus de 80 stations de mesures (<https://www.dwa.gov.za/iwqs/eutrophication/NEMP/>).

Ces types de monitoring existent donc et peuvent être utilisés pour construire une méthodologie d'évaluation spatialisée du potentiel d'eutrophisation en ACV. En ACV, le principal objectif du calcul d'un potentiel d'eutrophisation spatialement distribué est de permettre la différenciation de milieux dont la sensibilité à l'eutrophisation est différente. Dans l'objectif d'atteindre ce but, nous proposons une approche simple pour considérer la différenciation spatiale dans le calcul du potentiel d'eutrophisation via l'utilisation d'un facteur de sensibilité. Le facteur de sensibilité (SF) est un coefficient correctif du facteur de caractérisation qui intègre une information spatiale. La sensibilité d'un milieu à l'eutrophisation peut être définie comme une combinaison de conditions qui peuvent ou pourraient conduire à l'apparition du phénomène d'eutrophisation. Concernant le facteur de caractérisation, la méthode de caractérisation choisie est la méthode CML-IA (Guinée et al., 2001) du fait de sa simplicité pour s'assurer de non redondance des considérations locales ou régionales dans le calcul de l'impact eutrophisation.

La construction de ce facteur de sensibilité peut être réalisée selon deux approches : une approche *ex-ante* ou une approche *ex-post*. L'approche *ex-ante* requiert un ensemble de paramètres régionaux (température, topographie,...) contribuant potentiellement à l'occurrence d'un phénomène d'eutrophisation. Cette approche a pour objectif de prédire le phénomène d'eutrophisation en considérant les paramètres y jouant un rôle. L'approche *ex-post* requiert quant à elle uniquement un paramètre traduisant l'apparition actuelle du phénomène d'eutrophisation. Cette approche a pour objectif de prédire le phénomène d'eutrophisation grâce à un paramètre clé qui met en évidence la situation actuelle d'apparition du phénomène. La principale hypothèse est ce paramètre clé est révélateur de la sensibilité passée et actuelle et sans doute future d'un milieu selon une hypothèse *ceteris paribus*. La différence fondamentale entre les deux approches est le niveau de précision souhaité dans l'évaluation spatialisée de l'impact eutrophisation. Selon les objectifs poursuivis par l'ACV, le praticien pourra alors choisir le type d'approche *ex-ante* ou *ex-post* convenant le mieux selon le niveau de précision souhaité pour l'analyse de cet impact.

Dans le cadre du projet Space Recovery, nous avons choisi de développer l'approche *ex-post* dans l'objectif de proposer une méthodologie simple, applicable et pertinente afin de spatialiser le calcul de l'impact eutrophisation.

Proposition méthodologique pour la caractérisation de l'impact eutrophisation

L'approche *ex-post* n'est pas basée sur un ensemble de paramètres biophysiques de l'environnement impacté mais est basée sur un paramètre sensé révéler la sensibilité effective d'un environnement à l'eutrophisation. Ce paramètre doit exprimer une sensibilité effective et spatialisée à l'eutrophisation. Donc ce paramètre est le principal symptôme de l'eutrophisation : la production de biomasse algale dans un milieu aquatique.

Le choix de la concentration en pigments photosynthétiques

Pour caractériser la croissance algale et donc le phénomène d'eutrophisation, des observatoires de l'environnement suivent notamment la concentration en pigments photosynthétiques dans les masses d'eau. Cette surveillance peut être considérée comme une sorte de quantification du phénomène d'eutrophisation peu importe si tous les conditions préalables sont remplies. La chlorophylle *a* est un pigment universel du règne végétal (Daniel and Le Goff 2002) dont la dégradation conduit à la formation de phéopigments. La concentration en pigments photosynthétiques utilisée dans la réglementation européenne pour définir la qualité écologique des masses d'eau conduit à une classification de cet indicateur dont les limites sont définies par la somme des concentrations en chlorophylle *a* et en phéopigments. Les valeurs seuils sont définies l'ensemble des rivières et des côtes. La considération de la concentration en phéopigments

additionnée à la concentration en chlorophylle *a* peut révéler les zones où une prolifération anormale de végétaux est suivie par leur dégradation. Cette dégradation a été précédée par une abondante production algale dont la mesure n'est plus possible au moment de la surveillance. Il est cependant important de noter que cet indicateur est considéré comme plutôt spécifique au développement de phytoplancton.

Le choix de la résolution spatiale

Pour spatialiser l'évaluation de l'impact eutrophisation par l'ACV et donc l'utilisation de la concentration en pigment photosynthétique comme indicateur de la sensibilité avérée d'un milieu à l'eutrophisation, il est indispensable de définir la résolution spatiale à considérer. Cette résolution spatiale est la définition du niveau de précision pour la différenciation spatiale de la sensibilité environnementale à l'eutrophisation. Ce niveau de précision dépend de la disponibilité et qualité des données pour les différentes échelles géographiques. Plus l'échelle géographique est réduite, plus la quantité de données augmente pour couvrir le territoire d'étude. Dans le cas du phénomène d'eutrophisation, l'entité géographique apparaissant la plus pertinente est sans aucun doute le bassin versant. En effet, selon Likens (2001), "the watershed forms the natural unit for this approach (authors' note: managing eutrophication in lakes) to nutrient management". Par ailleurs, le bassin versant est l'unité géographique naturelle généralement utilisée pour définir la gestion de l'eau dans une région et est donc l'échelle pertinente pour obtenir des données fiables et disponibles pour caractériser le phénomène d'eutrophisation.

En France, le système hydrographique continental peut être spatialement représenté grâce à la construction d'une représentation simple de ce système. Cette représentation est composée de différentes entités hydrographiques représentant quatre ordres correspondant successivement aux différents niveaux de précision spatiale pour chaque bassin versant (Pella et al., 2006): région hydrographique, secteur hydrographique, sous-secteur hydrographique et zone hydrographique. Ce découpage est cohérent avec la convergence des flux d'eau à l'exutoire de l'entité géographique correspondante et les données de qualité de l'eau peuvent être agrégées ou désagrégées selon le niveau de précision spatiale souhaité.

Dans le cadre de ce travail, l'échelle géographique choisie est le secteur hydrographique (Figure 2). A cette échelle, la qualité des données collectées apparaît suffisante et représente un bon compromis entre une différenciation spatiale pertinente pour l'évaluation de l'impact eutrophisation et l'effort de collecte des données. On dénombre 181 secteurs hydrographiques en France métropolitaine (les îles ne sont pas prises en compte dans cette première approche).



Figure 2: Carte des secteurs hydrographiques en France

Les côtes françaises sont quant à elles classées en deux types : les masses d'eau côtière et les masses d'eau de transition. La différence entre ces deux types réside dans l'hydrodynamisme et l'homogénéité sédimentaire (Loire-Bretagne, 2003). 141 masses d'eau côtière et de transition ont été utilisées pour cette approche méthodologique. (Figure 3)

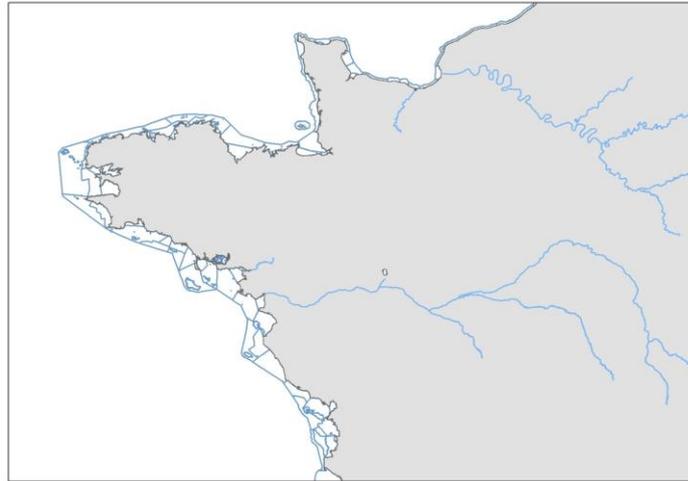


Figure 3: Exemple de carte des masses d'eau côtière et de transition pour la côte Atlantique-Manche (Ouest de la France)

La détermination de valeurs seuil

La surveillance des masses d'eau a pour objectif de s'assurer de la conformité de sa qualité au regard des normes établies par l'Union Européenne. Les mesures de concentration en chlorophylle *a* et en phéopigments font partie de l'ensemble des paramètres mesurés pour définir la qualité écologique des masses d'eau. Afin de déterminer les valeurs seuils utilisables dans le cadre de ce développement méthodologique, deux types de masses sont considérées : eau douce et eau côtière.

Pour les masses d'eau douce

En France, les normes du SEQ-Eau classent les paramètres de surveillance de l'état physico-chimique de cours d'eau selon différents seuils de concentration (Table 1). Le seuil de concentration en pigments photosynthétiques désignant un état bon voire moyen est de 60 µg/l. Au-delà de ce seuil, l'état écologique du cours d'eau est considéré dégradé par une anormale croissance algale. Cette valeur seuil est donc utilisée pour évaluer la sensibilité à l'eutrophisation d'un secteur hydrographique. Les données de concentration en chlorophylle *a* et phéopigments de 5454 stations de mesures existantes réparties sur l'ensemble du territoire français ont été collectées. Ces données couvrent une période de 10 ans entre 2004 et 2014. Ces mesures ont été réalisées plusieurs fois par an pour chaque station de mesures. Quatre mesures au-moins sont réalisées pendant la période productive si une mesure mensuelle est impossible (Chevassus et al. 2012; ONEMA 2010).

Classes	Très bon	Bon	Médium	Médiocre	Mauvais
Chlorophylle <i>a</i> + phéopigments (µg/l)	10	60	120	240	-

Table 1: Valeurs seuil des différents classes d'état écologique des eaux continentales selon les normes du SEQ-Eau (articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du Code de l'Environnement)

Pour compléter cette collecte de données concernant les eaux douces continentales, les données de concentration de chaque plan d'eau suivi sont collectées pour chaque bassin versant administratif. Une typologie a été allouée à chaque plan d'eau selon sa localisation, sa géométrie, son bassin versant et son hydrologie (Chevassus et al. 2012). Pour chaque type, les valeurs seuil sont utilisées de la même façon que pour les cours d'eau. Les données de concentration de 412 plans d'eau répartis en France et avec une surface supérieure à 50 hectares ont été collectées (Table 2). Ces données couvrent une période de 10 ans entre 2004 et 2014. Les plans d'eau ne sont cependant pas tous annuellement surveillés et quelques fois seulement une fois tous les trois ans. Pour ce développement méthodologiquement nous poserons pourtant l'hypothèse que ces données sont représentatives pour la période 2004-2014.

Etat écologique	Très bon / Bon	Bon / Médium	Médium / Médiocre	Médiocre / Mauvais
Typologie				
A1	1,7	3,1	5,6	10,2
A2	4,2	7,5	13,4	23,7
A3	2,1	3,8	6,8	12,3
A4	5,9	10,5	18,9	33,9
A5	3,4	6	10,6	18,9
A6a	7,4	13,4	24,4	44,3
A6b	4,2	7,4	13,1	23,3
A7a	6,9	12,5	22,7	41,2
A7b	3,9	6,9	12,2	21,6
A8	3,8	6,8	12	21,3
A10	2,5	4,4	7,9	14,1
A11	3,4	6,1	10,8	19,1
A12	2,8	4,9	8,7	15,5
A13a	10,6	20	37,4	70,2
A13b	8,1	14,8	27,1	49,6
A14	2,6	4,6	8,2	14,7
A16	6	10,7	19,2	34,6
N1	3,9	6,9	12,2	21,6
N2	2,2	4	7,2	12,8
N3	4,4	7,9	14	24,9
N4	3,2	5,6	9,9	17,6
N5	6,6	11,8	21,4	38,6
N6	3,4	6,1	10,8	19,1
N7	2,2	3,9	6,9	12,4
N9	3,7	6,6	11,7	20,7
N10	8,6	15,8	29	53,4
N11	4,9	8,7	15,6	27,7
N12	13,5	25,8	49,6	95,1

Légende: A pour les plans d'eau artificiels et N pour les plans d'eau naturels

Table 2: Valeurs seuil des différentes classes d'état écologiques des plans d'eau (Chevassus et al., 2012)

Pour les masses d'eau marine

Comme pour les eaux douces continentales, des valeurs seuils sont utilisées par l'Union Européenne pour classer les différentes qualités des masses d'eau côtière et de transition (Table 3). Ces valeurs seuil sont établies en France par l'IFREMER. Les données brutes ne sont disponibles et il nous a fallu reconstruire la base de données des concentrations en chlorophylle *a* via l'utilisation des données primaires que sont les images satellitaire (Gohin et al., 2011).

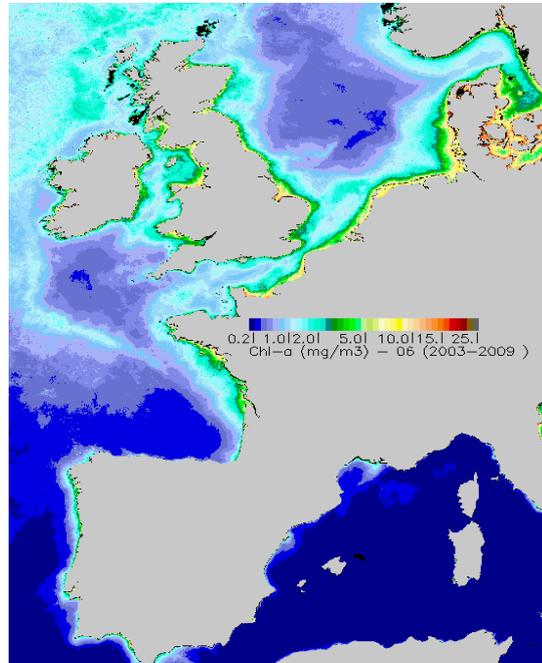


Figure 4: Exemple d'image satellitaire utilisée pour obtenir une valeur de concentration en chlorophylle *a*

Ces images satellitaires ont été obtenues grâce à la télédétection (rayonnement de la mesure de la surface de l'océan), fournissant des données de concentration mensuelle entre 2003 et 2009. L'agrégation des images satellitaires et leur superposition avec les masses d'eau côtière (via le logiciel ArcGis) a permis l'obtention de la concentration en chlorophylle *a* de 141 masses d'eau côtière. (Figure 4Figure 1).

Mer	Masse d'eau	Seuil ($\mu\text{g/l}$)
Atlantique Manche	Masses d'eau côtière de Garonne, Loire, Seine]5;10]
Mer du Nord	Masses d'eau côtière d'Artois-Picardie]10;15]
Mer Méditerranée	Secteurs DC02a à DC02f et DC05]2,4;3,6]
	Secteurs DC06a à DC10c et DC01]1,1;1,8]

Table 3: Valeurs seuil des différentes classes de qualité écologique des masses d'eau côtière selon l'IFREMER (article R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du Code de l'Environnement)

La construction du facteur de caractérisation

L'hypothèse de cette méthodologie développée pour évaluer un impact eutrophisation spatialisé par ACV dans le cadre de Space Recovery est basée sur le fait que quand on utilise un facteur de caractérisation classique (CF) comme proposé par la méthode CML-IA (la plus simple des méthodes

de caractérisation sans aucune différenciation spatiale), la sensibilité de l'environnement impacté n'est pas considérée. Seulement le potentiel d'eutrophisation des différentes substances est pris en compte. La sensibilité du milieu peut cependant augmenter le potentiel d'eutrophisation. Par conséquent, la formule de calcul du facteur de caractérisation incluant de la différenciation spatiale pour l'impact eutrophisation pourrait être le produit entre CF de la méthode CML-IA CF et le facteur de sensibilité (SF) (Equation 1).

$$CF_{\text{spatialisé}} = SF \times CF_{\text{CML-IA}}$$

Equation 1: Calcul du facteur de caractérisation spatialisé pour l'eutrophisation basé sur le SF et le CF de la méthode CML-IA

Ce SF est construit dans l'objectif d'augmenter la valeur du CF spatialisé selon la sensibilité de l'environnement impacté.

La construction du facteur de sensibilité

Pour évaluer la différence de sensibilité du milieu, le SF est basé sur la fréquence de concentration en pigments photosynthétiques dépassant la valeur seuil. Le SF doit être capable: (1) de décrire une différence entre les différents milieux potentiellement impactés et (2) d'augmenter la valeur du CF spatialisé selon la sensibilité du milieu impacté. Pour les eaux douces continentales et les eaux côtières, le calcul de la fréquence est quelque peu différent.

Pour les masses d'eau douce

Pour chaque station de mesure, les concentrations en chlorophylle *a* et en phéopigments sont additionnées pour obtenir la concentration totale en pigments photosynthétiques. Puis une agrégation par secteur hydrographique est réalisée afin de calculer la fréquence de dépassement de seuil de concentration en utilisant uniquement les concentrations relevant de la période productive (entre mars et octobre). Les données de concentration se situant à l'extérieur de cette période sont exclues car les conditions climatiques nécessaires à l'apparition du phénomène d'eutrophisation ne sont pas réunies. Pour compléter le calcul de la fréquence, les concentrations en pigments photosynthétiques des plans d'eau sont additionnées pour la même période productive selon les seuils propres à ceux-ci (Table 4). Le résultat final est la fréquence de dépassement de seuil de concentration pour les eaux continentales pour chaque secteur hydrographique.

$$f_{\text{secteur hydrographique}} = \frac{\text{Nombre de mesures avec une concentration} > 60 \mu\text{g/l}}{\text{Nombre total de mesures pour le secteur hydrographique concerné}}$$

Equation 2: Calcul de la fréquence de dépassement de seuil de concentration pour les eaux continentales pour chaque secteur hydrographique

Le calcul du SF permet l'augmentation du calcul d'impact si l'environnement impacté est sensible. Le calcul du SF s'appuie sur une formule basée sur une hypothèse simple (Equation 3) : SF est égal à 1 si la fréquence de dépassement de seuil de concentration pour les eaux continentales est égale à 0, SF est strictement supérieur à 1 et inférieur ou égal à 2 si la fréquence de dépassement de seuil de concentration est différente de 0.

$$SF = 1 + f_{\text{secteur hydrographique}}$$

Equation 3: Calcul de SF pour l'eau douce SF

Pour les masses d'eau marine

De la même façon que pour l'eau douce, il est possible de calculer une fréquence de dépassement de seuil de concentration pour les eaux marines. La seule différence réside dans la variation de la période productive (Table 4).

Zone côtière	Période productive
Atlantique Manche	Mars-Octobre
Méditerranée	Toute l'année
Lagune méditerranéenne	Juin-Août

Table 4: Période productive pour les différentes zones côtières (articles R. 212-10, R. 212-11 and R. 212-18 du code de l'environnement)

Pour déterminer le SF des masses d'eau côtière, deux types de situation se rencontrent. Le premier cas est simple et similaire au calcul pour les eaux douces continentales et consiste en la considération de l'émission directe seulement dans la zone côtière (Equation 4).

$$SF = 1 + f_{côt\grave{e}re}$$

Equation 4: Calcul du SF pour l'eutrophisation marine après une émission directe

Le second cas concerne les émissions indirecte, le calcul du SF est alors un peu plus compliqué: il s'agit des émissions dans le réseau hydrographique continental qui atteint les exutoires marins pour y provoquer un impact en termes d'eutrophisation. La revue de littérature relative au phénomène d'eutrophisation n'établit pas clairement la relation entre la concentration au lieu d'émission et la concentration résultante à l'exutoire marin pour cette même émission. Selon la littérature, le facteur clé est principalement le temps de résidence hydraulique mais ce paramètre est difficilement estimable et fortement dépendant des paramètres bio-physico-chimiques (Schindler, 2006). Or dans l'approche proposée le parti a été pris de ne pas considérer ces paramètres dans le but de construire une méthodologie simple et rapide d'évaluation spatialisée de l'impact potentiel d'eutrophisation par ACV. Par conséquent, pour considérer l'impact de ces émissions indirectes dans les masses d'eau côtière à travers leur parcours dans le réseau hydrographique, la distance hydrographique entre la source de l'émission et l'exutoire marin est utilisée (Equation 5).

$$SF = 1 + f_{côt\grave{e}re} \times \left(1 - \frac{distance}{distance_{max}}\right)$$

Equation 5: Calcul du SF pour l'eutrophisation marine après une émission indirecte

La distance hydrologique est la distance entre l'exutoire du secteur hydrographique où l'émission s'est produite et l'exutoire marin considéré et donc potentiellement impacté. La distance maximale correspond à la plus grande distance calculée entre l'exutoire d'un secteur hydrographique et l'exutoire marin concerné en France. La forte hypothèse de relation linéaire entre la distance parcourue par les nutriments et la fréquence d'eutrophisation associée est posée. Il s'agit d'une hypothèse volontairement simplificatrice même s'il semble réaliste de considérer la distance séparant source et environnement impacté. Malgré son caractère simpliste en première approche, cette méthode permet de calculer une eutrophisation marine spatialisée potentiellement engendrée par des émissions indirecte dans le réseau hydrographique continental. Plus la distance parcourue par les nutriments dans le réseau hydrographique continental augmente, moins ces mêmes nutriments contribuent à l'occurrence de l'eutrophisation marine.

Parmi les 181 secteurs hydrographiques, 22 (dans le nord et l'est de la France) présentent un exutoire côtier extérieur à la France. Pour cette première approche, la fréquence d'eutrophisation marine n'a pu être calculée pour ces 22 secteurs hydrographiques. Par conséquent, si le SF est égal à 0 et le CF pour l'eutrophisation marine pour ces 22 secteurs ne peut être spatialisé. Ces 22 secteurs

hydrographiques contribuent seulement à l'eutrophisation des eaux douces continentales dans l'approche développée.

Représentation sous forme cartographiques des facteurs de sensibilité

Les SF pour les masses d'eau douce (freshwater eutrophication) s'étalent de 1 à 1,37 (SF=1 signifie une non-sensibilité au phénomène d'eutrophisation) et une différence maximum de 37% est observée entre les différents secteurs hydrographiques français. Une carte représentant les résultats du SF est alors proposée et les zones les plus sensibles sont localisées dans l'ouest le nord de la France (Figure 5).

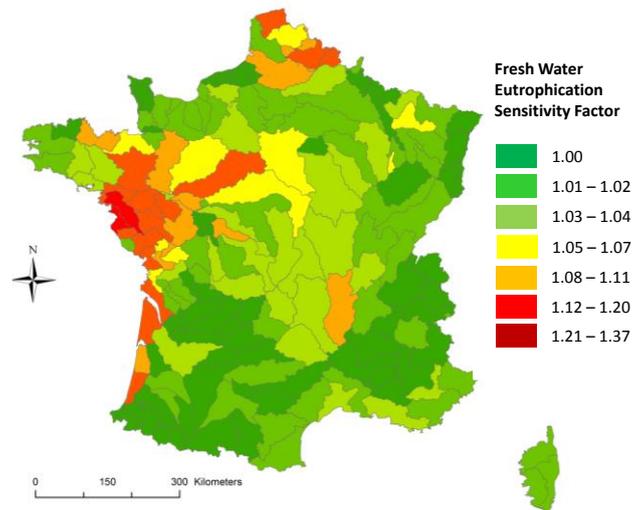


Figure 5: Carte des SF pour l'eutrophisation d'eau douce par secteur hydrographique français

Les résultats de SF visibles sur cette carte sont cohérents avec les observations sur le terrain et notamment pour les secteurs en rouge : le réseau hydrographique de Loire-Bretagne draine une très grande quantité de nutriments. Par ailleurs, les barrières de flux d'eau et les altérations hydro-morphologiques des cours d'eau augmentent significativement le risque d'eutrophisation potentielle. Les flux de nutriments sont plus importants près des zones côtières et la présence d'eaux stagnantes (lacs d'Aquitaine) entraîne le développement algal.

Les SF pour les masses d'eau marine (marine eutrophication) s'étalent de 1 à 2 (SF= 2 pour une sensibilité anormale au phénomène d'eutrophisation). Ces fortes fréquences d'eutrophisation des masses d'eau côtière sont principalement dues à des importants flux de nutriments et le faible hydrodynamisme et visible sur une carte représentant les résultats des SF des eaux marines vis-à-vis du phénomène d'eutrophisation marin (Figure 6).

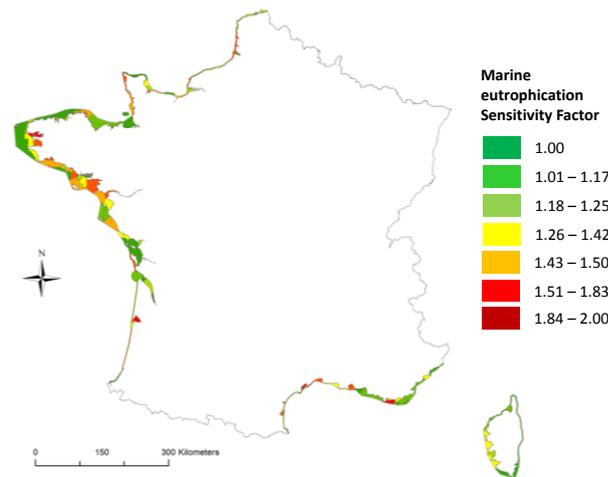


Figure 6: Carte des SF pour l'eutrophisation marine par secteur côtier

Les côtes de l'Atlantique et de la Méditerranée reçoivent une quantité significative de nutriments et notamment de l'azote provenant du réseau hydrographique continental. Les zones abritées avec un hydrodynamisme réduit sont vulnérable au développement de phytoplancton et macro-algue. La côte brestoise, la baie d'Arcachon et de Toulon apparaissent en rouge sur cette carte. Cette forte sensibilité est cohérente avec l'important développement d'algues dans ces zones visibles depuis quelques années.

La considération de l'élément limitant

Selon le ratio de Redfield (Redfield et al. 1963) qui propose une relation stœchiométrique entre les nutriments (N, P and K) entraînant la production de biomasse algale et la pratique courante en ACV pour évaluer l'eutrophisation marine et d'eau douce (Struijs et al., 2008; Gallego et al., 2010; Seppala et al., 2004; Hauschild and Potting, 2005), il est possible de déterminer un élément limitant parmi les principaux nutriments (N, P) à l'apparition du phénomène d'eutrophisation.

Barroin (2003) affirme que le phosphore est l'élément limitant pour l'eutrophisation d'eau douce du fait de sa faible abondance naturelle. Quand le phosphore est présent en excès relativement à l'azote, un développement des cyanobactéries est généralement observé. Le déficient en azote dans les cours d'eau est compensé par son importante abondance atmosphérique. Qui plus est l'azote est souvent en proportion plus grande que le phosphore dans les cours d'eau. Par conséquent, il est supposé, comme il est communément admis dans la communauté scientifique, que le phosphore est l'élément limitant à l'eutrophisation des eaux douces.

Rosenberg et al. (1990) ont étudié le rôle de la quantité de nutriments présente dans Laholm Bay (Suisse) en ce qui concerne l'apparition du phénomène d'eutrophisation. Les auteurs ont observé que l'impact des flux d'azote prévaut par rapport au phosphore concernant les besoins du phytoplancton. Par conséquent, il est supposé que le phosphore est l'élément limitant pour le phénomène d'eutrophisation pour l'embouchure des cours d'eau.

Cependant, le phénomène de dénitrification observée sur les zones côtières provoque la réduction de la concentration en azote. Ce phénomène n'existe pas pour le phosphore. Le manque ou le faible taux d'oxygène dans les zones proches des sédiments causent une succession de phénomènes de causes nitrification (aérobie) and dénitrification (anaérobie). Par ailleurs, la zone d'anaérobiose proche des sédiments montrent une augmentation du processus de bioturbation (transfert de nutriments d'un compartiment à un autre par les microorganismes) qui conduit à l'émission de phosphore issu des sédiments. Le phénomène d'eutrophisation apparaît comme un processus

s'autoalimentant et alimenté par les transferts d'éléments nutritifs (Rosenberg *et al.*, 1990). Dans ce contexte, il est supposé, comme il est communément admis dans la communauté scientifique, que l'azote est l'élément limitant pour l'eutrophisation marine.

Afin de respecter cette réflexion en termes d'élément limitant pour le phénomène d'eutrophisation, les CF spatialisés pour les flux azotés sont égaux à 0 pour l'eutrophisation d'eau douce et les CF spatialisés pour les flux phosphorés sont égaux à 0 pour l'eutrophisation marine.

Application à l'ACV d'une filière de méthanisation territoriale

Comparaison de résultats d'impact spatialisés et non spatialisés pour l'eutrophisation

Pour comparer les deux méthodes, les calculs de l'impact eutrophisation spatialisé et non spatialisé ont été réalisés sur la filière de méthanisation modélisée sur le territoire de la Carène (44) dans le cadre de la thèse de Faustine Laurent. Cette filière comprend la collecte des substrats, la digestion anaérobie, la valorisation du biogaz et la valorisation du digestat.

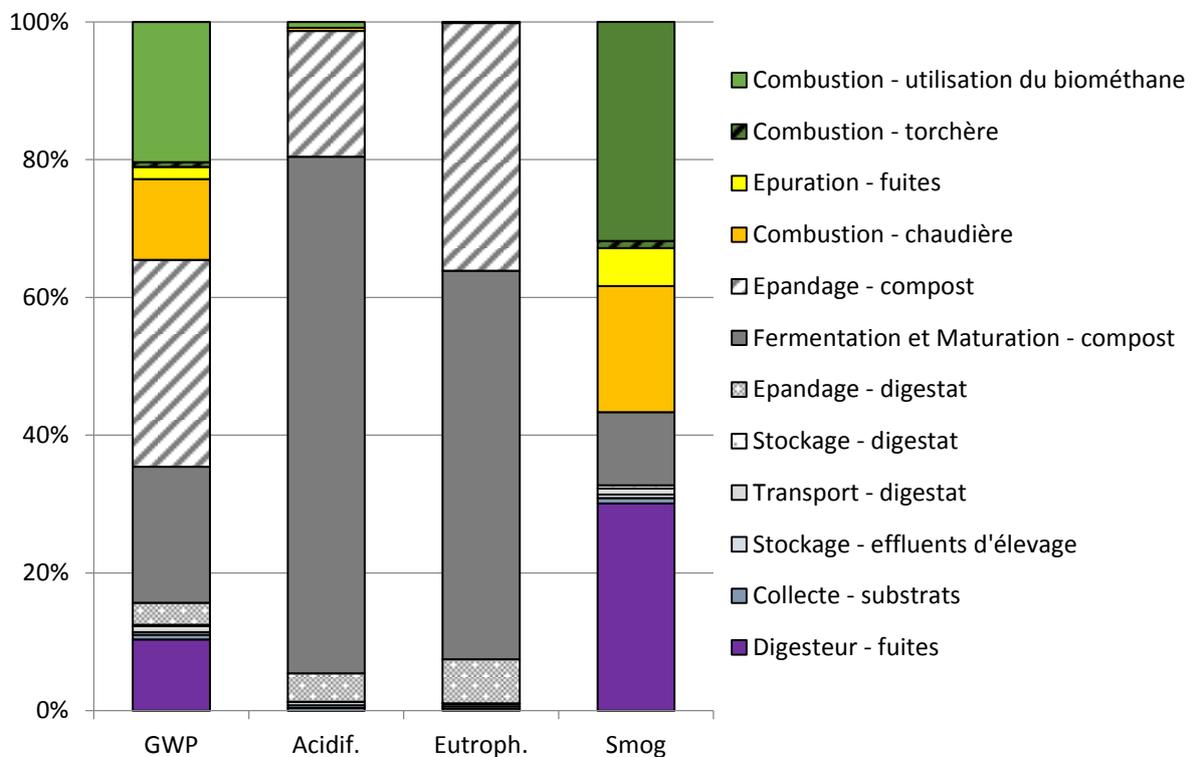


Figure 7 : Impacts générés au premier plan du scénario Métha, par poste d'émission (Laurent, 2015)

La valorisation du digestat est une des étapes du cycle de vie la plus contributrice dans le phénomène d'eutrophisation (Figure 7) par l'émission de substances eutrophisantes (Table 5).

Process	Substances eutrophisantes émises
Compostage	Ammoniac
	Protoxyde d'azote
Epandage compost	Phosphate
	Nitrate
	Ammoniac
	Protoxyde d'azote
Stockage du digestat	Ammoniac
	Protoxyde d'azote
Epandage digestat	Phosphate
	Nitrate
	Ammoniac
	Protoxyde d'azote

Table 5: Substances émises pour les étapes de valorisation du digestat

Un des premiers objectifs est de faire la distinction entre l'eutrophisation des eaux superficielles et l'eutrophisation marine (Figure 8). Cette distinction n'est pas possible avec la méthode CML-IA mais existe dans la méthode Recipe par contre dans cette dernière la spatialisation de l'impact n'est pas possible.

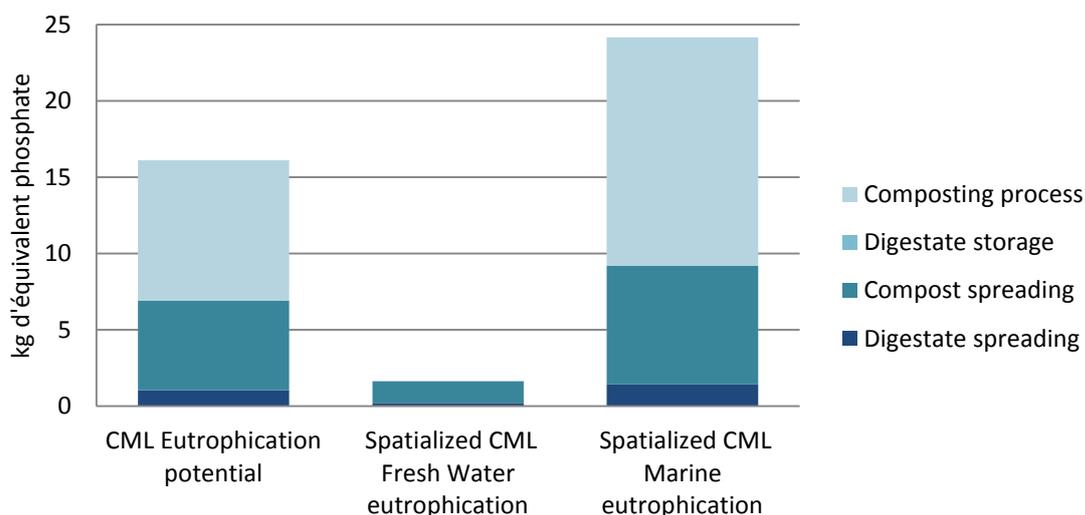


Figure 8: Comparaison des résultats obtenus avec la méthode CML-IA et la méthode spatialisée développée

Les résultats révèlent que les émissions produites par l'étape de valorisation du digestat participent essentiellement à l'eutrophisation marine. Le territoire de la Carène est localisé sur un secteur côtier, dont la fréquence d'eutrophisation de l'exutoire maritime est importante (0,63). De plus, les principales émissions recensées sont des flux azotés, éléments limitants de l'eutrophisation marine.

Les étapes participant le plus à l'impact eutrophisation sont le compostage et l'épandage du compost. Avec la méthode non spatialisée, le compostage et l'épandage du compost représentent respectivement 57% et 36% de l'impact calculé et 68% et 32% avec la méthode spatialisée.

Additionner l'impact eutrophisation marine spatialisé et l'impact eutrophisation des eaux superficielles spatialisé apparaît alors comme une erreur puisqu'elles ne sont pas construites à partir des mêmes données. L'implantation de la filière de méthanisation sur la Carène s'est faite sur un territoire identifié comme sensible pour les deux formes d'eutrophisation. La gestion des nutriments est un enjeu crucial dans le but de contenir l'amplification du phénomène. Dès lors, la question de la gestion du digestat via son éventuel post-traitement par compostage et son épandage constitue les éléments suivants que nous avons étudiés.

Utilisation de la spatialisation des résultats d'impacts pour identifier des leviers d'amélioration

Le compostage a été identifié comme l'étape du cycle de vie engendrant le plus d'émissions de substances azotées. Afin de diminuer l'impact lié au post-traitement, différents leviers peuvent être explorés : délocalisation de l'étape de compostage dans un territoire moins sensible, de contrôler et atténuer les émissions au compostage, exporter le compost dans un territoire moins sensible, supprimer cette étape de post-traitement par compostage. La délocalisation du compostage n'est ni réaliste ni pertinente vis-à-vis de l'implantation et la logistique territoriale d'une filière de méthanisation. Le contrôle et l'atténuation des émissions sont des solutions possibles techniquement mais contraignent à mettre sous bâtiment cette étape de compostage afin d'en traiter l'air vicié. Par ailleurs, les performances de captage et de traitement de l'air vicié ont des performances largement améliorables. Le troisième levier consistant à exporter le compost vers un territoire moins sensible est tout à fait envisageable et peut se révéler d'autant plus pertinent si le territoire de destination est en déficit de matière organique et/ou de nutriments. Le dernier levier est de supprimer cette étape de compostage soit en épandant directement soit en choisissant une autre stratégie de post-traitement qui pourrait être plus gourmande en énergie que ne l'est le compostage mais qui permettrait d'exporter le digestat post-traité.

Suppression de l'étape de post-traitement par compostage

La comparaison des scénarios avec compostage et sans compostage (épandage direct de l'ensemble du digestat) est réalisée sur le territoire de la Carène. 449 tonnes de digestat sont valorisées, dont 13% par épandage direct et 87% envoyées en compostage. Aucune différence substantielle n'apparaît entre le scénario avec un post-traitement de type compostage et le scénario sans post-traitement (Figure 9). Ces résultats similaires s'expliquent par le fait que seules les émissions de substances phosphorées sont impliquées dans le phénomène d'eutrophisation des eaux superficielles. Ces émissions sont observées au moment de l'épandage du compost et du digestat, le compostage n'agissant alors pas sur le phosphore.

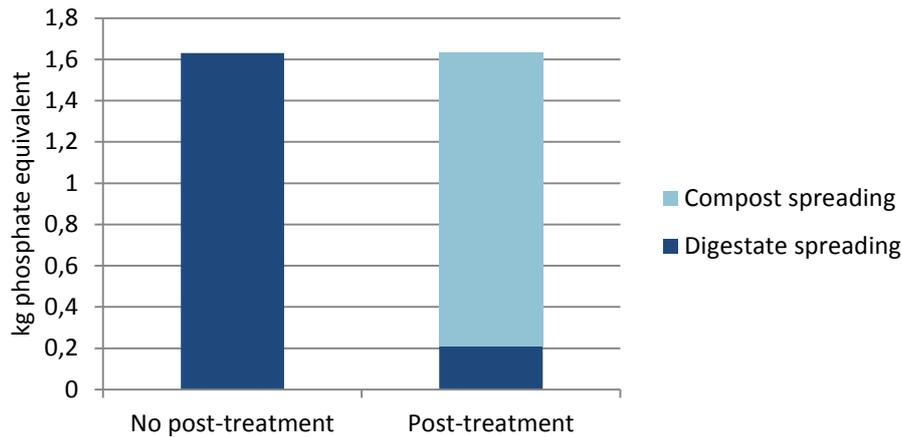


Figure 9: Résultats d'impact eutrophisation des eaux superficielles spatialisé avec et sans post-traitement

Une différence significative est observée pour l'impact eutrophisation marine (Figure 10). Les émissions liées au stockage du digestat puis son épandage sont estimées à 11 kg d'équivalent phosphate. En comparaison, les émissions liées au scénario avec compostage sont estimées à 24 kg d'équivalent phosphate, soit plus de deux fois l'impact estimé par l'épandage de l'ensemble du digestat sur le territoire de la Carène. Ce résultat s'explique par une production supérieure d'ammoniac et de protoxyde d'azote, libérés dans l'air au moment du compostage. Cette volatilisation est permise par la minéralisation de l'azote durant la digestion anaérobie précédant le compostage.

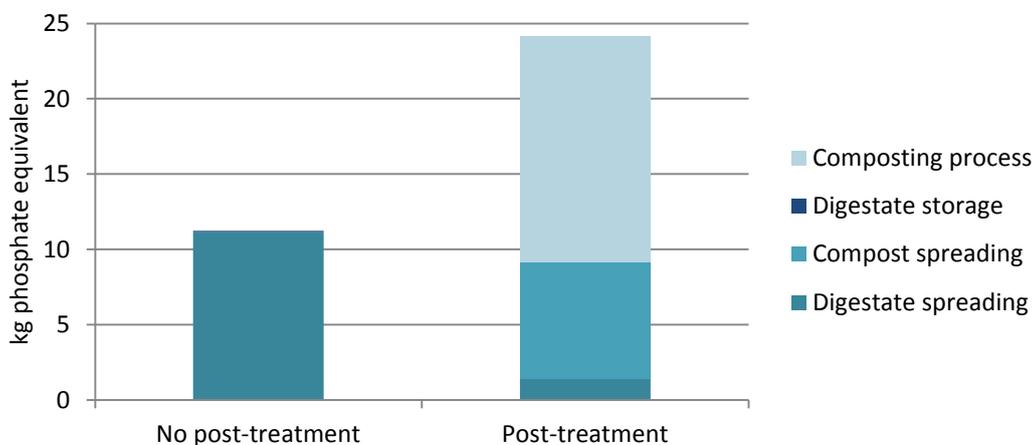


Figure 10: Résultats d'impact eutrophisation des eaux marines spatialisé avec et sans post-traitement

Finalement, la suppression de l'étape de post-traitement par compostage permet de diminuer uniquement l'impact sur l'eutrophisation marine. Il est à noter que sans post-traitement le digestat ne peut pas être exporté et les impacts évités par la suppression du compostage se reporteront via la mise en place d'un autre post-traitement afin de conserver cette possibilité d'export du digestat. Les solutions alternatives au compostage sont le plus souvent énergivores et donc créant en plus des émissions des impacts sur la consommation de ressources.

Dès lors, l'épandage du compost étant la deuxième étape la plus impactante, nous avons testé son export et son épandage dans des territoires moins sensibles que celui de la Carène.

Export du compost dans des territoires moins sensibles à l'eutrophisation et représentation cartographique des résultats

L'application d'un post-traitement comme le compostage en sortie de digesteur, suivie de son exportation illustre la considération d'un surplus de fertilisation sur un territoire et la volonté d'indépendance en matière fertilisante à l'échelle nationale. Dans les scénarios avec export, 13% du digestat est épandu sur la ferme d'un exploitant pour répondre à ses besoins en fertilisation et 87% est envoyé en compostage puis exporté sur un autre territoire (Figure 11).

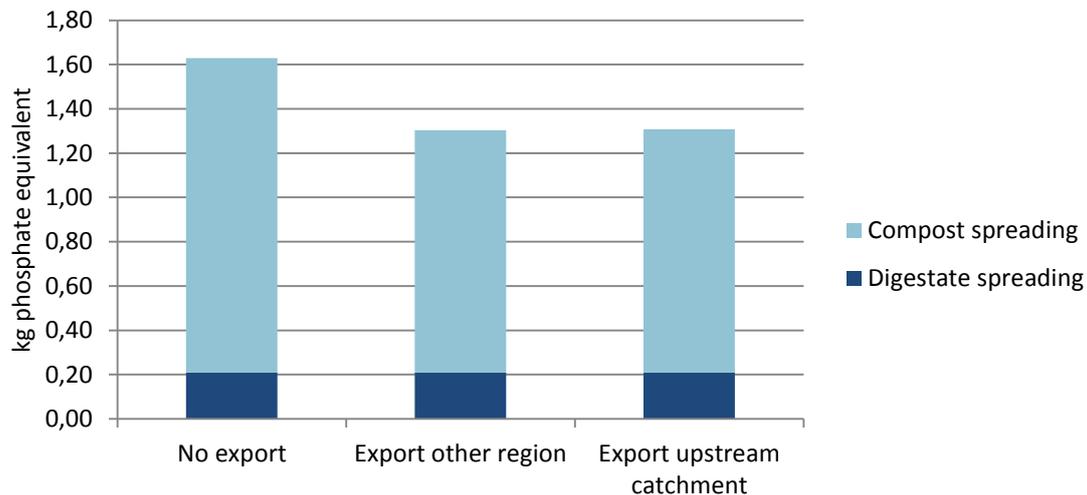


Figure 11: Résultats d'impact eutrophisation des eaux superficielles spatialisé selon le scénario d'exportation

Le secteur hydrographique dans lequel se situe le territoire de la Carène (M8) a été identifié comme fortement sensible avec une fréquence d'eutrophisation observée des eaux superficielles de 31%, sur la période productive. Les émissions liées à l'épandage du digestat et du compost sont estimées à 1,6 kg d'équivalent phosphate pour un scénario sans export. L'export du compost dans un secteur en amont (secteur K6 : « export upstream catchment ») ou dans un secteur situé dans un autre bassin administratif (secteur H2 : « export other region ») montre une diminution de 18% de l'impact eutrophisation des eaux superficielles.

L'exutoire maritime des secteurs M8 et K6 est l'embouchure de la Loire et l'embouchure de la Seine pour le secteur H2. Les fréquences d'eutrophisation déterminées pour ces masses d'eau marine sont respectivement de 63% et 25% pour la période productive. L'export du compost vers un secteur amont permet de réduire l'impact eutrophisation marine de la filière de méthanisation de 4% contre 10% vers le secteur situé dans le bassin parisien (Figure 12).

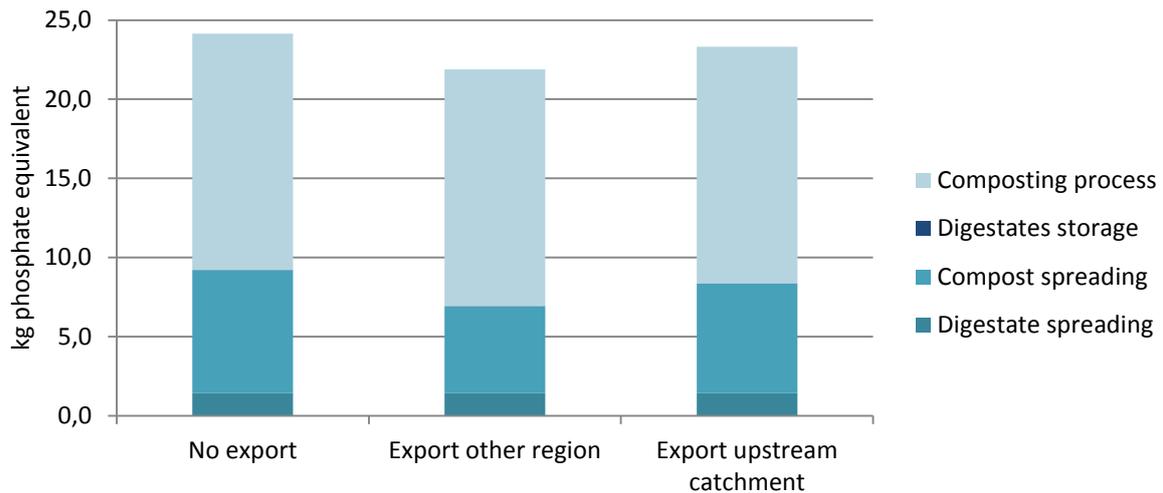


Figure 12: Résultats d'impact eutrophisation marine spatialisé selon le scénario d'exportation

Les secteurs K6 et H2 sont respectivement situés à 206 et 295 km de leur exutoire maritime. L'intégration de la distance comme facteur d'atténuation de l'eutrophisation marine influence légèrement le résultat de l'impact. Effectivement, du fait que la part importante de la charge environnementale soit liée au processus de compostage, l'export, bien qu'il pèse en partie sur le résultat ne permet pas de diminuer significativement l'impact eutrophisation marine global de la filière.

Impact	Sans export	Export en amont	Export autre bassin
Eutrophisation des eaux superficielles (kg eq phosphate)	(M8) 24,2	(M8) 0,2 (K6) 1,1	(M8) 0,2 (H2) 1,1
Eutrophisation marine (kg eq phosphate)	(M8) 1,6	23,3	(M8) 16,4 (H2) 5,5

Table 6: Résultats d'impact eutrophisation selon le scénario étudié

L'ACV est un outil d'aide à la décision, par la comparaison des impacts calculés de plusieurs scénarios. La représentation cartographique doit satisfaire cet enjeu : faciliter la visualisation des impacts de scénarios différents sur une même carte afin d'aider les décideurs dans leur choix.

Une première carte représente la répartition spatiale des impacts eutrophisation marine et eutrophisation des eaux superficielles sous formes d'histogrammes pour les étapes du cycle de vie post-traitement et/ou épandage selon les scénarios (Figure 13).

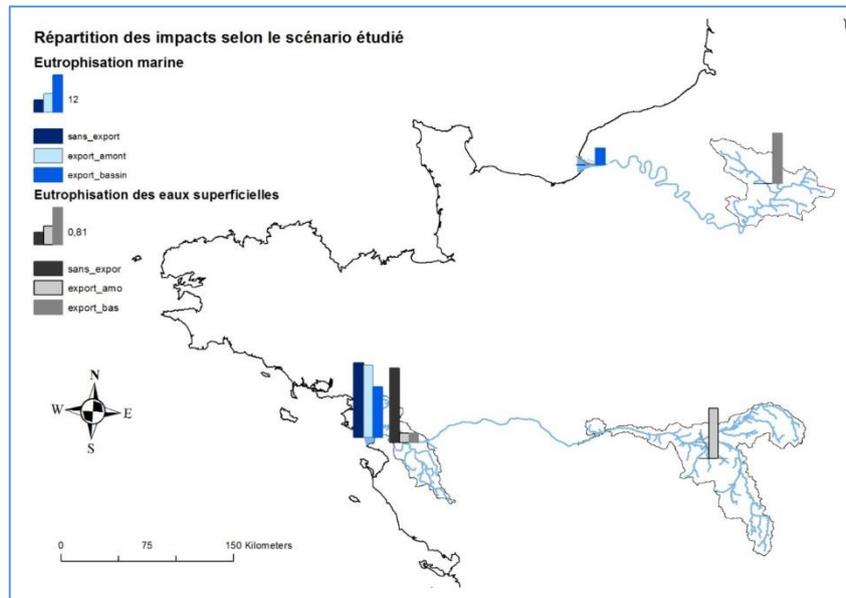


Figure 13: Représentation cartographique de la répartition spatiale des impacts selon le scénario étudié

Une deuxième représentation est proposée avec comme objectif la visualisation des impacts d'épandage uniquement afin de montrer dans quelle région, les impacts potentiels seront les plus sévères (Figure 14).

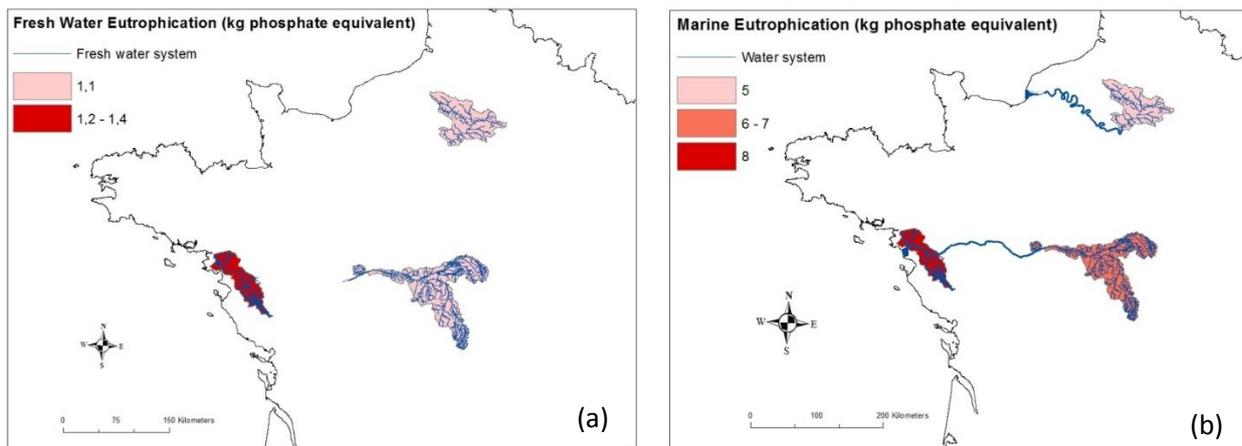


Figure 14: Représentation cartographique des résultats d'impact d'eutrophisation des eaux superficielles (a) et marines (b) pour l'étape d'épandage

Pour l'eutrophisation des eaux superficielles, l'export vers un secteur hydrographique moins sensible montre des résultats similaires. Cette représentation laisse apparaître que l'épandage du compost dans le secteur de la Carène a un impact plus fort sur l'eutrophisation des eaux superficielles (Figure 14(a)) que dans les deux autres secteurs sélectionnés. Pour l'eutrophisation marine (Figure 14(b)), l'enjeu a été de présenter sur une même carte le scénario de référence et le scénario d'export en amont en sachant que l'impact se fait dans la même masse d'eau côtière. Le trajet des nutriments est représenté par les deux fleuves. Afin de diminuer l'impact d'eutrophisation marine, la stratégie d'exportation du compost dans le bassin parisien apparaît comme une solution potentielle.

Références

- Barroin, G. 2003. Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques, p. 23.
- Caspers, H. 1984. OECD: Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. 154 pp. Paris: Organisation for Economic Co-Operation and Development 1982. (Publié en français sous le titre « Eutrophication des Eaux. Méthodes de Surveillance, d'Evaluation et de Lutte »). Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr., 69: 200. doi: 10.1002/iroh.19840690206
- Chevassus, B., Andral, B., Femenias, A., Bouvier, M. 2012. Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération des macroalgues vertes, p. 147.
- Daniel, A., Le Goff, R., 2002. Evaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes de Basse-Normandie.
- Gallego, A., Rodriguez, L., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G. 2010. Development of regional characterization factors for aquatic eutrophication. International Journal of Life Cycle Assessment 15, 32-43.
- Gohin, F., Saulquin, B., Bryère, P. 2011. Atlas de la Température, de la concentration en Chlorophylle et de la Turbidité de surface du plateau continental français et de ses abords de l'Ouest européen., Rapport Ifremer DCSMM ed, p. 53.
- Guinée, J., Gorree, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Wegener Sleeswijk, A., Udo de Haes, de Bruijn J., van Duin, R. 2001. LCA in perspective - life cycle assessment: an operational guide to the ISO standard. Centre for Environmental Science (CML), University of Leiden, Leiden
- Hauschild, M.Z., Potting J., 2005. Spatial differentiation in LCA impact assessment – the EDIP 2003 methodology, Accessed Mar 2010 ed. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark.
- Le Gall, A-C., 2012a. Développement d'un modèle de gestion des sources d'eutrophisation d'un bassin versant. Synthèse des éléments techniques mobilisables en vue de spécifications. Onema, p. 22.
- Likens, G. E. 2001. Biogeochemistry, the watershed approach: Some uses and limitations. Marine and Freshwater Research, 52, 5–12
- ONEMA, 2010. Protocole standardisé d'échantillonnage et de conservation
- ONEMA, 2012. Améliorer l'état écologique des cours d'eau.
- Pella, H., Sauquet, É., Chandesris, A. 2006. Construction d'un réseau hydrographique simplifié à partir de la BD Carthage
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H., Richards, F.A. 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water.
- Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., Jonsson, P., Persson, G., Dahlin, H. 1990. Marine eutrophication case-studies in Sweden. Ambio 19, 102-108.
- Schindler, D. W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication, Limnology and Oceanography, 51(1, part 2), doi: 10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356.

- Seppala, J., Knuuttila, S., Silvo, K. 2004. Eutrophication of aquatic ecosystems - A new method for calculating the potential contributions of nitrogen and phosphorus. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9, 90-100.
- Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H., Huijbregts, MAJ. 2009. Eutrophication. Chapter 9 In: Goedkoop, Heijungs, R., Huijbregts, MAJ., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R. (2009). *ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. 1st ed. Report 1: Characterisation. <http://www.lcia-recipe.net/> (Accessed 10-2015).
- Aissani L, Collet A, Béline F (2013) Détermination de l'intérêt environnemental via l'analyse du cycle de vie du traitement des effluents organiques par méthanisation au regard des contraintes territoriales *Sciences Eaux et Territoires*:p.-78 - p. 85
- Ajayebi A, Maier M, Mueller M, Connor P, Taylor T, Yan X (2015) A Spatio-Temporal Framework for Life-Cycle Analysis of Bioenergy. Paper presented at the SETAC 2015, Barcelona,
- Azapagic A, Pettit C, Sinclair P (2007) A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment *Clean Techn Environ Policy* 9:199-214 doi:10.1007/s10098-007-0092-9
- Azapagic A, Sinclair P (2004) Sustainable Urban Environment: A Life Cycle Approach to Modelling Urban Pollution *Clean Techn Environ Policy* 9:199-214 doi:10.1007/s10098-007-0092-9
- Bayart J-B, Bulle C, Deschênes L, Margni M, Pfister S, Vince F, Koehler A (2010) A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA *Int J LCA* 15:439-453 doi:10.1007/s11367-010-0172-7
- Bellekom S, Potting J, Benders R (2006) Feasibility of Applying Site-dependent Impact Assessment of Acidification in LCA (8 pp) *Int J LCA* 11:417-424
- Beloin-Saint-Pierre D (2012) Vers une caractérisation spatiotemporelle pour l'analyse du cycle de vie. *Mines Paristech*
- Bengtsson M, Carlson R, Molander S, Steen B (1998) An approach for handling geographical information in life cycle assessment using a relational database *Journal of Hazardous Materials* 61:67-75 doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894\(98\)00109-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894(98)00109-5)
- Blengini GA, Garbarino E (2010) Resources and waste management in Turin (Italy): the role of recycled aggregates in the sustainable supply mix *Journal of Cleaner Production* 18:1021-1030 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.01.027>
- Boulay A-M, Bulle C, Bayart J-B, Deschênes L, Margni M (2011) Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health *Environmental Science & Technology* 45:8948-8957 doi:10.1021/es1030883
- Ciuffo B, Sala S (2013) Climate-based archetypes for the environmental fate assessment of chemicals *Journal of Environmental Management* 129:435-443 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.016>
- Cucurachi S, Heijungs R (2014) Characterisation factors for life cycle impact assessment of sound emissions *Science of The Total Environment* 468-469:280-291 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.080>
- Cucurachi S, Heijungs R, Peijnenburg WJGM, Bolte JFB, de Snoo GR (2014) A framework for deciding on the inclusion of emerging impacts in life cycle impact assessment *Journal of Cleaner Production* 78:152-163 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.010>
- de Baan L, Mutel CL, Curran M, Hellweg S, Koellner T (2013) Land Use in Life Cycle Assessment: Global Characterization Factors Based on Regional and Global Potential Species Extinction *Environmental Science & Technology* 47:9281-9290 doi:10.1021/es400592q

- 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 LCA* 17:973-986 doi:10.1007/s11367-012-0439-2
- Dresen B, Jandewerth M (2012) Integration of spatial analyses into LCA—calculating GHG emissions with geoinformation systems *Int J LCA* 17:1094-1103 doi:10.1007/s11367-011-0378-3
- Engelbrecht D, Ahmad W, Biswas W Greenhouse Gas Mitigation Framework for Australian Agriculture - An Integrated Spatial Technology Approach. In: New-Zealand Life Cycle Assessment Conference, New-Zealand, 2012a. p 5
- Engelbrecht D, Ahmad W, Biswas W Methodology development for Integrated Spatial Technology In: ALCAS Conference, Australia, 2012b. p 6
- Fréchette-Marleau S, Bécaert V, Margni M, Samson R, Deschênes L (2008) Evaluating the variability of aquatic acidification and photochemical ozone formation characterization factors for Canadian emissions *Int J LCA* 13:593-604 doi:10.1007/s11367-008-0027-7
- Gasol CM, Gabarrell X, Rigola M, González-García S, Rieradevall J (2011) Environmental assessment: (LCA) and spatial modelling (GIS) of energy crop implementation on local scale *Biomass and Bioenergy* 35:2975-2985 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.03.041>
- Hanafiah MM, Xenopoulos MA, Pfister S, Leuven RSEW, Huijbregts MAJ (2011) Characterization Factors for Water Consumption and Greenhouse Gas Emissions Based on Freshwater Fish Species Extinction *Environmental Science & Technology* 45:5272-5278 doi:10.1021/es1039634
- Hauschild M, Potting J (2005) Spatial differentiation in Life Cycle Impact Assessment - The EDIP2003 methodology vol 80.
- Haye S, Slaveykova VI, Payet J (2007) Terrestrial ecotoxicity and effect factors of metals in life cycle assessment (LCA) *Chemosphere* 68:1489-1496 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.03.019>
- Henderson A et al. (2011) USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties *Int J LCA* 16:701-709 doi:10.1007/s11367-011-0294-6
- Hettelingh J-P, Posch M, Potting J (2005) Country-dependent Characterisation Factors for Acidification in Europe - A Critical Evaluation (7 pp) *Int J LCA* 10:177-183 doi:10.1065/lca2004.09.182
- Huijbregts MJ, Seppälä J (2000) Towards region-specific, european fate factors for airborne nitrogen compounds causing aquatic eutrophication *Int J LCA* 5:65-67 doi:10.1007/BF02979719
- Jean-Marie A, Serre W, Perchec Y, Billaudot H, Jacquemin L, Archambault V Environmental impact assessment coupling Life Cycle Assessment (LCA) with Geographic Information System (GIS) tools : application to the recycling of plastics from end-of-life vehicles. In: 2nd International Conference WASTES:Solutions, Treatments and Opportunities Braga (Portugal), 2013.
- Krewitt W, Mayerhofer P, Trukenmüller A, Friedrich R (1998) Application of the impact pathway analysis in the context of LCA *Int J LCA* 3:86-94 doi:10.1007/BF02978495
- 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. Université Rennes 1
- Mutel CL, Hellweg S (2009) Regionalized Life Cycle Assessment: Computational Methodology and Application to Inventory Databases *Environmental Science & Technology* 43:5797-5803 doi:10.1021/es803002j
- Mutel CL, Pfister S, Hellweg S (2012) GIS-Based Regionalized Life Cycle Assessment: How Big Is Small Enough? Methodology and Case Study of Electricity Generation *Environmental Science & Technology* 46:1096-1103 doi:10.1021/es203117z
- Norris GA (2002) Impact Characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts *Journal of Industrial Ecology* 6:79-101 doi:10.1162/108819802766269548

- Padey P (2013) Modèles simplifiés d'Analyse de Cycle de Vie : cadre méthodologique et applications aux filières de conversion d'énergie. Mines Paristech
- Padey P, Girard R, le Boulch D, Blanc I (2012) From LCAs to Simplified Models: A Generic Methodology Applied to Wind Power Electricity Environmental Science & Technology 47:1231-1238 doi:10.1021/es303435e
- Patterson T, Esteves S, Dinsdale R, Guwy A (2011) Life cycle assessment of biogas infrastructure options on a regional scale Bioresource Technology 102:7313-7323 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.04.063>
- Pfister S, Koehler A, Hellweg S (2009) Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA Environmental Science & Technology 43:4098-4104 doi:10.1021/es802423e
- Potting J, Hauschild M (1997) Part II: spatial differentiation in life-cycle assessment via the site-dependent characterisation of environmental impact from emissions Int J LCA 2:209-216 doi:10.1007/BF02978417
- Potting J, Schöpp W, Blok K, Hauschild M (1998) Comparison of the acidifying impact from emissions with different regional origin in life-cycle assessment Journal of Hazardous Materials 61:155-162 doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894\(98\)00119-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894(98)00119-8)
- Querini F, Benetto E (2014) Agent-based modelling for assessing hybrid and electric cars deployment policies in Luxembourg and Lorraine Transportation Research Part A: Policy and Practice 70:149-161 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.tra.2014.10.017>
- Rebitzer G et al. (2004) Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications Environment International 30:701-720 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005>
- Rosenbaum RK et al. (2011) USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties International Journal of Life Cycle Assessment 16:710-727 doi:10.1007/s11367-011-0316-4
- Syrrakou H, Yianoulis P, Skordilis A Environmental decision-making using GIS and LCA In: 7th International Conference on Environmental Science and Technology Ermoupolis, Syros island, Greece, 2001. pp 500 - 508
- 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 Environmental Science & Technology 46:11408-11417 doi:10.1021/es3010514
- 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 Journal of Environmental Management 90:3643-3652 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.003>