



ÉVALUER DES PROJETS D'ÉCOLOGIE INDUSTRIELLE SUR DES PARCS D'ACTIVITÉ : DES SYNERGIES AU TERRITOIRE

Cyril Decouzon et Muriel Maillefert

Lavoisier | Géographie, économie, société

2012/4 - Vol .14 pages 411 à 434

ISSN 1295-926x

| Article disponible en ligne à l'adresse: | | | | | | | | |
|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| nttp://www.cairn.info/revue-geographie-economie-societe-2012-4-page-411.htm | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| Pour citer cet article : | | | | | | | | |
| Decouzon Cyril et Maillefert Muriel, « Évaluer des projets d'écologie industrielle sur des parcs d'activité : des synergies au territoire », Géographie, économie, société, 2012/4 Vol.14, p. 411-434. | | | | | | | | |

Distribution électronique Cairn.info pour Lavoisier.

© Lavoisier. Tous droits réservés pour tous pays.

La reproduction ou représentation de cet article, notamment par photocopie, n'est autorisée que dans les limites des conditions générales d'utilisation du site ou, le cas échéant, des conditions générales de la licence souscrite par votre établissement. Toute autre reproduction ou représentation, en tout ou partie, sous quelque forme et de quelque manière que ce soit, est interdite sauf accord préalable et écrit de l'éditeur, en dehors des cas prévus par la législation en vigueur en France. Il est précisé que son stockage dans une base de données est également interdit.



Évaluer des projets d'écologie industrielle sur des parcs d'activité : des synergies au territoire

Assessing industrial ecology projects on business parks: from synergies to territories

Cyril Decouzona et Muriel Maillefertb*

^a Ingénieur d'études contractuel au Clersé, Cnrs UMR 8019
 USTL Clersé bat SH2, 59655 Villeneuve d'Ascq
^b MCF-HDR en économie à Lille 3 et chercheur au Clersé UMR 8019
 USTL Clersé bat SH2, 59655 Villeneuve d'Ascq

Résumé

Marchant à contre-courant de l'idée d'effets nécessairement négatifs de l'industrie sur l'environnement, l'écologie industrielle cherche à rapprocher le fonctionnement des systèmes industriels de celui des écosystèmes naturels. Le principe peut s'appliquer à différentes échelles, allant des entreprises au territoire. Cette contribution propose une méthode et des outils d'évaluation pour la mise en place et la pérennisation de projets d'écologie industrielle sur des territoires. La méthodologie proposée est transversale. La transversalité porte d'abord sur le choix des indicateurs, en essayant de dépasser l'approche cloisonnée habituelle en trois dimensions (économique, sociale et environnementale). La méthodologie propose ensuite une forme d'emboîtement des échelles, en construisant des indicateurs micro-économiques (pour les entreprises) articulés à des indicateurs méso-économiques (pour les territoires). Enfin, la question des indicateurs dédiés à la gouvernance du projet est abordée. Ces indicateurs sont testés à titre exploratoire sur le territoire dunkerquois, territoire d'inspiration et d'expérimentation majeur de la méthodologie.

© 2012 Lavoisier, Paris. Tous droits réservés.

^{*}Adresse email: muriel.maillefert@univ-lille1.fr

Summary

Industrial Ecology (IE) aims at minimizing energy and material flows within industrial processes. Initially, IE was thought of as an analogy between industrial and natural systems. In the latter, energy and material flows are cycled so that the system tends to become self1-sufficient. IE synergies are not limited to inter-company flows; they may be undertaken on larger scales, e.g. territory. The stakes are then different, especially in terms of Sustainable Development (SD) since IE promotes more sustainable forms of development on industrial parks or territories.

An evaluation tools for SD applied to local IE projects is suggested. They are built to guide the decision-making process but may be used in a more general manner to assess territorial approaches to SD.

Firstly, the general feasibility of an IE experiment is tested using a logical pattern of project organization that takes into account the different dimensions of IE (technical, economic, environmental, and risks). Secondly, indicators are classified into four themes: material and energy flows, functioning mode of the industrial area, environmental integration and territorial development. Some indicators refer to the corporate scale when others to a larger scope. Users will eventually choose among those indicators depending on the objectives of collective action or, even better, that all stakeholders of the project will construct together a set of indicators.

© 2012 Lavoisier, Paris. Tous droits réservés.

Mots clés : Méthodologie d'évaluation, écologie industrielle et territoriale, indicateurs, développement durable.

Keywords: Industrial ecology assessment, Indicators, Sustainable development.

Introduction

Pour de nombreux acteurs, l'application de l'écologie au monde industriel apparaît comme une démarche fondamentalement contradictoire. Erkman (2004) voit même l'association des deux termes comme un oxymore. En effet, l'industrie consomme des matières premières et de l'énergie, la plupart du temps non renouvelables, en grande quantité. Elle est aussi source de pollutions diverses. À l'inverse, l'écologie industrielle cherche à appliquer au système industriel les principes fondamentaux de fonctionnement des écosystèmes (Graedel et Allenby, 1995). Schématiquement, l'écologie industrielle vise à réduire les flux entrants et sortants (matière et énergie), tout en favorisant leur bouclage. La réduction des flux peut être obtenue par deux opérations, la substitution ou la mutualisation. La première suppose que les déchets ou rejets (y compris énergétiques) ou co-produits d'une entreprise puissent être réutilisés par d'autres entreprises, alors que la seconde est une mise en commun de ressources, y compris, dans un sens large, de services (Adoue, 2007).

L'écologie industrielle peut concerner des entreprises ou des territoires (Brullot, 2009). Dans le premier cas, on s'intéresse plutôt aux échanges entre entreprises du point de vue des flux de matière et d'énergie : c'est l'approche en termes de symbioses industrielles dont l'exemple type est la symbiose de Kalundborg (Massard, 2011). Dans le second cas, la dimension systémique des échanges est privilégiée, ainsi que l'analyse des acteurs la réalisant : on préfère parler de synergies éco-industrielles, voire de démarches d'écologie industrielle ou même de démarches d'écologie industrielle et territoriale, si l'accent est placé sur cette dernière dimension (Brullot, 2009). En pratique, de nombreuses expé-

rimentations se situent à l'échelle de parcs d'activité, nommés alors éco-parcs industriels (Côté et Cohen-Rosenthal, 1998; Chertow, 1998, 2007). C'est à cette échelle que se situe ce travail, qui toutefois reconsidère la question des facteurs de réussite ou d'échec (Mirata, 2005) en adoptant un point de vue plus large qui est celui de l'évaluation.

L'évaluation des expérimentations ou des démarches s'effectue le plus souvent *ex post*, après quelques années. Si des méthodologies particulières ou ponctuelles sont disponibles (voir par exemple Duret, 2007), il existe peu de méthodologies globales qui proposent tout à la fois d'aider à la mise en place et à la pérennisation des démarches, en mobilisant l'ensemble des points de vue concernés (technique, économique, environnemental, etc.).

Le travail propose une méthodologie d'évaluation prenant en compte à la fois la dimension d'entreprise et la dimension territoriale des démarches d'écologie industrielle (DEI). Il fournit également une opérationnalisation de cette méthodologie sous forme d'indicateurs. L'apport de cette recherche est donc à la fois méthodologique et opérationnel. Après avoir présenté le projet d'ensemble d'où est issu ce travail, et la logique générale de construction de l'évaluation, la méthodologie et les outils pour l'évaluation de démarches d'écologie industrielle sont discutés. Une grille d'indicateurs est construite et présentée, puis testée sur un des territoires pilotes de la démarche, le territoire Dunkerquois.

1. Contexte et positionnement de la recherche

Le travail présenté ici a été réalisé dans le cadre d'un projet de recherche, le projet COMETHE¹, qui s'est déroulé sur trois ans (2008-2011) et a réuni 12 partenaires sur 7 territoires. Après avoir présenté la méthodologie générale du projet, la problématique de notre démarche, qui constitue un point original par rapport au projet, est détaillée.

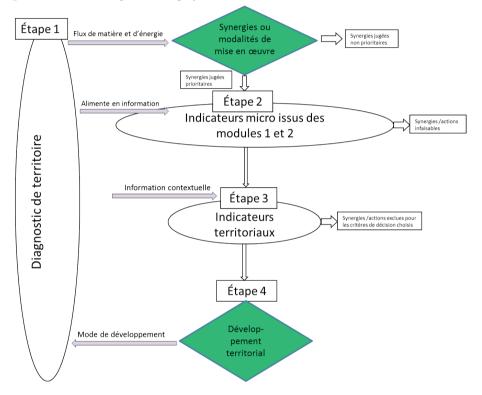
1.1. Le projet COMETHE

Ce projet avait comme objectif de proposer des méthodologies et des outils pour l'implantation de démarches d'écologie industrielle sur des espaces délimités, zones d'activité ou territoires plus vastes. Dans ce cadre, des outils et des méthodes ont été élaborés pour évaluer la faisabilité, guider la mise en œuvre et assurer la pérennité de démarches d'écologie industrielle sur de tels espaces. Trois types de terrains d'expérimentation ont été choisis : des espaces en reconversion partielle, des espaces en reconversion totale (des friches industrielles) et des espaces à aménager (des zones dites vierges). Le projet s'est donné comme ambition de proposer des méthodologies utilisables par des acteurs de terrain, et validées par un processus de construction scientifique mêlant disciplines des sciences de l'ingénieur et disciplines des sciences économiques et sociales. C'est pourquoi des experts, des acteurs du monde universitaire et des acteurs spécifiquement impliqués sur les territoires d'expérimentation ont été étroitement associés.

¹ Conception d'Outils et de Méthodes pour l'écologie industrielle. Le projet, financé par l'ANR (programme PRECODD) avait une double finalité : opérationnelle pour des gestionnaires de parcs, scientifique pour enrichir la connaissance sur l'EI et fonder les différents outils. Le projet s'est appuyé sur 12 partenaires, dont deux universitaires, en lien avec 7 territoires. La partie opérationnelle du projet a été retranscrite sous forme d'un site internet (www.comethe.org), de manière à rendre accessibles aux territoires l'ensemble des outils. Un rapport de recherche a en outre été rédigé (Schalchli, coord, 2011).

Le travail présenté dans cet article retrace notre contribution propre à ce projet. En particulier, un schéma original de présentation de la démarche a été élaboré, proposant une articulation des différentes étapes du projet. Conformément aux choix méthodologiques élaborés en commun par les différents partenaires, les quatre étapes qui sont présentées suivent le déroulement logique d'une démarche d'écologie industrielle, du point de vue des acteurs concernés, entreprises et gestionnaires de parcs d'activité (figure 1).

Figure 1 : La démarche générale du projet



Dès la phase de pré-diagnostic, première étape de la démarche, une analyse des flux de matière et d'énergie existants permet d'identifier les potentialités de partage et de bouclage de flux entre les entreprises du territoire (Adoue, 2007). Les parties prenantes à chaque projet sont identifiées et positionnées selon le jeu d'acteurs en présence (Brullot, Maillefert, 2008; Maillefert et Schalchli, 2010). Dans un deuxième temps (étape 2 de la figure 1), différentes méthodologies d'analyse sont proposées pour évaluer et comparer les différentes possibilités d'action liées à ces synergies. Ces méthodologies ont été élaborées par les partenaires du projet au regard de leurs compétences propres. Des indicateurs spécifiques concernant la faisabilité réglementaire, environnementale, économique, technique et enfin l'évaluation des risques ont été proposés. Ces indicateurs d'entreprise sont complétés ensuite par des indicateurs territoriaux qui vont permettre de construire

des scénarii et arbitrer entre différentes configurations d'action sur le territoire. Une des difficultés analytiques de la démarche est ainsi d'articuler les deux échelles, celle des acteurs et celle du territoire.

1.2. La problématique : de l'évaluation à la démarche d'assessment

Le travail présenté dans ce texte explique la méthodologie de construction des indicateurs territoriaux, en lien avec les indicateurs d'entreprise auxquels nous avons également participé².

Le travail de construction d'indicateurs pour l'évaluation des DEI est particulièrement complexe, puisqu'il s'agit à la fois d'évaluer les dimensions micro-économiques de l'action (dimensions économique, réglementaire, d'évaluation technique et des risques) et de relier ces évaluations à la dimension territoriale des projets, évaluée par des indicateurs plus globaux. De tels indicateurs ne sont pas disponibles, au moins dans le cadre précis de l'écologie industrielle. Il existe d'une part, des indicateurs de développement durable, qui sont souvent la déclinaison d'autres indicateurs macroéconomiques à une échelle plus restreinte. Il existe également des évaluations partielles des dimensions techniques de l'écologie industrielle. Mais il n'existe pas d'outil intégré, et qui permet de réaliser une analyse intégrée et le cas échéant processuelle (au sens de Commons, 1950) des démarches. L'outil fournit aux parties prenantes (gestionnaires de parcs, chefs d'entreprises, clubs de zones, structures d'animation) des clés pour argumenter différentes options et comparer, le cas échéant, les résultats potentiels de ces choix d'action. Les critères de décision peuvent être déterminés par l'analyse, ou même être construits in itinere par les acteurs du territoire. L'objectif ultime de ces indicateurs est leur incorporation dans un outil d'analyse multicritères (étape 3), de manière à construire, ou mettre en œuvre selon le cas, des scénarii de développement du territoire.

Ce travail présente ainsi une méthodologie de construction d'indicateurs pour l'évaluation de projets à l'échelle des entreprises et la comparaison d'options d'action à l'échelle territoriale. Il se situe à l'interface de l'étape 2 et de l'étape 3 du projet général (voir figure 1).

Proposer des critères d'évaluation est particulièrement complexe car les démarches d'écologie industrielle sont au croisement de quatre grandes dimensions : techniques et sociales d'une part (Boons et Howard-Grenville, 2011), individuelle et collective d'autre part (Maillefert et Schalchli, 2010). De plus, elles impliquent plusieurs échelles, celle de l'entreprise et du territoire. Enfin, elles s'inscrivent dans une logique de développement durable, au sens où les économies de flux et de matières, la recherche de circuits courts ou la minimisation des transports peuvent s'inscrire dans les objectifs assignés au développement durable (Adoue, 2007; Schalchli, coord, 2011).

Cette pluralité de thématiques et de méthodes constitue une des difficultés majeures de l'évaluation. Des critères pluridimensionnels, adaptés au croisement de ces thématiques doivent ainsi être construits. C'est cette clé d'entrée qui guidera notre lecture de la littérature sur les différentes méthodes d'évaluation des démarches ou des projets d'écologie industrielle.

² Nous avons spécifiquement travaillé sur les indicateurs concernant les acteurs (analyse de l'action collective, des coordinations et des réseaux d'acteurs) et les indicateurs d'entreprise (indicateurs de coûts).

Notre approche de l'évaluation rejoint assez largement celle développée par la Société Française d'Évaluation (SFE), pour qui l'évaluation est à la fois une démarche et un ensemble d'outils pour analyser des politiques, des programmes ou des projets (Baslé, 2008). L'idée elle-même, et sa conceptualisation, provient à l'origine des États-Unis et s'est déclinée assez récemment en France (Baslé, 2008). La tradition française rapporte plus spécifiquement l'évaluation à la question des politiques publiques. Les politiques publiques dont il s'agit ont un double caractère novateur : d'une part, elles peuvent relever d'une logique d'expérimentation³ et d'autre part, elles s'établissent à un échelon territorial.

Les projets d'implantation de parcs d'éco-activités s'inscrivent fréquemment dans une de ces dimensions des politiques publiques, notamment lorsqu'ils résultent de démarches dédiées d'aménagement industriel, à la suite, par exemple d'opérations de reconversion. Il peut s'agir également, comme certains territoires de l'échantillon, d'aménager des zones vierges.

Même si le besoin d'évaluation fait consensus, il ne fait aucun doute que la nature de l'évaluation ainsi que les méthodologies et outils utilisés peuvent être très hétérogènes, suivant ce qu'on veut évaluer. La démarche d'évaluation différencie généralement de manière assez précise les objets de l'évaluation en fonction du positionnement dans le déroulement du programme et de la démarche choisie. Les critères d'efficacité et d'efficience sont ainsi souvent cités (Baslé, 2008). La reconstruction *a posteriori* des logiques de mise en œuvre et la comparaison aux objectifs affichés *a priori* est nécessaire et peut également être très instructive (Kubler et De Maillard, 2009).

Les objectifs et les méthodes d'évaluation peuvent être très différents. Il existe rarement des méthodologies uniques et dédiées. Même en se limitant à un domaine particulier, celui des politiques environnementales, un nombre élevé de méthodologies sont possibles. Crabbé et Leroy (2008, p 46) indiquent ainsi 11 types de clés d'entrées qui correspondent en fait à différents regards sur l'évaluation⁴.

L'approche choisie pour ce travail repose sur plusieurs principes. Le premier se réfère à une vision plurielle de l'évaluation pour laquelle la question de l'incertitude et de la construction des objectifs d'action collective sont fondamentaux. Dans ce contexte, on parle alors d'assessment plutôt que d'évaluation (Herbert *et al.*, 2009). En second lieu, un des enjeux de ce travail consiste à faire un pont entre les évaluations monétaires proposées par l'économie et les évaluations non monétaires (*« quantitatives »*) proposées par l'écologue ou l'ingénieur. C'est pourquoi un travail spécifique a été effectué sur la question de l'évaluation de l'environnement, au croisement de démarches d'analyse produit (ACV, ou analyses de cycle de vie) et d'analyse d'impact (rejets de CO₂ par exemple). Enfin, cette évaluation privilégie une approche normative plutôt qu'optimisatrice du jugement, puisqu'elle permet de construire des scénarii qui seront évalués et arbitrés de manière endogène, par les acteurs du projet. Par conséquent, les outils d'évaluation développés

³ L'expérimentation fait référence en France à un processus d'implémentation d'actions publiques très particulier, régi par la loi organique n° 2003-704 du 1^{er} août 2003 relative à l'expérimentation par les collectivités territoriales. Il s'agit de programmes qui dérogent au droit régalien français puisque seuls certains publics ou certains territoires ont accès à des dispositifs tests. Dans le cas de DEI, le terme d'expérimentation a un sens moins fort, mais l'idée de programmes innovants et éventuellement extensibles ailleurs y est présente.

⁴ 1 Needs analysis; 2 Program theory evaluation; 3 Case study Evaluation; 4 Experiment and quasi experiment; 5 Formative/developmental evaluation; 6 Goal-free evaluation; 7 Impact assessment; 8 Cost-benefit analysis and cost effectiveness analysis; 9 Logframe method; 10 Multi-criteria analysis; 11 Realistic evaluation.

(par exemple des indicateurs) auront comme objectif de donner les moyens de construire une évaluation synthétique pour (et le cas échéant par) les différents acteurs concernés et non pas de fournir des solutions réputées optimales.

2. Background : quelques enseignements de la littérature sur l'évaluation

Pour bien comprendre la logique du travail et les choix qui ont été faits, il convient de se remémorer les antécédents du projet dans lequel se situe cette recherche. Le projet COMETHE résulte de travaux antérieurs (regroupés sur l'acronyme ARPEGE, atelier de réflexion prospective en écologie industrielle). Ces travaux ont effectué un point d'étape sur l'état des recherches du moment en écologie industrielle, et en ont déduit un programme de recherche qui a inspiré le projet COMETHE lui-même (Buclet, dir, 2009). Le groupe ARPEGE a notamment réalisé une revue des méthodologies d'évaluation des expérimentations sur des parcs d'activité qui sert de point de départ à ce travail et qui a contribué à en dessiner les contours.

Le travail du groupe ARPEGE met l'accent sur un certain nombre d'indicateurs⁵ qui évaluent différents aspects de l'écologie industrielle : les flux de matière et d'énergie, le cycle de vie, l'éco-efficacité, le développement durable. La dimension du développement durable n'avait jusque-là pas été spécifiquement analysée dans le cadre de DEI. Cependant, tout en constatant que le croisement entre l'approche technique de l'écologie industrielle et celle du développement durable n'était pas très développé, le groupe n'a pas opéré de classement ni de hiérarchisation des différents indicateurs recensés.

Prenant acte du travail du groupe ARPEGE, notre propre contribution a reconsidéré la question des indicateurs. Une revue préalable des indicateurs de développement durable associés à l'EI a ainsi montré que l'entrée par la durabilité ne permettait pas de proposer des indicateurs intégrés, contrairement à l'intuition de départ (Decouzon, 2011). Ainsi, une recherche bibliographique nouvelle par occurrences et mots-clés a été effectuée sur la période 2001-2012, à partir de l'entrée évaluation (assessment). Cette recherche a permis de dégager des premiers résultats qui ont permis, chemin faisant, de construire les principes de notre propre méthodologie.

2.1. Quelques résultats bibliométriques

Une première recherche a été effectuée par le moteur de recherche scopus. Elle a permis, à partir de l'entrée « assessment » croisée avec celle de « Industrial Ecology » dans les titres d'articles, abstracts et mots clés de délimiter les principales publications du domaine sur presque 11 ans. Il est apparu que près des deux tiers des 344 publications croisant les deux thématiques étaient issues d'une seule revue, le Journal of Industrial Ecology (voir tableau 1). La deuxième revue, le Journal of Cleaner Production, ne couvre que neuf occurrences.

⁵ Un indicateur est « une donnée quantitative qui permet de caractériser une situation évolutive, une action ou les conséquences d'une action, de façon à les évaluer et à les comparer à leur état à différentes dates. » (Observatoire sur la responsabilité sociétale des entreprises, 2003). Pour être pertinents, les indicateurs doivent répondre à certaines caractéristiques : pertinence, précision, fiabilité et coût de collecte acceptable (Perret, 2010). Ainsi, la donnée doit informer au-delà de la simple valeur. Par exemple, la quantité de gaz à effet de serre émis renseigne effectivement sur la pollution mais aussi sur la quantité d'énergie consommée ou encore la qualité de cette énergie.

Nombre total de résultats :

Tableau 1: Les sept premières sources par ordre décroissant d'occurrences dans la base de donnée Sciverse Scopus pour la requête : « assessment » and « industrial ecology » dans les titres, les abstracts et les mots clés sur la période allant du 01/01/2001 au 24/10/2012.

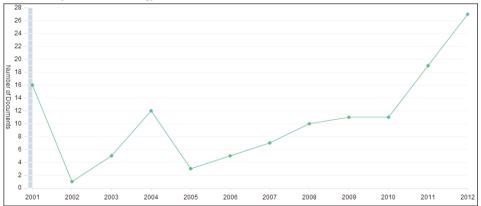
2//

| Nothbre total de resultats . | |
|--|----------------------|
| T'h d | Name to the second |
| Titre des sources | Nombre d'occurrences |
| Journal of Industrial Ecology | 208 |
| Journal of Cleaner Production | 9 |
| Progress in Industrial Ecology | 8 |
| Ecological Economics | 5 |
| Environmental Science and Technology | 4 |
| International Journal of Life Cycle Assessment | 4 |
| Journal of Environmental Management | 4 |

Une recherche approfondie a alors été entreprise dans les numéros du Journal of Industrial Ecology (JIE) en utilisant le moteur de recherche de l'éditeur, Wiley. Le terme assessment⁶ dans le titre des articles du JIE a ainsi été recensé dans 131 publications.

Le graphique 1 montre que la question de l'évaluation est de plus en plus présente dans le JIE avec un bond significatif depuis 2010. Cependant, les papiers qui contiennent le mot « assessment » l'associent le plus souvent avec une forme particulière d'évaluation quantitative, l'ACV (analyse de cycle de vie ou LCA life cycle assessment), qui apparait 97 fois dans les titres d'article. Cependant, malgré un contenu en apparence très technique, certains travaux vont au-delà. C'est le cas par exemple de Canals *et al.* (2011) qui abordent la question des données ou Guinee *et al.* (2011) qui s'interrogent sur la portée de la life cycle social analysis.

Graphique 1: Évolution du nombre d'occurrences du mot « *assessment* » dans les titres d'article du *Journal of Industrial Ecology* du 01/01/2001 au 24/10/2012.



Source : copie d'écran de l'analyse de résultats de Sciverse scopus. 24/10/2012

⁶ L'occurrence « *evaluation* » est bien plus rare, elle n'apparaît que deux fois dans des titres d'article, l'un concerne une ACV, l'autre une évaluation technique.

Une autre manière d'évaluer la performance technique et l'impact environnemental repose sur l'analyse des flux de matière et d'énergie (AFM) (Bringezu et Moriguchi, 2002). Le projet COMETHE utilise cette méthodologie pour identifier et inventorier les flux au tout début de la démarche⁷, tout en cherchant à aller au-delà : l'AFM peut devenir un outil d'évaluation en soi excluant d'autres aspects de la démarche (Buclet, coord, 2009, p.166). De plus, le lien entre réduction des flux et impacts environnementaux n'est pas encore très bien appréhendé dans la littérature (Moriguchi, 2007)⁸.

Notre démarche s'appuie à la fois sur cette recherche bibliographique et une réflexion critique effectuée à partir du travail du groupe ARPEGE. Cette réflexion permet de dégager plusieurs points qui servent d'ancrage à nos propres choix méthodologiques.

2.2. Quelques remarques fondatrices

L'évaluation d'un projet requiert des indicateurs basés réellement sur les principes de l'écologie industrielle et faisant le lien d'une part, entre les différentes échelles de l'évaluation (entreprises et territoires), et d'autre part, entre les différents domaines d'évaluation des projets. Les études sous revue font apparaître un certain nombre de difficultés auxquelles il convient d'apporter des réponses.

Le premier problème concerne l'utilisation d'un outil commun. La plupart des évaluations de projets d'EI sont partielles. Elles s'appuient sur l'étude d'une branche d'activité ou utilisent une seule technique (ACV, exergie⁹...) (Zvolinschi et al., 2007; Whitefoot et al., 2011) ou encore ne prennent en compte qu'un ou deux piliers du développement durable (le plus souvent économique et environnemental) (Decouzon, 2011)¹⁰. La majorité des études se concentrent d'ailleurs sur des indicateurs techniques. Or, un des objectifs du projet COMETHE est de favoriser la convergence méthodologique entre les outils d'évaluation des économistes et ceux des ingénieurs : les premiers utilisent des évaluations monétaires, les seconds des évaluations « quantitatives ». Certains éléments de conversion existent ou sont plus ou moins évidents, soit parce qu'il existe des indicateurs consensuels (la valorisation moyenne d'une tonne de CO, par exemple), soit qu'il existe des prix de marché (dans le cas des déchets par exemple, les coûts à la tonne peuvent être connus). Néanmoins, le domaine de validité de ces évaluations est très réduit, et les entreprises, comme les territoires sont demandeurs d'outils plus larges et surtout, reconnus. Il existe, en économie, un outil qui permet d'effectuer cette convergence, au moins partiellement, c'est l'outil monétaire. Or, l'écologie industrielle mobilise assez peu les résultats de ces évaluations monétaires. Ainsi, cette question n'est mentionnée qu'une fois dans

⁷ La méthodologie Presteo développée par C. Adoue (2007) a été ainsi mobilisée pour l'étude des flux.

⁸ Un des défauts majeurs de ce type d'analyse est de décontextualiser les travaux d'une application d'ensemble.

⁹ En thermodynamique, l'exergie peut se définir comme la « qualité » de l'énergie qui existe dans un système. D'après le premier principe de thermodynamique, la quantité d'énergie d'un système fermé est constante. Le deuxième principe énonce que la qualité de cette énergie tend à diminuer à chaque transformation. Ainsi, il y a une déperdition du travail maximum qui peut être extrait du système lorsqu'il se met à l'équilibre thermodynamique avec son environnement. Par exemple, l'énergie électrique utilisée pour faire tourner un moteur sera de meilleure qualité que l'énergie mécanique de ce même moteur. L'exergie détruite au cours d'une réaction est appelée anergie. Voir notamment Buclet, dir. (2009), p 168 ou Adoue (2007).

¹⁰ Par exemple Khoronen *et al.* (2004) effectuent une évaluation qui se centre sur les piliers du DD et s'intéressent à un secteur particulier.

notre revue, et est effectuée sous l'angle des services écosystémiques, et de manière non opérationnelle (Bakshi et Small, 2011).

La question de la monétarisation de l'environnement est un domaine sensible, dont nous n'interrogeons pas ici la pertinence épistémologique. On peut évaluer pour protéger (Costanza *et al.*, 1997). On peut également évaluer pour construire des principes de compensation voire des marchés (Laurans *et al.*, 2011). Bien évidemment, c'est un outil qu'il faut considérer avec beaucoup de précaution pour différentes raisons, notamment d'incommensurabilité (Sagoff, 2011). L'argument principal qui nous incite à l'adopter est d'ordre pratique : l'appui sur la monétarisation reste dans les faits, le support principal, sinon exclusif, de décision pour les entreprises. Néanmoins, monétariser n'est pas nécessairement marchandiser (Salles, 2011).

En se basant sur la classification des services écosystémiques¹¹ proposé par le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) plusieurs groupes de travail ont proposé des méthodes d'évaluation monétaires plus particulièrement destinées aux entreprises (Sukhdev *et al.*, 2008; TEEB, 2010)¹². Différents travaux français (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009; Revue du CGDD, 2010), ont récemment travaillé sur cette question, en essayant précisément de la lier à la question du développement durable.

L'évaluation de la biodiversité se fait généralement à travers les valeurs d'usage direct, indirect et d'option que portent les services écosystémiques. Celles qui nous intéressent concernent spécifiquement les entreprises et plusieurs méthodes sont utilisées (méthode des coûts de restauration ou de remplacement, du coût évité par le service environnemental, de l'effet de productivité, de la perte de valeur d'un site par changement d'affectation, etc.) (Decouzon, 2011). Malgré ses limites, la prise en compte de ces éléments permet de faire le lien entre les variables de choix de l'entreprise (les coûts évaluables) et celles du territoire (les externalités).

La deuxième remarque concerne le point de vue choisi. Quand elles ne sont pas partielles, les évaluations sont souvent de type monographique. Dans ce cas, l'exercice est bien adapté au cas d'étude mais n'est généralement pas transposable à d'autres cas (le cas typique est l'évaluation de Jacobsen (2006) de Kalundborg). Cependant, il est certain que les variables dont dépendent les démarches d'écologie industrielle sont spécifiques (spécificité des flux, du territoire, des acteurs). En même temps, les indicateurs doivent pouvoir aller au-delà de cette spécificité. La méthodologie doit donc tenir compte de cette variabilité, et rester suffisamment générale pour ne pas verrouiller *a priori* les indicateurs.

En plus de l'approche technique, certains auteurs proposent une évaluation par une grille d'indicateurs de développement durable, mais cette grille ne tient pas forcément compte des spécificités de l'écologie industrielle. La dimension de durabilité des expérimentations d'écologie industrielle, qui est souvent questionnée par ailleurs (Erkman, 2004; Adoue, 2007; Brullot, 2009), est parfois admise implicitement dans les démarches d'évaluation classiques de l'écologie industrielle. Cette durabilité implicite prend différentes formes. Par exemple, Dewulf et Van Langerhove (2005), ainsi que Zvolinschi *et al.*

¹¹ Les services que procurent les écosystèmes sont les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes : services de prélèvement; services de régulation; services culturels; et des services d'auto-entretien (MEA, 2005, p 9).

¹² Groupe de travail « l'économie des écosystèmes et de la biodiversité », pour l'Union Européenne, travail réalisé dans le cadre de l'évaluation économique de la biodiversité (EEB), (Sukhdev coord, 2008).

(2007) se fondent sur le deuxième principe de thermodynamique pour calculer des indicateurs de durabilité. Leur démarche est subordonnée à une hypothèse forte, celle de la durabilité *a priori* des actions d'écologie industrielle (Van Berkel, 2010). Les démarches d'écologie industrielle sont ainsi comparées à des systèmes non synergétiques et ne sont pas évaluées en elles-mêmes¹³.

Dans un autre registre, Côté et Cohen-Rosenthal (1998) se positionnent clairement en faveur de la thèse du développement durable : ils considèrent l'écologie industrielle comme « l'ultime étape permettant d'atteindre le développement durable ». C'est également dans ce sens que Jacobsen (2006) propose une évaluation de la symbiose de Kalundborg, même s'il limite cette étude à l'économie et à l'environnement.

On peut toutefois penser que l'utilisation d'indicateurs de développement durable existants expose à un biais, car ces indicateurs, conçus pour un autre objet, ne sont pas nécessairement adaptés à la thématique spécifique de l'écologie industrielle (Decouzon, 2011). Le projet ARPEGE adopte une position prudente sur cette question : il réfléchit à une vision intégrative et synthétique des différentes dimensions de l'écologie industrielle sans se prononcer de façon définitive sur leur lien avec la durabilité. Il propose ainsi d'utiliser différents indicateurs de performance (par exemple : la quantité d'énergie par unité produite) comme indicateurs environnementaux et économiques sans se positionner définitivement sur les indicateurs de développement durable qui font l'objet d'une étude séparée.

Outre la pertinence de la notion de durabilité en écologie industrielle, le recours aux indicateurs de développement durable pose la question de la clé de lecture (thématique ou par piliers) et de l'échelle d'action qui sont deux thématiques liées. Les cas étudiés montrent que les grilles d'indicateurs de développement durable classés selon les trois piliers classiques présentent des inconvénients. Le premier est le risque de redondance dans les mesures. Des doubles comptes peuvent ainsi être réalisés comme ceux relevés dans la grille d'indicateurs du MESVAL (Martí i Ragué *et al.*, 2006). De plus, les politiques menées en faveur du DD s'organisent à des échelles différentes auxquelles doivent correspondre les indicateurs. Cette remarque implique deux contraintes. D'une part, une approche transversale et pragmatique semble s'imposer, plutôt qu'une vision qui juxtaposerait différents types d'indicateurs. D'autre part, la prise en compte de l'échelle d'action et des acteurs considérés (entreprises ou acteurs publics) invite à différencier indicateurs territoriaux et indicateurs d'entreprise qui renseignent spécifiquement sur ces échelles (Schalchli coord., 2011).

La question du choix de l'échelle d'évaluation est donc fondamentale. Dans le cas d'une évaluation territoriale, la dimension micro-économique peut être perdue de vue surtout si le territoire concerné est grand. Or, cette dimension est indispensable puisqu'il est nécessaire d'impliquer les entreprises dans les démarches. À l'inverse, des évaluations trop ciblées sur les acteurs privés ont tendance à ne pas considérer les effets territoriaux ou alors à les voir comme des externalités non intégrées aux projets (Schalchli coord, 2011). Or, le résultat de l'évaluation peut différer suivant le point de vue choisi (De Schryver *et al.*, 2011). La méthodologie du projet COMETHE intègre la dimension de gestion dans une vision plus large qui connecte l'échelle des acteurs et celle du territoire.

¹³ Dans la réalité, des expérimentations peuvent entraı̂ner des externalités négatives par exemple en cas d'augmentation des transports.

La dernière remarque concerne la nature des évaluations. À part un cas, celui du MESVAL, les évaluations s'effectuent le plus souvent *ex post*. Le projet COMETHE se situe explicitement dans une démarche processuelle et dynamique (*on going process* au sens de Commons, 1950). Cette hypothèse oblige à se donner les moyens d'évaluer les démarches des trois points de vue possibles, *ex ante*, *in itinere* et *ex post*. La démarche telle qu'explicitée dans la figure 1 cherche à formaliser cette idée en intégrant la possibilité d'allers-retours entre les différentes échelles lors des différentes phases de mise en œuvre.

Au total, la revue des indicateurs a montré deux biais majeurs qu'il convient d'éviter. En premier lieu, les évaluations les plus courantes sont le plus souvent de nature technique (et parfois sectorielle) et ne peuvent donc constituer des éléments de dialogue avec des approches évaluatives différentes. Parallèlement, les démarches sont usuellement fondées sur les trois piliers du développement durable (environnement, économie et social) et génèrent souvent des indicateurs fractionnés et spécialisés qui peinent à promouvoir une vraie transversalité, et donnent une image statique de la démarche et de son résultat. Il convient donc de proposer une méthodologie originale qui puisse contourner ces difficultés.

3. Une méthodologie d'évaluation des démarches d'écologie industrielle

La difficulté principale de l'évaluation consiste à intégrer des critères *a priori* hétérogènes. À cet effet, un parti pris de **transversalité** a été réalisé, qui se déploie en deux temps. La transversalité porte d'abord sur le choix des indicateurs. Elle concerne ensuite la question de l'articulation des indicateurs micro-économiques (pour les entreprises) à des indicateurs macro-économiques (pour le territoire).

3.1. Les choix méthodologiques

Une méthodologie processuelle de construction des indicateurs est ainsi proposée. Elle cherche à se positionner du point de vue des acteurs en situation, en partant des acteurs, de leurs réseaux, et des processus de coordination qu'ils mettent en œuvre.

Le travail de construction d'indicateurs s'appuie ainsi sur deux ensembles de travaux. Premièrement, des travaux spécifiques et spécialisés, opérés par chaque partenaire du projet en fonction de son domaine d'analyse. Ces indicateurs vont ensuite être inclus dans une analyse méso-économique, visant à rendre compte de la dimension territoriale de la démarche.

Deux séries d'indicateurs ont ainsi été construits.

Les *indicateurs d'entreprise* sont conçus principalement pour **éliminer** certaines des synergies détectées lors du diagnostic territorial : celui-ci fait apparaître un certain nombre de synergies potentielles (une cinquantaine pour le territoire Dunkerquois) dont la faisabilité doit être évaluée pour opérer un premier tri¹⁴. Différentes dimensions de la faisabilité sont évaluées : technique, réglementaire, économique, de risque ainsi que les impacts environnementaux les plus importants associés à chaque synergie (tableau 2). L'analyse ne mobilise alors que le point de vue des entreprises. Or, les synergies inter-entreprises

¹⁴ Il n'est pas réaliste de penser que cinquante synergies pourront se mettre en place. Il faut donc éliminer très en amont les synergies non faisables.

ne peuvent prendre en charge des éléments qui constituent, pour elles, des externalités. C'est pour cela que des indicateurs plus globaux, que nous appelons indicateurs macro ou indicateurs territoriaux sont proposés et articulés aux précédents.

Tableau 2 : Les indicateurs d'entreprise issus des étapes 1 et 2 de la démarche.

3 indicateurs sont issus de l'analyse du jeu d'acteurs :

Le nombre d'acteurs impliqués

Un indicateur de "facilité " caractérisant l'ensemble des relations des acteurs autour de la DEI

L'interdépendance des entreprises : le nombre de connexions d'une entreprise avec d'autres organismes

2 indicateurs sont issus de l'outil d'analyse technique :

Complexité technique

Pérennité technique

4 indicateurs sont issus de l'outil d'analyse des risques :

Fiabilité du système synergétique en termes

Gain financier comme indicateur de risque financier

Risques environnementaux préliminaires en termes de criticité

Risques techniques préliminaires en termes de criticité

4 indicateurs sont issus de l'outil d'analyse environnementale :

Priorité de l'impact environnemental.

Différentiel d'impact dû à la synergie.

Robustesse de l'évaluation.

Indicateur environnemental agrégé des trois indicateurs précédents est proposé.

5 indicateurs sont issus de l'outil d'analyse économique :

Produits ou revenus générés du fait de la vente de matières, d'énergie ou de services

Coût d'investissement.

Coût de fonctionnement de la synergie

Coût de revient moyen.

Solde de l'évaluation économique

Source: d'après COMETHE, 2011

La méthodologie de construction des indicateurs territoriaux a été effectuée à partir du croisement de deux types d'information : sur l'écologie industrielle et sur les territoires. En complément, la logique de construction suit la démarche d'un acteur au fil de son évaluation de la synergie.

3.2. Une déclinaison en quatre thématiques

Les indicateurs proviennent soit de grilles existantes ou sont construits *ad hoc*¹⁵. Ils sont classés autour de quatre grands thèmes : flux de matière et d'énergie en entrée et sortie ; fonctionnement du pôle d'El créé par la démarche ; intégration environnementale ; et développement territorial. Certains de ces indicateurs sont plus pertinents à l'échelle des entreprises et d'autres seront à considérer à une échelle plus vaste. Ces indicateurs sont proposés à titre indicatif, leur sélection finale sera réalisée par les utilisateurs en fonction de leurs objectifs. Deux des thèmes concernent la *dimension interne* des synergies, deux concernent la *dimension externe*.

- Flux entrant et sortant

Ce premier grand thème prend appui sur le but fondamental de l'EI: la réduction des flux de matière et d'énergie. Les flux sont répartis en quatre domaines: la maîtrise de l'énergie, la maîtrise de l'éau, la maîtrise des déchets et le transport durable. Chacun d'eux peut être un objectif en soi d'une démarche d'EI ou en être une conséquence collatérale bénéfique. Dans le cas de ces indicateurs, l'intérêt environnemental et économique est conjoint, puisque la diminution de consommation d'énergie et de matière première, d'un côté, et de la production de déchets, de l'autre, sont synonymes de réduction de coûts. Certains ont même un impact social. C'est le cas des indicateurs de transport puisqu'une diminution du trafic par exemple s'accompagne d'une diminution du risque sur la route ou des nuisances sonores. De plus, ces quatre objectifs concilient intérêt privé (réduction de coût) et commun (diminution de la pression sur l'environnement).

- Fonctionnement de la synergie

L'analyse du fonctionnement interne s'est inspirée de la démarche de Korhonen (2001) qui définit quatre grands principes de l'EI : le bouclage, la diversité (des acteurs), la coopération et la proximité.

Le bouclage traduit plutôt la dimension technico-économique de l'EI en développant l'idée que le but est bien de réduire au maximum les entrées et sorties de matière et d'énergie. Outre la réduction à proprement parler par le changement de processus de production, le seul moyen d'arriver à ce résultat est de tirer le maximum de l'utilisation de chacun des éléments physiques et institutionnels présents. C'est bien la solution que propose une synergie éco-industrielle de bouclage (interne ou non). Par ailleurs, les trois autres objectifs ont trait à la gouvernance de la synergie. Notre approche considère la gouvernance comme une dimension incontournable au bon déroulement de la démarche (voir tableau 2). Korhonen (2001) en fait un des principes d'une démarche d'EI en proposant les critères de la diversité (des acteurs impliqués) et de la coopération. Ces critères seront retenus d'un point de vue pratique, aux côtés de ceux fournis par l'analyse du jeu d'acteurs.

¹⁵ Les indicateurs qui sont retenus respectent, autant que faire se peut, les contraintes posées par Hardi et Zdan (1997) : la simplicité, la validité et la disponibilité.

- Intégration environnementale

Le parti pris de la méthodologie est de mesurer l'intégration environnementale par l'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques. La difficulté est de trouver des éléments qui soient évaluables. Il convient de s'appuyer sur des valeurs tangibles autrement dit véritablement mesurables. Elles sont de deux sortes : monétaires et non monétaires. Chevassus-au-Louis et al. (2009) ainsi que Levrel (2007) reprennent la classification de la biodiversité en deux catégories : remarquable et non remarquable. Ce choix de classification, qui peut sembler peu pertinent est motivé essentiellement par des raisons pratiques. En effet, les deux catégories sont importantes soit du fait de leur valeur intrinsèque (leur rôle dans un écosystème) soit du fait de la valeur donnée par l'homme (valeur culturelle), mais la seconde peut être plus importante pour la conservation « ordinaire » de la biodiversité. Levrel (2007) souligne ainsi l'intérêt qu'il y a à compter le nombre d'individus d'une espèce commune pour évaluer l'évolution d'un milieu donné. C'est pour cela que les indicateurs nationaux et territoriaux en Europe intègrent le comptage d'oiseaux communs. Pour la biodiversité remarquable ou non, la mesure ne peut amener à une donnée monétaire puisqu'on ne peut pas évaluer l'impact direct en termes de perte de services écosystémiques (valeur de non-usage).

Nous proposons ainsi des indicateurs monétarisés sur la base du rapport de Chevassus-au-Louis (2009) et des indicateurs quantitatifs non monétaires. Un exemple de ces indicateurs est donné dans le tableau 3.

- Développement territorial

La dimension territoriale des démarches d'EI est un élément fondamental. La réussite des démarches d'EI peut générer un « double dividende », de l'activité économique (durable) et une image positive du territoire.

Une analogie est possible entre l'évaluation des performances des pôles de compétitivité et celle des DEI car certains objectifs sont communs (la performance, l'ancrage territorial, l'attractivité) (Commissariat Général au Développement Durable et DATAR, 2010; Hussler *et al.*, 2010). Mais les seuls indicateurs économiques classiques pour l'évaluation du développement d'un territoire ne peuvent suffire (Stiglitz *et al.*, 2009; Gadrey et Jany-Catrice, 2009; Olszak, 2012). Nous proposons là aussi des indicateurs qui seront révélateurs des évolutions apportées spécifiquement par les démarches d'EI et qui constituent le plus souvent des externalités, notamment pour les entreprises.

Une synthèse des indicateurs est proposée dans le tableau 3. À chaque fois, un mode de calcul est proposé.

La grille doit être considérée comme un outil flexible pour un utilisateur. Elle doit être adaptée aux réalités du terrain, aux enjeux de la DEI et aux attentes des acteurs. C'est pourquoi des indicateurs *ad hoc*, en lien avec la démarche de cette grille, peuvent être construits par les acteurs en cas de besoin spécifique.

La section suivante cherche à tester la pertinence de la méthodologie sur un des territoires du projet. Elle ne procède pas à un test des indicateurs eux-mêmes, mais à un test de la méthodologie de construction de ces indicateurs.

| Thèmes | Sous-thèmes | Ex. d'indicateur | Calcul | | |
|----------------------------------|--|--|--|--|--|
| Réduction des flux E/S | Déchets | Valorisation de déchets | quantité de déchets /quantité de matières premières | | |
| | Eau | Évolution de la consommation d'eau | consommation actuelle - consommation prévue | | |
| | Energie | Évolution de la quantité d'énergie finale par unité produite | consommation actuelle - consommation prévue | | |
| | Transport | Évolution du nombre de poids lourds | nombre actuel (comptage) - nombre prévu (calcul en fonction des changements du à la démarche). | | |
| Fonctionnement de la synergie | Fonctionnement économique | Coût de revient moyen | Somme des dépenses qu'elle doit fournir avant de vendre une unité de sa production. | | |
| | Fonctionnement technique | valorisation de déchets en interne | quantité des déchets valorisés prévus par rapport à la situation actuelle. | | |
| | Gouvernance | Indicateur de facilité | Moyenne des intensités des relations des acteurs avec l'acteur pivot pondérées par leur importance (information issues de l'étape 1 de COMETHE). | | |
| Développement territorial | Attractivité | Attractivité en cas de création | Nombre d'entreprises prêtes à s'installer sur le nombre d'entreprises prospectées. | | |
| | Impact économique | Poids du système synergétique dans l'économie du territoire | Part du site en CA, valeur ajoutée ou emplois dans l'économie du territoire. | | |
| | Impact social | Accès aux services | Le nombre de services. | | |
| Intégration environnementale | Evaluation environnementale préliminaire | Force de l'enjeu environnemental global | Résulte du couplage des impacts potentiellement évités/générés. Selon analyse environnementale de l'étape 2 de COMETHE. | | |
| | Indicateurs non monétaires | Nombre d'individus d'espèces rares | Nombre actuel - nombre prévu | | |

Tableau 3: Les indicateurs pour l'évaluation des DEI

4. Application au territoire Dunkerquois

La méthodologie a été testée spécifiquement sur un des territoires pilotes du projet COMETHE, le territoire de Dunkerque qui est le témoin le plus complet de la démarche, par l'antériorité des expérimentations, et par le nombre tests effectués au cours de la recherche. Sur ce territoire fortement industrialisé, l'écologie industrielle s'est historiquement développée à partir d'une synergie entre deux entreprises emblématiques, Arcelor (aujourd'hui Arcelor-Mittal) et GDF (aujourd'hui GDF-Suez). Les démarches d'El sont portées par de nombreux acteurs, rassemblés dans l'association ECOPAL (partenaire du projet COMETHE) qui a, à l'occasion du projet, réalisé un inventaire des flux de matière et d'énergie sur le territoire portant sur plus de 200 entreprises. Le test présenté ici est issu du travail de terrain effectué à cette occasion 17.

4.1. Test des indicateurs

L'inventaire des flux de matières et d'énergie a mis en évidence de nombreuses synergies potentielles. L'une d'entre elle a semblé réalisable à très court terme : il s'agit d'une synergie de substitution entre deux entreprises, Seabulk et Arcelor autour d'un flux de minerai.

¹⁶ ECOPAL : économie et écologie partenaires dans l'action locale (www.ecopal.org). Cette association est liée à la CCI, mais son conseil d'administration comporte des représentants très variés du territoire économique.

¹⁷ La méthodologie générale de collecte des données concernant l'inventaire des flux a été construite dans le cadre du projet COMETHE. L'apport de notre analyse concerne le test des indicateurs plutôt que la collecte des données elles-mêmes.

L'entreprise Seabulk produit un déchet d'activité assez volatil sous forme de poussières de minerai (charbon et métal). Ces dernières en s'envolant se redéposent sur les zones d'habitations. Pour remédier à ce problème, l'entreprise s'est engagée à nettoyer ses surfaces extérieures et à faire traiter ses poussières.

Arcelor, de son côté, utilise le charbon comme combustible. Suite à une modification technologique, elle peut consommer un combustible d'une plus faible pureté qu'antérieurement et accepter les poussières de Seabulk.

Seabulk est une société spécialisée dans la manutention portuaire de produits en vrac : charbon et minerais. Une grande quantité de poussière est perdue dans les processus de chargement/déchargement mais aussi quand la matière est stockée (le stockage étant en plein air). Ces poussières de minerai métallique et charbon mélangés retombent sur la voirie du site de l'entreprise et chez les riverains. L'entreprise doit donc nettoyer sa voirie et évacuer ces particules polluantes. Elles représentent 10 à 15 kilotonnes de matière à traiter par an.

Avant la synergie, les poussières étaient stockées sur le site de Seabulk avant d'être collectées par bateau par une entreprise allemande. L'entreprise de collecte supportait le coût du transport et se rémunérait par la revente du minerai et du charbon issus du processus de séparation. Seuls le stockage et le chargement restaient à la charge de Seabulk. Mais les capacités de stockage de l'entreprise étaient telles que la surface occupée par les poussières était proportionnellement petite. De plus, le coût des procédures de protection du stock contre l'envol (par arrosage ou application d'un certain type de laque) était assez faible. Les coûts de chargement étaient également négligeables (10 000 euros au plus), puisque la manutention portuaire de ce type de produit est la spécialité de l'entreprise. L'incitation au changement de pratique n'était donc pas directement économique. Par contre, l'acceptabilité des poussières par la population locale ainsi que les retombées futures d'un partenariat avec la plus grosse entreprise du territoire semblent des motivations plus crédibles.

Arcelor-Mittal, groupe métallurgique dominant sur le territoire a installé sur son site de Dunkerque une plate-forme de pré-homogénéisation. Cette installation permet de recevoir du minerai de qualité inégale pour l'intégrer dans le processus de production. L'entreprise a sans doute créé cette installation afin de pouvoir utiliser ses propres sous-produits dans un premier temps, puis pour en recevoir de l'extérieur. Par ce biais, l'entre-prise serait capable d'utiliser les poussières collectées par Seabulk directement dans ce nouveau processus.

La mise en relation des deux acteurs s'est faite suite à l'inventaire des flux réalisé en 2009 dans le cadre du projet. Cette synergie potentielle présente plusieurs avantages. D'abord, elle serait l'occasion de réduire l'impact environnemental global en raccourcissant les distances sur lesquelles les poussières sont transportées. Ensuite, elle permettrait de créer de l'activité sur le territoire. Enfin, elle renforcerait les liens entre les acteurs de la zone d'activité et par là, serait un premier pas vers d'autres projets.

Les tests techniques pour l'utilisation des poussières de Seabulk par Arcelor ont été concluants. Il reste donc à identifier et argumenter la meilleure manière de concrétiser le bouclage de ce flux sur le territoire.

Les évaluations ont été réalisées du point de vue territorial, sur trois scenarii. Le premier est le transport des poussières par camion de Seabulk vers Arcelor. Le deuxième

est le transport des poussières par péniche de Seabulk vers Arcelor. Le troisième est la construction d'un séparateur sur le territoire (comme celui qui existe en Allemagne).

Les scenarii ont d'abord été passés au crible des analyses de faisabilité qui s'avèrent concluantes pour chacun d'entre eux. L'évaluation territoriale permet de mieux anticiper leurs impacts et leur intérêt pour les parties prenantes.

Une grille d'évaluation a été construite qui tient compte des motivations de chaque acteur (articulation micro et méso-économique). Comme recommandé par la méthodologie de construction de la grille, nous avons choisi au moins un critère par thème. Les indicateurs sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 4 : Récapitulatif des indicateurs pour l'évaluation des trois scenarii

| Thème | Réduction de flux en entrée et sortie | Fonctionnement de la synergie | | | | Développe- ment territorial | Integration environnementale | |
|-------------------------|---|-------------------------------|-------------------------|-----------------------|----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------------|
| Indicateur | Quantité de poussière | Contrainte réglementaire | complexité technique | Solde (coût- gain) | Nombre d'acteurs impliqués | Acitivtée créée | impact négatif | impact positif |
| Unité | Pourcentage de poussière totale | | échelle de 1 à 5 | keuros | Nombre | échelle de 1 à 5 | échelle de 1 à 5 | échelle de 1 à 5 |
| Scenario | | | | | | | | |
| Transport par camion | 100 | 2 | 1 | 50 | 4 | 2 | 4 | 3 |
| Transport par bateau | 100 | 2 | 2 | 65 | 4 | 2 | 3 | 3 |
| Séparateur | 100 | 2 | 3 | 400 | 7 | 5 | 3 | 2 |

Réduction de flux en entrée et en sortie du système synergétique :

- *Quantité de poussière mise en synergie*. Le but du projet est qu'Arcelor utilise les poussières de Seabulk comme combustible soit directement, soit après séparation. Cet indicateur permet de mesurer cette quantité dans chaque scénario. Il est très important puisqu'il mesure la dimension locale de l'activité. La quantité de poussière traitée au travers de la synergie est ainsi un indicateur d'efficience de la synergie.

Fonctionnement interne du système synergétique :

- *Complexité technique*. Chacun des scenarii envisagés demande des adaptations plus ou moins importantes pour les deux entreprises. De plus, le scénario du séparateur engagerait un troisième acteur pour la construction de la structure. Là aussi, il est important de bien connaitre ou du moins bien mesurer les implications techniques. Cet indicateur découle de la synergie elle-même et implique les différents acteurs. Ce critère technique ne peut être qu'estimé. Une graduation sur 5 a été choisie, de 1 (très faible) à 5 (très complexe).
- Solde (coût-gain) de la synergie. La grille générale propose un indicateur « coût de revient moyen ». Dans cet exemple, l'évaluation porte sur le solde afin de pouvoir mettre en lumière les impacts économiques à court terme des différents scenarii. Dans une optique territoriale, peu importe qui devra supporter le coût (on peut envisager que la collectivité prenne en charge le coût financier s'il y a un avantage pour le territoire). Mais il n'en reste pas moins que le coût peut être un frein à la mise en place d'un projet. Pour les entreprises, seuls les coûts supportés par elles-mêmes les

intéressent. Pour illustrer la différence des visions, prenons le scénario de la création d'un séparateur sur le territoire. Cette solution aura un coût de 400 000 euros sur le territoire et ce quel que soit le financeur, mais les gains directs sont nuls puisqu'il n'y aura gain économique que si l'activité de la structure est suffisante (et profitable).

- Nombre d'acteurs impliqués dans la synergie. La dimension territoriale de la synergie suppose que le nombre d'acteurs du territoire impliqués soit le plus important possible. En effet, ce type de démarche permet de rapprocher des entités différentes, de les faire se connaître et de créer des liens et des relations de confiance qui ouvrent la voie à des projets futurs. On peut envisager que cette synergie, quel que soit le scénario retenu, appelle d'autres acteurs soit comme fournisseurs soit comme utilisateurs. Pour abonder dans ce sens, le fait d'avoir une diversité d'acteurs (ici, des entreprises et une structure associative assurant un intérêt commun) assurerait un mode de gouvernance plus en adéquation avec les attentes territoriales. Néanmoins, il ne faut pas sous-estimer les difficultés liées à la coordination d'un grand nombre d'acteurs.
- Contrainte réglementaire. Elle reflète les difficultés existantes ou potentielles de mise en place de la synergie du fait de la réglementation en vigueur. C'est un indicateur lié au contexte. En matière de déchet, cette contrainte peut être très forte. La réglementation et la législation peuvent empêcher la démarche, soit directement soit indirectement, en la rendant plus complexe. Cet aspect n'est pas à négliger. Cet indicateur est normalement issu de l'outil réglementaire mais le test de cet outil n'a pas été réalisé sous forme utilisable sur le territoire. Nous avons donc choisi une graduation sur 5 : de 1 (très faible) à 5 (très compliqué).

Développement territorial¹⁸:

Création d'activité. Cet indicateur mesure la création d'activité induite par la mise en place de la synergie par rapport à la situation actuelle. C'est ici une évaluation qualitative faite sur l'ensemble du territoire sur une échelle de 1 à 5 en estimant que l'activité actuelle est de 1 et que plus elle est élevée, plus l'activité localement générée est importante.

Intégration environnementale :

Elle est évaluée par deux indicateurs, *l'impact environnemental négatif* et *l'impact environnemental positif*. Ils sont mesurés sur une échelle à cinq échelons. C'est une estimation par rapport à la situation actuelle. Il peut paraître curieux d'avoir deux indicateurs liés à l'impact environnemental qui, en plus, semblent être deux approches d'une seule et même donnée. Mais, il est tout à fait possible qu'un changement de pratique entraîne des modifications sur l'un des deux indicateurs sans pour autant affecter le second de la même façon. Par exemple, dans le scénario « transport par camion », nous avons estimé que l'impact négatif diminue d'une unité et l'impact positif augmente de deux unités par rapport à la situation actuelle. Sur le premier indicateur, c'est essentiellement le raccourcissement du trajet qui amène la diminution de la valeur. Sur le second, c'est l'utilisation des poussières comme combustible sans traitement préalable qui permet d'économiser des ressources directement puisées dans les gisements. Ce sont donc deux approches complémentaires.

¹⁸ Nous définissons ici le "territoire" comme étant le champ d'action géographique ou organisationnel d'une démarche d'écologie industrielle, le plus souvent déterminée par les compétences de l'acteur public ou parapublic qui pilote la DEI et les objectifs d'action collective des différents participants. Ainsi, le territoire peut être la zone d'activité, un ensemble de zones, un réseau d'entreprises, etc (Decouzon *et al.*, 2012).

4.2. Interprétation

Certains indicateurs sont directement issus de la méthodologie. C'est le cas du solde des coûts ou du nombre d'acteurs impliqués. D'autres, comme l'activité créée sont des proxys pour pallier le manque d'informations statistiques. À noter que l'indicateur « quantité de poussière » est spécifique au flux de matière étudié. Il a été créé pour les besoins de l'évaluation et s'inscrit dans le thème « réduction de flux en entrée et sortie ».

Il est important de garder en mémoire qu'à cette étape, il ne s'agit pas de comparer les trois scenarii mais de s'assurer de la pertinence de chacun des projets indépendamment des deux autres. Ainsi, la lecture ligne par ligne du tableau permet d'avoir une vue d'ensemble pour l'évaluation de chaque scénario. L'utilisateur de la méthodologie peut mieux apprécier si un scénario donné est intéressant à mettre en œuvre en fonction des avantages et des difficultés intrinsèques des projets. Ici, chaque scénario apparaît comme potentiellement avantageux. Pourtant, seulement l'un des trois sera retenu à l'exclusion des deux autres. Il faut donc être capable de les départager. Pour cela, il conviendrait de les comparer en fonction de différents critères. Dans l'exemple présenté, on peut constater que la quantité de poussière et la contrainte réglementaire ne sont pas discriminantes puisque pour les trois scenarii la valeur est la même. Ainsi, les indicateurs restants peuvent devenir des critères de comparaison. Il est toujours possible d'introduire d'autres critères pour affiner l'analyse.

Depuis cette évaluation, Seabulk et Arcelor ont trouvé un accord et la synergie est en fonctionnement. C'est le transport par camion qui a été choisi. Plusieurs raisons peuvent expliquer ce choix. La souplesse et l'habitude du transport routier expliquent la faible complexité technique par rapport au transport par bateau. De plus, les économies faites par rapport à avant la synergie sont directes pour Arcelor¹⁹.

L'association ECOPAL a servi d'intermédiaire entre les acteurs mais ne souhaite pas s'impliquer dans la mise en œuvre de la synergie. Il est donc probable que la question de la construction d'un séparateur sur le territoire n'ait pas été mentionnée dans les négociations. De plus, ce séparateur rendrait le pré-homogénéisateur d'Arcelor moins utile et donc financièrement moins intéressant.

Conclusion

Les démarches d'EI, pour se développer et être validées, doivent s'appuyer sur des éléments d'évaluation solides. Ce travail a tenté de proposer des outils d'évaluation pour des entreprises et des territoires. Ces outils sont conçus pour guider la décision, par exemple celle d'un porteur de projet territorial (utilisation *ex ante*), mais peuvent aussi avoir une portée plus générale d'évaluation de démarches territoriales (utilisation *ex post* ou même *in itinere*). La méthodologie s'avère plus efficace dans le cas d'une extension ou d'un redéploiement que dans le cas de zones vierges pour lesquelles la question du choix de projet relève plus de caractéristiques non économiques (contexte historique et économique, propriétaire du terrain, position et objectifs des différents acteurs territoriaux).

D'après le responsable environnement et risques technologiques à Arcelor et secrétaire d'Ecopal, l'entre-prise aurait déjà fait une économie 100000 euros. On ne sait pas cependant si le coût du transport est déduit. http://www.lechodelalys.fr/Actualite/Pas-de-Calais/Cote_d_Opale/2011/09/24/arcelormittal-et-sea-bulk-font-des-petit.shtml consulté le 24/09/2011

Le point de départ de construction de ces outils est une revue des indicateurs d'évaluation des synergies d'écologie industrielle. Parmi ces indicateurs, certains sont directement applicables à l'El tandis que d'autres ont besoin d'être adaptés, voire doivent être construits ex-nihilo.

Les démarches habituelles, fondées sur les trois piliers du développement durable (environnement, économie et social) ou sur des évaluations très spécialisées (ACV majoritairement) génèrent souvent des indicateurs fractionnés et spécialisés qui peinent à promouvoir une vraie transversalité et donnent une image statique de la démarche et de son résultat. Du point de vue méthodologique, notre parti pris de transversalité s'articule en deux temps. La transversalité porte d'abord sur le choix des indicateurs, en essayant de dépasser l'approche cloisonnée habituelle en trois dimensions (économique, sociale et environnementale). Elle concerne ensuite la question de l'articulation des indicateurs micro-économiques (pour les entreprises) à des indicateurs méso-économiques (pour les territoires). En complément, elle propose quelques indicateurs dédiés à la gouvernance du projet.

La méthodologie de construction des indicateurs proposée ici cherche à se positionner du point de vue des acteurs en situation, en partant des acteurs, de leurs réseaux, et des processus de coordination qu'ils mettent en œuvre. Les indicateurs sont classés autour de quatre grands thèmes : flux de matière et d'énergie en entrée et sortie, fonctionnement du pôle d'EI créé par la démarche, intégration environnementale et développement territorial. Certains de ces indicateurs sont plus pertinents à l'échelle des entreprises et d'autres seront à considérer à une échelle plus vaste (le territoire construit par les acteurs). Les indicateurs environnementaux sont particulièrement importants pour la prise en compte des externalités qui se déploient à l'interface des entreprises et des territoires. Néanmoins, les choix d'indicateurs, au final, pourront être réalisés par les utilisateurs en fonction des objectifs de l'action collective, voire même être co-construits par les parties prenantes du projet.

Des éléments de test sur un territoire ont été suggérés. Ces tests, bien qu'assez frustres (et limités également par des questions d'accès aux données)²⁰ donnent un retour positif sur la pertinence des indicateurs retenus, même si la phase suivante, qui est l'évaluation multi-critères des scénarii n'est pas présentée ici. Certains indicateurs ont enfin encore besoin d'être affinés pour mieux les intégrer avec les autres thématiques du projet (la faisabilité technique, les critères environnementaux les critères juridiques et les critères d'évaluation du risque).

Remerciements

Ce travail retrace en partie les résultats d'un projet de recherche financé par l'ANR entre 2008 et 2011. La réalisation de cette contribution a été permise grâce au soutien direct des différents contributeurs au projet, notamment au sein du Clersé, et tout particulièrement Irène Adamides et Guillaume Ouinas, ingénieurs d'étude. Certaines des questions abordées dans ce papier ont été longuement discutées avec Paul Schalchli (OREE), mais aussi entre les 12 partenaires du projet. Nous tenons particulièrement à remercier les partenaires territoriaux Dunkerquois, Agnès Delamare et Peggy Ricart ainsi que l'association ECOPAL.

²⁰ Il est toujours difficile d'obtenir des données sur les flux ou les coûts. Parfois, les entreprises ne les connaissent pas ou craignent de les divulguer. Les intermédiaires (comme l'association ECOPAL) cherchent également à protéger l'information pour ne pas risquer de se trouver en défaut vis-à-vis des entreprises.

Références

- Adoue C., 2007. Mettre en œuvre l'écologie industrielle. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne.
- Baslé M., 2008. Économie, conseil et gestion publique. Suivi et évaluation de politiques et de programmes. Economica, Paris.
- Bakshi B., Small M. J., 2011. Incorporating Ecosystem Services into Life Cycle Assessment, *Journal of Industrial Ecology* 15 (4), 477–478.
- Boons F., Howard-Grenville J., eds. 2011. The Social Embeddedness of Industrial Ecolgy, Edward Elgar, Cheltenham.
- Bringezu S., Moriguchi, Y., 2002. Material Flow analysis, *In R. & L. Ayres, A Handbook in Industrial Ecology*. Edward Elgar, Cheltenham, 79-90.
- Buclet N., (coord), 2009. Atelier de réflexion prospective sur l'écologie industrielle (ARPEGE), Rapport pour l'ANR, programme Precodd, mimeo, Ed. UTT et CNRS, 151-215.
- Brullot S., 2009. Mise en œuvre de projets territoriaux d'écologie industrielle en France: vers un outil méthodologique d'aide à la décision. Thèse doctorale, Université de technologie de Troyes.
- Brullot S., Maillefert M., 2008, Industrial Ecology in Practice: from Flow Analysis to Coordination Processes Analysis. 14th Annual International Sustainable Development Research Conference. India Habitat Centre, New Delhi, India, September 21-23.
- Canals L. M. I., Azapagic A., Doka G., Jefferies D., King H., Mutel C., Nemecek T., Roches A., Sim S., Stichnothe H., Thoma G. and Williams A., 2011, Approaches for Addressing Life Cycle Assessment Data Gaps for Bio-based Products. *Journal of Industrial Ecology* 15, 707–725.
- Chertow M. R., 1998. The Eco-industrial Park Model Reconsidered. Journal of Industrial Ecology 2 (3), 8-10.
- Chertow M. R., 2007. "Uncovering" Industrial Symbiosis. Journal of Industrial Ecology 11 (1), 11-30.
- Chevassus-au-Louis, B. (dir), 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Ed. Centre d'analyse stratégique, Paris.
- Commissariat général au développement durable, 2010. Les indicateurs de développement durable, MEEDDM, janvier.
- Commissariat Général au développement durable et DATAR, 2010. Les indicateurs territoriaux de développement durable Premier niveau, MEEDDM, janvier.
- Commons J. R., 1970 [1950], The Economics of Collective Action. University of Wisconsin Press, Madison.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., Robert V., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P., Van den Belt M., 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* 387, 253-260.
- Côté R.P., Rosenthal E., 1998. Designing Eco-Industrial Parks: A Synthesis of Some Experiences. Journal of Cleaner Production 6 (3/4), 181-188.
- Crabbé A., Leroy P., 2008. The Handbook of Environmental Policy Evaluation. Cromwell Press, Trowbridge.
- Decouzon C., 2011, Contribution à l'analyse des démarches d'écologie industrielle, mémoire de stage de master 2 économie et gestion de l'environnement et du développement durable, Université Lille 3.
- Decouzon C., Maillefert M., Petit O., Sarran A., 2012, Formes contractuelles et arrangements institutionnels dans le domaine de l'écologie industrielle, un essai de typologie. *Colloque COLEIT*, Troyes, 17 au 18 octobre.
- De Schryver A. M., van Zelm R., Humbert S., Pfister S., McKone T. E. and Huijbregts M. A. J. 2011, Value Choices in Life Cycle Impact Assessment of Stressors Causing Human Health Damage. *Journal of Industrial Ecology* 15, 796-815.
- Dewulf J., Van Langenhove H., 2005. Integrating Industrial Ecology Principles into a Set of Environmental Sustainability Indicators for Technology Assessment. *Resources, Conservation and Recycling* 43, 419-432.
- Duret B., 2007. Premiers retours d'expériences en écologie industrielle : études de cas en Europe et en Amérique du Nord. *Les cahiers de la Chaire d'écologie industrielle* juillet, 1-60.

- Erkman S., 2004. Vers l'écologie industrielle, Ed. Charles Léopold Mayer, Paris.
- Gadrey J., Jany-Catrice F., 2009. Une société soutenable a-t-elle besoin de nouveaux indicateurs ? CRDP, collection Questions ouvertes.
- Graedel Y.E, Allenby B.R., 1995. Industrial Ecology. Prentice Hall, Englewood Cliffs.
- Guinée J., Heijungs R, Huppes G., 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future, Environ. Sci. Technol. 45 (1), 90–96.
- Hardi P., Zdan T. (ed.),1997. Assessing Sustainable Development: Principles in Practice. International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg.
- Herbert V., Maillefert M., Petit O., Zuindeau B, 2009. Risque environnemental et action collective: l'exemple de la gestion du risque d'érosion à Wissant (Côte d'Opale), *VertigO* 9 (3).
- Hussler C., Muller P., Ronde P., 2010. Les pôles de compétitivité : morphologies et performances. *Séminaire Eurolio*, Toulouse, 10 au 11 juin 2010.
- Jacobsen N. B., 2006. Industrial Symbiosis in Kalundborg, Denmark: a Quantitative Assessment of Economic and Environmental Aspects. *Journal of Industrial Ecolology* 10, 239-55.
- Korhonen J., 2001. Four Ecosystem Principles for an Industrial Ecosystem. Journal of Cleaner Production 9, 253-259.
- Kubler D, De Maillard J, 2009. Analyser les politiques publiques, PUG, Grenoble.
- Laurans Y, Leménager Th, Aoubid S, 2011. Les paiements pour services environnementaux, AFD. http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/07-A-Savoir.pdf
- Levrel H., 2007. Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité? Ed. Cahiers de l'IFB.
- Maillefert M., Schalchli P., 2010. Pré-requis pour la construction d'une méthodologie pour l'implantation d'une démarche d'écologie industrielle à l'échelle d'un espace territorial, *In* Maillefert M., Petit O., Rousseau S. (coord), *Ressources, territoires, patrimoines et développement durable*, chap 3, Peter Lang, Berne.
- Martí I Ragué Xavier, Dir., 2006. Guide de recommandations pour la planification et la gestion des zones industrielles avec l'écologie industrielle, Ecosind. Projet INTERREG IIIC
- Massard G., 2011, Les symbioses industrielles: une nouvelle stratégie pour l'amélioration de l'utilisation des ressources matérielles et énergétiques par les activités économiques, thèse doctorale, Université de Lausanne.
- Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being, 2005. Synthesis, ONU.
- Mirata M., 2005. *Industrial Symbiosis: a tool for sustainable regions*. Doctoral Dissertation. The international institute for Industrial Environmental Economics, Lund Sweden, october, 271 p.
- Moriguchi Y., 2007. Material Flow Indicator to Measure Progress Toward a Sound Material-Cycle Society. J. Mater Cycles Waste Manag 9, 112-120.
- Observatoire sur la responsabilité sociétale des entreprises (Orse). 2003. Analyse comparative d'indicateurs de développement durable.
- Olszak E., 2012. Les indicateurs territoriaux de développement durable, document de travail, Clersé.
- Perret B., 2010. L'évaluation des politiques publiques, La Découverte, Paris.
- Sagoff M., 2011. The Quantification and Valuation of Ecosystem Services. Ecological Economics 70, 497-502.
- Salles J-M., 2011. Valuing Biodiversity and Ecosystem Services: Why Put Economic Values on Nature? C. R. Biologies, 334, 469-482.
- Schalchli P. (coord), 2011. Rapport COMETHE, Rapport pour l'ANR, programme Precodd. www.comethe.org.
- Stiglitz J., Sen A., Fitoussi, J-P, 2009. Richesse des nations et bien-être des individus. Performances économiques et progrès social. Odile Jacob, Paris.
- Sukhdev P., coord, 2008. Les économies des écosystèmes et de la biodiversité, rapport d'étape. Ed. Communauté Européenne.
- TEEB., 2010. L'Économie des écosystèmes et de la biodiversité : Intégration de l'Économie de la nature. Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB.

- Van Berkel R., 2010. Quantifying Sustainability Benefits of Industrial Symbioses. *Journal of Industrial Ecology* 14 (3), 371-373.
- Whitefoot K. S., Grimes-Casey H. G, Girata C. E., Morrow W. R, Winebrake J. J., Keoleian A. G., Skerlos J., 2011. Consequential Life Cycle Assessment With Market-Driven Design, *Journal of Industrial Ecology* 15 (5), 726-742.
- Zvolinschi A., Kjelstrup S., Bolland O., van der Kooi H., 2007. Exergy Sustainability Indicators as a Tool in Industrial Ecology *Journal of Industrial Ecology* 11 (4), 85-98.