

MESURER L'ÉCONOMIE CIRCULAIRE À L'ÉCHELLE TERRITORIALE

UNE ANALYSE SYSTÉMIQUE DE LA GESTION DES MATIÈRES ORGANIQUES À BRUXELLES

Stephan Kampelmann¹

*Department of Applied Economics, Université Libre de Bruxelles
Institute for Landscape Planning and Ecology, University of Stuttgart*

L'économie circulaire connaît un engouement réel et apparaît comme une approche prometteuse pour rompre avec les flux linéaires qui commencent par l'extraction d'une ressource et finissent par la création d'un déchet. Mobilisant la théorie des systèmes socio-écologiques et différents indicateurs d'impact, cet article souligne l'existence de trajectoires alternatives vers la circularisation de l'économie et montre que ces alternatives ne sont pas neutres quant à leurs conséquences économiques, sociales et environnementales. La mesure de ces conséquences, pour le cas des flux des matières organiques dans la métropole bruxelloise, permet de faire ressortir deux trajectoires potentielles : celle d'une « troisième révolution industrielle », avec une prolongation de la logique de croissance économique basée sur l'accumulation de capital et une expansion quantitative, et celle d'une « post-croissance », créatrice d'une nouvelle organisation polycentrique du travail et d'un développement qualitatif moins intensif en capital.

Mots clés : infrastructures, politique industrielle, planification sectorielle, analyse de projets, économie de l'écologie

Apparu d'abord comme une opposition à des flux linéaires qui commencent par l'extraction d'une ressource et finissent par la créa-

1. L'auteur tient à remercier Nicolas Scherrier, Patrick Van Den Abeele, Cédric Chevalier, Swen Ore, Bertrand Vanbelle, Laurent Dennemont et Stefan Döblin pour leurs contributions à la recherche présentée dans cet article. Cette recherche fait partie du projet TURaS et a reçu un financement dans le cadre du 7^e Programme de recherche, de développement technologique et de démonstration de l'Union européenne *via* le contrat de subvention n° 282834.

tion d'un déchet, le terme « économie circulaire » connaît depuis une dizaine d'années un engouement réel. De nombreuses entreprises multinationales (Philips, Unilever, Cisco, Google, etc.) confessent désormais être des promoteurs zélés de cette nouvelle forme d'économie. Les administrations de plusieurs métropoles européennes (Bruxelles, Paris, Rotterdam, Amsterdam, etc.) ont lancé des initiatives visant à rendre leurs économies plus circulaires. La Commission européenne, elle aussi, a rejoint l'engouement pour le concept en présentant une stratégie d'économie circulaire pour l'Union européenne. De son côté, le secteur de la consultance et des fondations privées (Ellen MacArthur, New Economics Foundation) a produit une littérature abondante vantant les nouveaux « business models » de l'économie circulaire. Enfin, le secteur académique commence lui aussi à s'approprier le sujet, en prolongeant parfois d'autres approches telles que celle de l'écologie industrielle.

L'objectif de cet article n'est pas de tracer les contours de ce vaste discours polymorphe et politisé sur l'économie circulaire. En revanche, nous positionnons la circularisation des flux économiques comme un idéal-type – jamais atteignable, mais sous certaines conditions souhaitable – qui pourrait guider la transition socio-écologique. Or, si la circularisation de l'économie peut apparaître comme un objectif sensé pour rendre l'utilisation des ressources biophysiques plus soutenable, force est de constater qu'existent des chemins alternatifs pour s'y rapprocher – et que ces alternatives ne sont pas neutres quant à leurs conséquences économiques, sociales et environnementales. En effet, nous montrons que la circularisation pourrait prendre la forme de deux trajectoires contrastées : celle d'une « troisième révolution industrielle » (Rifkin, 2008), avec une prolongation de la logique de croissance économique basée sur l'accumulation de capital et une expansion quantitative, et celle d'une « post-croissance », créatrice d'une nouvelle organisation polycentrique du travail et d'un développement qualitatif moins intensif en capital.

Sur le plan théorique (section 1), notre analyse de la circularisation économique s'appuie sur la théorie des systèmes socio-économiques, une approche interdisciplinaire croisant des éclairages portant sur des éléments biophysiques (écosystèmes, flux, cycles naturels, etc.) et anthropiques (institutions, règles, acteurs, etc.) qui forment ensemble les systèmes socio-écologiques au sein

desquels évolue l'activité économique. Ce cadre théorique nous permet de rendre compte de l'encastrement des flux économiques, à la fois dans une réalité biophysique et dans un cadre socio-politique.

Sur le plan empirique (section 2), nous illustrons les enjeux de la circularisation pour le cas des matières organiques urbaines dans le contexte spécifique de la métropole bruxelloise. Le cas du système socio-écologique de Bruxelles est particulièrement intéressant car la métropole est actuellement confrontée à un choix entre plusieurs trajectoires possibles : des initiatives qui pourraient s'amplifier et devenir des trajectoires du type « troisième révolution industrielle » ou « post-croissance » y cohabitent encore à l'heure actuelle. Puisque le gouvernement bruxellois a affirmé une volonté politique de s'engager dans la circularisation de l'économie régionale (un Plan régional d'économie circulaire est en rédaction), notre analyse pourrait informer la délibération sur le choix de la trajectoire socio-écologique dans le domaine des matières organiques.

La section 3 compare les deux trajectoires socio-écologiques vers une plus grande circularité des flux organiques à l'aune de leurs implications sociales et environnementales ainsi que d'une série d'indicateurs économiques. Enfin, la section 4 présente nos conclusions.

1. Cadre théorique

1.1. Circularisation des flux économiques

Le terme d'« économie circulaire » désigne aujourd'hui un ensemble hétéroclite d'idées à différentes échelles visant, entre autre, la réduction des déchets, la restauration des ressources naturelles, la génération d'énergies renouvelables, la création d'opportunités entrepreneuriales, une nouvelle révolution industrielle, la relance de la croissance économique en Europe et la soutenabilité de la croissance des pays émergents (Lyle, 1985 ; Stahel, 2010 ; McDonough et Braungart, 2002 ; Ellen MacArthur Foundation, 2015). Puisqu'il nous semble difficile de fonder une définition solide de l'économie circulaire sur son utilisation dans le langage courant, nous proposons ici une définition qui s'inspire de

l'absence totale de déchets dans les cycles naturels pour formuler un idéal-type de la circularité économique. Nous pouvons alors définir deux idéaux-types de flux :

- *Les flux linéaires*. Ce sont des flux matériels qui commencent par l'extraction d'une ressource, passent par la transformation et l'usage de cette ressource sous forme d'une marchandise et finissent par la création d'un déchet². Depuis la seconde moitié du 19^e siècle, toutes les activités économiques – y compris celles qui s'auto-labellisent comme « économie circulaire » – s'apparentent à cet idéal-type : elles utilisent des ressources et produisent des déchets à des quantités variables mais toujours positives (Georgescu-Roegen, 1987, McNeill, 2001) ;
- *Les flux circulaires*. Ce sont des flux matériels qui ne connaissent ni un début ni une fin : lorsque un processus « se sépare » d'une matière, elle est ensuite « consommée » par un autre processus. Les flux naturels dans les cycles décrits par l'écologie scientifique (cycle de l'eau, de l'azote, du carbone, etc.) s'apparentent à cet idéal-type.

Selon cette définition, un « flux circulaire » se rapproche de l'idéal-type des cycles naturels parfaitement bouclés. Bien qu'il soit a priori souhaitable d'orienter le fonctionnement des systèmes économiques vers celui des écosystèmes naturels, force est de constater que la circularisation des flux n'est pas en soi un critère suffisant pour évaluer la désirabilité de différentes trajectoires alternatives. Dans certains cas, comme cela a été documenté pour les biopolymères, une circulation de la matière peut engendrer des effets environnementaux négatifs, par exemple une consommation accrue d'énergie à cause des boucles de circulation trop grandes et des processus de transformation énergivores. Dans d'autres cas, la circularisation des flux peut donner lieu à des conflits sociaux, par exemple lorsque des terres arables sont dédiées à la production d'agrocarburants au lieu de servir à la production

2. La production de déchets n'apparaît pas seulement en bout de processus mais aussi à chaque étape intermédiaire (extraction, transformation, usage, etc.). Nous ne pouvons pas discuter ici le caractère socialement construit de la notion de déchet. Notons cependant que la distinction entre un déchet et une ressource dépend d'une appréciation sociale influencée par des facteurs multiples (dont la concentration, la quantité, la valeur marchande, le degré de toxicité, l'odeur, les normes sociales et légales, etc).

de denrées alimentaires. Enfin, une initiative de circularisation peut avoir des conséquences économiques négatives, par exemple lorsqu'elle remplace des filières intensives en main-d'œuvre par des procédés automatisés. Par ailleurs, la circulation des flux matériels n'est économiquement soutenable que lorsque le coût des matières premières est supérieur au coût de maintien des matériaux en circulation.

Par conséquent, il convient d'analyser des initiatives de circularisation non comme un objectif en soi, mais à l'aune des indicateurs économiques, sociaux et environnementaux. Ce type d'évaluation est bien entendu extrêmement complexe et donne lieu à des arbitrages désormais bien documentés dans la littérature portant sur les indicateurs multi-dimensionnels. La fondation d'Ellen MacArthur propose d'adresser la multi-dimensionnalité de l'évaluation de différents types de production en rajoutant des « indicateurs complémentaires » concernant l'eau, l'énergie ou les émissions GES à son Material Circularity Indicator qui capterait la circularité des flux matériels (Ellen MacArthur Foundation, 2015). Mais la littérature sur l'économie circulaire n'a pas de réponse claire quant aux arbitrages entre les différents indicateurs : une entreprise qui consomme davantage de matériaux mais moins d'énergie est-elle toujours moins « circulaire » qu'une autre qui consomme moins de matériaux et plus d'énergie ?

Dans cet article nous proposons de positionner les différentes stratégies de circularisation des flux économiques à l'aide de l'analyse systémique. Inspirée à la fois des travaux en sciences naturelles et en sciences sociales, notre approche souligne la connectivité des systèmes biophysiques et anthropiques en tant que « systèmes social-écologiques » (Dietz *et al.*, 2003, Holling, 2006) ou « régimes socio-écologiques » (Fischer-Kowalski et Haberl, 2007). Cette approche permet de situer l'effort de bouclage des cycles de matières dans un champ d'interactions complexes et invite à penser la multidimensionnalité d'une initiative de circularisation comme une *trajectoire socio-écologique* (Barles, 2015), c'est-à-dire d'une co-évolution multi-dimensionnelle.

1.2. Notion et analyse de systèmes socio-écologiques

Par l'imbrication de différents sous-systèmes et la multitude de variables en interaction constante, les systèmes socio-écologiques

sont en général de nature extrêmement complexe. Mais cette complexité ne doit toutefois pas être confondue avec l'impression de chaos ; en effet plusieurs traditions académiques se sont attachées avec succès et de longue date à l'analyse des systèmes complexes. Dans les années 1970, la pensée systémique a révolutionné la compréhension des biotopes complexes tels que les forêts ou les océans en les pensant comme des écosystèmes intelligibles. Vers la même époque, un groupe de chercheurs du MIT a appliqué l'analyse systémique à l'évolution de différentes variables biophysiques et économiques mondiales et ainsi estimé « les limites de la croissance » au-delà desquelles les systèmes mondiaux de production deviendraient instables. Historiquement et intellectuellement enracinée dans la science de l'ingénierie, l'analyse de systèmes est aujourd'hui une discipline académique à part entière, tandis que d'autres disciplines ont développé des théories spécifiques sur les systèmes monétaires, solaires, scolaires, juridiques, etc.

Parmi les approches les plus pertinentes pour nos objectifs se trouve une littérature interdisciplinaire qui analyse les systèmes socio-écologiques à l'aune de leur *métabolisme* (Fischer-Kowalski et Haberl, 2007). Alors que la plupart de ces contributions se situent au niveau macroscopique, une littérature en expansion rapide s'intéresse à des métabolismes territorialisés, et en particulier aux métabolismes des agglomérations urbaines (Barles, 2010).

Il est sans doute significatif que l'analyse de systèmes socio-écologiques ait connu un premier essor en Belgique avec les travaux de l'École de Bruxelles fondée par Paul Duvigneaud dans les années 1970. En ce sens, l'ouvrage « L'écosystème Belgique » de Billen *et al.* (1983) est remarquable pour avoir déjà essayé de transposer des éléments de la démarche écologique en tant que méthode scientifique au système industriel belge. Le sous-titre « Essai d'écologie industrielle » illustre également que cet ouvrage a anticipé des réflexions sur l'organisation linéaire ou circulaire des systèmes industriels. Il est alors regrettable que ce type d'analyse se soit progressivement estompé du paysage académique belge ; les analyses holistiques à l'instar de « L'écosystème Belgique » (Billen *et al.*, 1983) ou de « L'écosystème Bruxelles » (Duvigneaud & Denayer-De Smet, 1975) ne sont en tout cas réapparues que très récemment dans les programmes de recherche poursuivis dans ce pays.

Quant à leurs méthodes, les analyses de systèmes de l'école de Duvigneaud ont privilégié les diagrammes des flux, rappelant ainsi des schématisations en écologie scientifique telles que le cycle de l'azote ou le cycle du carbone. La complexité d'un ensemble socio-écologique, tel que le système industriel belge analysé par Billen et ses coauteurs, a sans doute été pensée en analogie avec la complexité de la magistrale représentation par Duvigneaud de la forêt dans laquelle plusieurs de ces cycles s'imbriquent pour, ensemble, former un écosystème. En revanche, les approches plus récentes développées par Elinor Ostrom et d'autres ont davantage formalisé le rôle des acteurs, leurs interactions, ainsi que les différentes règles et institutions qui régissent les systèmes socio-écologiques (Ostrom, 2007 et 2008). Notre intention dans cet article est de combiner en quelque sorte ces deux traditions en abordant une série plus large d'éléments d'un système, c'est-à-dire non seulement les cycles de matières (école de Duvigneaud), mais également les facteurs institutionnels (Ostrom).

Pour opérer une analyse systémique il convient de caractériser le système que l'on souhaite examiner. Dans le cas d'un système socio-écologique, cette caractérisation portera sur divers éléments de nature hétérogène. Un premier ensemble regroupe les éléments *actionnels* qui concernent les acteurs du système, mais aussi les interactions entre ces acteurs. Le deuxième ensemble fait référence aux éléments *biophysiques* qui caractérisent les espaces du système (une vallée, des quartiers, un centre, une périphérie, etc.), les artefacts (une usine, des produits) ainsi que les flux matériels en son sein. Enfin, une troisième ensemble regroupe les éléments *encadrants* qui sont le domaine du système, les règles qui régissent son fonctionnement ainsi que son échelle³.

2. Le système de gestion de la matière organique à Bruxelles

Dans cette section nous esquissons la configuration actuelle du système socio-écologique régissant les flux de matières organiques

3. Ces éléments génériques des systèmes social-écologiques combinent les approches de Duvigneaud et d'Ostrom : les flux matériels, l'échelle à laquelle ils sont organisés et les espaces qui accueillent ces flux sont directement issus de l'analyse des écosystèmes tels que décrits par la Synthèse Ecologique (Duvigneaud, 1974) ; le domaine du système, les acteurs et leurs interactions ainsi que les règles qui régissent le système sont empruntés à la représentation du *Institutional Analysis and Development Framework* d'Elinor Ostrom (2010).

à Bruxelles ; nous examinons lesquels de ces flux se rapprochent le plus des idéaux-types linéaire ou circulaire définis plus haut et décrivons leurs interactions avec les autres éléments actionnels, biophysiques et encadrant du système actuel.

Avant d'aborder les particularités du cas bruxellois, notons que les matières organiques urbaines représentent un enjeu économique et écologique considérable. Tout d'abord par leur grande quantité puisqu'elles comptabilisent, à elles seules, environ 40 % des déchets solides communaux en Europe. Ensuite par le faible taux de collecte sélective, puisque à l'heure actuelle seulement 30 % des déchets organiques seraient, selon les données du « European Compost Network », collectés et traités séparément. D'aucuns soutiennent que la réduction des apports aux décharges et la production d'énergie et de différentes substances valorisables procureraient des avantages financiers aux pouvoirs territoriaux. Pour le Royaume-Uni, ces bénéfices seraient de l'ordre de 1,1 milliards de dollar et 2 GWh d'électricité par an (Ellen MacArthur Foundation, 2015). À l'échelle globale, Steffen *et al.* (2015) ont identifié l'utilisation actuellement démesurée de l'azote et du phosphore comme deux limites planétaires que l'humanité a déjà franchies : 118 millions kg de phosphore seraient perdus chaque année (Jonckhoff et van der Kooij, 2015). Boucler les cycles de l'azote et du phosphore, deux engrais minéraux essentiels pour l'agriculture et contenus en grande quantité dans les déchets organiques urbains, semble alors une priorité pour éviter les instabilités planétaires évoquées par Steffen *et al.* (2015). Enfin, la circularisation des matières organiques urbaines apparaît indispensable pour endiguer l'érosion des terres arables en Europe (Servigne, 2014).

2.1. Domaine

Nous entendons par le « domaine » du système sa portée générale, souvent associée aux diverses fonctions qui y sont organisées. La portée du système actuel intègre non seulement les flux de résidus organiques et d'excréments humains et animaux, mais aussi, de manière indissociable, les flux hydriques potables et gris : une grande partie des déchets organiques est évacuée par les canalisations sous forme d'excréments humains. En plus de l'agriculture suprarégionale, la production agricole régionale et même urbaine semble jouer un rôle de plus en plus important dans le système

actuel, notamment à cause d'une demande croissante pour des produits « locaux » et l'engouement pour des activités potagères intramuros. Enfin, deux autres éléments du domaine sont la production biologique indigène ainsi que l'approvisionnement énergétique de la région bruxelloise – deux aspects qui étaient auparavant pris en charge par des systèmes séparés.

2.2. Échelle

L'échelle du système est d'abord définie par la taille des stocks – par exemple, le système gère les flux organiques engendrés par 1 120 000 habitants, 350 000 navetteurs et au moins autant d'animaux domestiques – et des flux des intrants et sortants. L'échelle géographique du système est une fonction de l'étendue de ces flux. Aujourd'hui, la plupart des flux sortant sont pris en charge par un dispositif industriel à la périphérie de la métropole. Alors que certains flux sont encore continentaux, voire globaux (notamment les intrants alimentaires, mais aussi le traitement des cendres volants), d'autres sont nationaux (captage d'eau en Wallonie, biométhanisation en Flandre) et la plupart régionaux (incinération, épuration, compostage).

2.3. Acteurs

Alors que les 19 communes de Bruxelles ont gardé une partie de leur autonomie quant à la gestion des déchets (propreté de la voirie communale, déchetteries communales, etc ;), la métropole s'est dotée d'un gouvernement régional qui est, depuis 1989, l'acteur politique principal du système. C'est le ministère en charge de la propreté publique, de la collecte et du traitement des déchets, une fonction actuellement déléguée à la Secrétaire d'État à la Région de Bruxelles-Capitale, Fadila Laanan, qui en a la compétence. Le gouvernement régional peut notamment influencer les règles du système, par exemple en matière de tri obligatoire, ainsi que dans la rédaction et la mise en place des marchés publics dans le domaine de la collecte et du traitement des déchets. Il finance par l'impôt plusieurs acteurs ainsi que de nombreuses infrastructures nécessaires au fonctionnement du système.

Le système est caractérisé par un nombre élevé d'opérateurs publics : en plus des opérateurs en charge de l'acheminement, de la distribution et de l'évacuation de l'eau (l'eau bruxelloise est gérée

par quatre opérateurs publics différents), on doit citer l'opérateur public principal de la collecte et du tri des déchets, l'Agence Bruxelles-Propreté (ABP). Bien que ces opérateurs travaillent souvent encore « en silo », des institutions plus transversales comme Bruxelles-Environnement sous la tutelle du ministère de l'Environnement et les initiatives comme l'Alliance Emploi-Environnement ou le Brussels Waste Network visent à mieux coordonner l'ensemble du système.

Une partie essentielle de la gestion du système est aujourd'hui déléguée à une série d'acteurs privés, notamment sous forme de partenariats public-privé (PPP) : on y retrouve par exemple les entreprises multinationales VEOLIA, SUEZ et INDAVER qui occupent désormais des positions-clés du système.

Du côté de la production des déchets organiques, les acteurs principaux sont les entreprises du secteur de l'hôtellerie, de la restauration et des cafés, les autres institutions proposant des lieux de consommation alimentaire (écoles, administrations, bureaux, prisons, etc.) ainsi que les ménages bruxellois. Les déchets verts proviennent pour l'essentiel des jardins et des parcs de la métropole et sont « produits » par les services communaux ou régionaux, les entreprises de jardinage et les particuliers.

Notons qu'un nombre croissant de ménages agit non seulement en tant que producteur de déchets organiques (cuisine) ou de déchets verts (jardin), mais est également activement engagé dans leur traitement par compostage. Selon une enquête de Bruxelles Environnement de 2012, 17 % des Bruxellois pratiquent une forme de compostage (un chiffre en hausse de 7 point par rapport à 2000). Une partie des ménages qui pratique le compostage est soutenue par le secteur associatif (WORMS asbl, Le Début des Haricots asbl, Centre d'écologie urbaine asbl, etc.), ainsi que par les administrations communales et régionales, par exemple à travers des formations de compostage (la région et l'association WORMS ont ainsi formé environ 400 « maîtres-composteurs »).

2.4. Interactions/flux

Les interactions entre le gouvernement régional, les opérateurs publics et les PPP donnent lieu à des flux financiers importants. En effet, le gouvernement finance, par l'impôt, les opérateurs publics :

L'ABP reçoit, en plus des 48 millions d'euros de recettes propres en provenance des ménages et des entreprises, une dotation annuelle de 140 millions d'euros, alors que, selon les chiffres de 2013, le coût total de son action dépasse même les 190 millions d'euros (dont 30-40 % peuvent être attribués aux immondices organiques). La collecte des eaux est également un poste budgétaire important : à titre d'exemple, la SBGE, l'opérateur public responsable du réseau des égouts et des collecteurs, déclare des dépenses annuelles de 70,6 millions d'euros en 2013.

L'utilisation généralisée des PPP rend l'analyse des flux financiers, mais aussi des relations juridiques entre les acteurs, extrêmement complexe. L'incinérateur à Neder-Over-Heembeek est exploité par l'entreprise privée Bruxelles-Energie SPRL, détenu à 60 % par l'ABP et à 40 % par SUEZ Environnement ; la plateforme de compostage à Forest est exploitée par l'entreprise privée Bruxelles-Compost SA (60 % ABP, 40 % INDAVER – une multinationale avec un chiffre d'affaires de 203 millions d'euros en Belgique) ; la station d'épuration Nord est exploitée par Acquiris, filiale de VEOLIA WATER, pour une annuité qui s'élevait à 41 millions d'euros en 2013/2014. L'usine de biométhanisation à Ypres est opérée par IVVO cvba, un partenariat public-privé entre plusieurs pouvoirs territoriaux flamands et INDAVER. Bien qu'il nous soit impossible de chiffrer l'ensemble des flux financiers du système actuel, nous les estimons à au moins plusieurs centaines d'euros par an et par habitant – une situation qui reflète certes le plus grand flux de déchets, mais qui contraste néanmoins fortement avec le système bénéficiaire de la première moitié du 19^e siècle (*cf.* Kohlbrenner 2014).

Il est d'ailleurs à noter que malgré les sommes importantes versées à des partenaires privés dans le système actuel, les relations au sein des PPP sont souvent tendues et donnent fréquemment lieu à des conflits juridiques. Le cas le plus extrême d'un tel conflit était sans doute l'arrêt de la station d'épuration Nord en décembre 2009 à la suite d'un litige entre VEOLIA et ses partenaires publics. Plusieurs procédures juridiques liées à cet incident et entamées par les pouvoirs territoriaux flamands en aval de la Senne sont encore en cours. Par ailleurs, une procédure devant le Tribunal de première instance de Bruxelles oppose la SBGE et VEOLIA pour une

facture de 5,5 millions d'euros hors taxes réclamée par la multinationale française.

Le système donne aussi lieu à des flux financiers inverses, c'est-à-dire en provenance du traitement des déchets. Cela concerne en premier lieu la production d'énergie par l'incinérateur qui couvrirait environ 10 % de la consommation en électricité de Bruxelles. Ceci dit, l'apport énergétique des matières organiques, qui représentent entre 30 et 50 % des intrants à l'incinérateur mais qui sont composées d'eau à 80 %, est beaucoup plus faible (voire négatif) comparé aux autres immondices. D'autres flux financiers inverses mais moins importants sont issus de la commercialisation du « technosable » produit par la station d'épuration Nord et du compost produit par les plateformes de compostage de Forest (en région bruxelloise) et de Grimbergen (en Flandre).

La vente d'environ 9 200 tonnes de compost par an est d'ailleurs le seul flux significatif qui revient à l'agriculture, en l'occurrence à une poignée d'agriculteurs du Brabant Wallon pour un prix qui ne dépasse guère 5 euros par tonne (Bruxelles Environnement 2015). Bien que ce flux transporte des nutriments minéraux de la ville vers les cultures régionales, il ne peut pas être rapproché de l'idéal-type d'un flux circulaire. En effet, le produit de Bruxelles-Compost est issu de la décomposition d'une partie de la végétation indigène de Bruxelles – 17 000 tonnes en provenance des parcs, des jardins, des arbres de voiries etc.⁴ – et ne résulte donc pas de l'importation des aliments de l'agriculture. Ceci est d'ailleurs la raison pour laquelle son contenu en azote et en phosphate est relativement faible et que ce compost doit plutôt être considéré comme un amendement physique qu'un engrais minéral ou biologique. Les résidus des sacs plastiques qui se trouvent dans le produit de Bruxelles-Compost diminuent également sa valeur aux yeux des agriculteurs. Les autres flux organiques sortants sont linéaires et ne reviennent pas à l'agriculture extramuros, notamment environ 144 000 tonnes de déchets organiques provenant des ménages (123 kg/hab/an) qui sont incinérés chaque année (Bruxelles Environnement 2015).

4. Le reste des 30 000 tonnes par an de déchets verts collectés à Bruxelles (déchets verts ménagers collectés en PAC et en PAP, jardiniers et entrepreneurs privés, parcs de l'IBGE) est traité par la plateforme de compostage à Grimbergen.

Mention doit cependant être faite des flux encore très modestes (quelques centaines de tonnes par an) vers l'usine de biométhanisation située à Ypres. En effet, la biométhanisation constitue un procédé bio-industriel qui permet la production d'énergie : le méthane produit par l'usine de Ypres est converti en électricité, un procédé qui limite cependant le rendement à 30 %. Le rendement est largement supérieur si le gaz est utilisé de façon thermique (chauffage, moteurs). À la fin de la digestion anaérobique, il est également possible, moyennant un apport supplémentaire en matière carbonée et en oxygène, d'obtenir un compost qui peut boucler le cycle vers l'agriculture, comme le fumier urbain du 19^e siècle décrit par Barles (2015). Ceci dit, les acteurs politiques du système bruxellois n'ont pas de prise sur la gouvernance de cette usine située à 130 kms de Bruxelles qui ne serait en toute vraisemblance pas en mesure de digérer les quelque 144 000 tonnes/an de déchets organiques en provenance des ménages bruxellois (la capacité de l'usine à Ypres est de 25 000 tonnes/an). Une autre limite sérieuse à l'utilisation d'un compost issu de la digestion anaérobique est, au moins à l'heure actuelle, sa contamination potentielle en résidus plastiques, métaux lourds (plomb, cadmium) et polluants organiques (HAP).

Par l'action de 17 % de la population pratiquant le compostage décentralisé, une partie de la production végétale indigène est mélangée, souvent sous forme de broyat, à des apports azotés en provenance des déchets organiques des ménages et de quelques institutions (résidences, écoles, entreprises de jardinage). Le gouvernement investit aussi, *via* le ministère de l'Environnement et pour des sommes relativement dérisoires, dans cette filière en soutenant la sensibilisation à des actions citoyennes telles que le compostage collectif, considéré comme une manière d'éviter des déchets (Dennemont, 2012). L'association WORMS a recensé une centaine de composts de quartier traitant entre 300 et 520 tonnes de déchets organiques par an. La plupart du temps, le compost issu de ce traitement est réutilisé dans l'écosystème régional. Comme le fumier urbain au 19^e siècle, le compostage décentralisé bénéficie constamment des apports linéaires externes en provenance de l'agriculture suprarégionale et participe ainsi à la concentration des minéraux dans les centres urbains.

2.5. Espaces/artefacts

Les espaces et artefacts du système actuel reflètent les deux approches alternatives qui co-existent aujourd'hui. La première repose sur un traitement centralisé par un dispositif industriel situé à la frange du noyau urbain, à cause de sa taille et des nuisances sonores, olfactives et esthétiques qu'il engendre : centre de tri, plateforme de compostage, incinérateur, station d'épuration. Ce dispositif est connecté par voie routière à un réseau de collecte des déchets solides et d'égouttage pour les eaux usées. La deuxième approche est un traitement décentralisé des flux basé sur des espaces et des artefacts qui se trouvent à l'intérieur de la cité, comme les stations de compostage collectif ou individuel.

L'artefact le plus visible et le plus présent dans la conscience collective bruxelloise est sans doute le sac imposé par ABP pour la collecte des déchets ménagers. Il prend des couleurs différentes selon son contenu (blanc, bleu, jaune, vert, orange) et, étant en plastique et non recyclés, constitue à lui seul une pollution importante.

2.6. Règles

Les différentes directives européennes concernant l'épuration des eaux usées et le traitement des déchets ont sans doute eu une influence sur le développement du dispositif actuel. La directive cadre n° 2008/98/CE fixe notamment des objectifs quant à la proportion des déchets organiques qui doit être collectée et traitée séparément des autres ordures ménagères. Il existe aussi des règles plus diffuses concernant ce qui peut être considéré comme écologique et contribuant au développement durable. Un indicateur récurrent est la production d'énergie à partir des sources « renouvelables » – le gouvernement bruxellois a ainsi octroyé des certificats verts à l'incinérateur opéré par APB/SUEZ au motif de sa production « d'énergie renouvelable ». Tenu comme prioritaire sur d'autres règles, le soutien à l'énergie renouvelable, notamment sous forme du Feed-In Tarif qui est une subvention que reçoit un fournisseur d'énergie renouvelable lorsqu'il injecte de l'énergie dans le réseau, oriente les systèmes de flux organiques vers la valorisation énergétique, que ce soit par l'incinération ou la digestion anaérobie. Cette règle semble actuellement plus prioritaire que le retour des nutriments vers l'agriculture.

Un autre ensemble de règles concerne le cadre financier et légal qui a ouvert la voie aux nombreux partenariats public-privé. Ces règles définissent la forme et le contenu des marchés publics initiant les partenariats, y compris la répartition des charges et des risques financiers. Alors que les marchés publics des PPP du système bruxellois sont conclus entre pouvoirs territoriaux et entreprises multinationales, une partie importante des règles proviennent d'instances politiques supérieures.

Les interdépendances entre règles, domaines et espaces apparaissent clairement dans la configuration actuelle du système. Contrairement à d'autres villes comme Seattle ou la plupart des agglomérations en Italie qui sont plus à la pointe dans le domaine, le tri des matières organiques n'est pas obligatoire à Bruxelles. Bien que le gouvernement régional soit formellement en mesure de modifier cette règle, les espaces du système ne sont actuellement pas en mesure de traiter des flux organiques séparés. En plus du coût financier d'un investissement dans de nouveaux espaces, une modification des règles existantes aurait aussi un coût politique que les décideurs ne sont pas prêts à payer à l'heure actuelle. D'où cette règle récente et potentiellement provisoire d'un tri volontaire dans certaines communes qui conduit à un flux de matière organique acheminé par camion vers l'usine de biométhanisation d'Ypres. Ce tri volontaire va néanmoins aider les opérateurs à évaluer plus précisément les flux à traiter et proposer des modifications au dispositif existant qui serait à même de les prendre en charge.

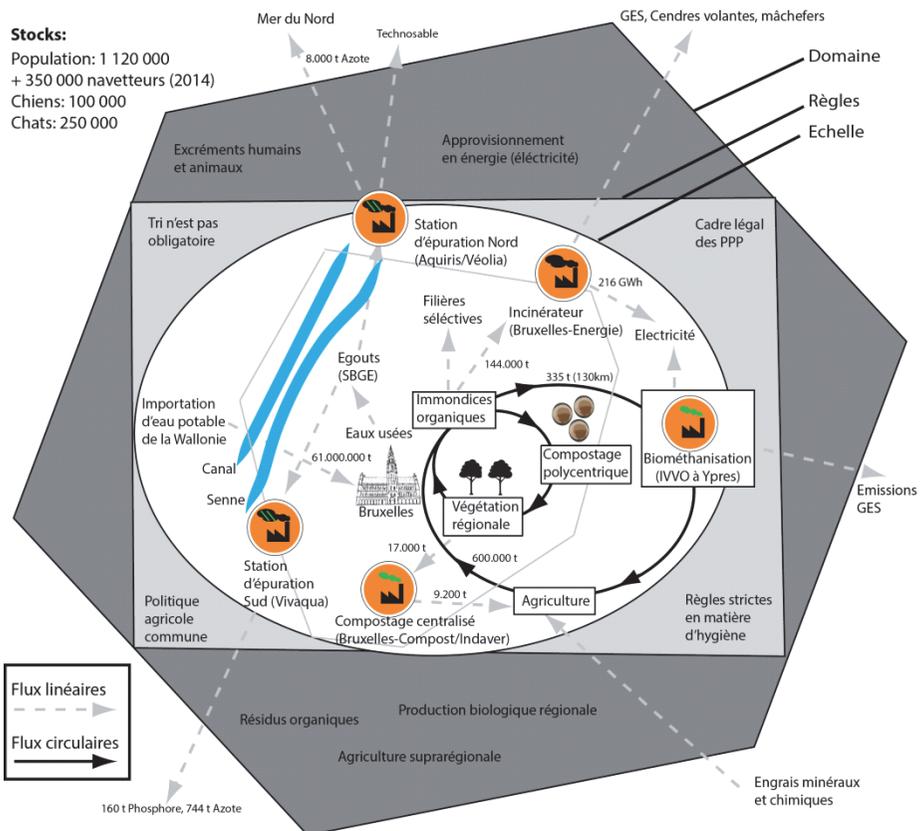
2.7. Représentation systémique

Le schéma rassemble les différents éléments du système. La représentation graphique rend compte de la complexité de la configuration bruxelloise imbriquant différents flux (eau, excréments, denrées alimentaires, énergie, déchets, etc.) mais aussi divers techniques de traitement (incinération, épuration, compostage, biométhanisation, etc.) qu'on peut y observer parallèlement.

Deux flux sont caractérisés par une certaine circularité : d'une part, une partie de la production indigène est compostée à l'aide d'un dispositif polycentrique et ensuite réinjectée dans l'écosystème régional, formant ainsi une boucle rétroactive positive qui augmente la productivité biologique. L'échelle de ces boucles polycentriques

dépasse rarement celle d'une commune, l'apport aux composts décentralisés provenant souvent d'un périmètre plus restreint (le quartier ou la parcelle). D'autre part, une faible fraction des déchets organiques ménagers (quelques centaines de tonnes) est collectée séparément dans une expérience-pilote et soumise à un traitement par digestion anaérobie à Ypres. Cette procédure est suivie par un compostage du percolât. Le compost est ensuite réinjecté dans l'agriculture, qui produit à son tour des denrées alimentaires dont une partie est importée par Bruxelles. L'échelle de cette boucle dépasse la métropole bruxelloise : les déchets organiques sont transportés à 130 kms en Flandre et l'apport en déchets verts qui est nécessaire au compostage du percolât – c'est-à-dire du liquide qui résulte de la digestion anaérobie – provient lui aussi de la Flandre.

Schéma. Représentation du système de gestion de flux organique



Sources des données chiffrées : Rapports d'activités ABP, SBGE, Aquiris/Véolia, Bruxelles-Compost, SUEZ, Indaver, IVVO, Vivaqua.

3. Comparaison des solutions centralisées et polycentriques

Une économie circulaire est, selon notre définition, une économie qui se rapproche de l'idéal-type d'un système à cycle sans déchets (section 2.1). Notre présentation du système bruxellois de flux de matières organiques illustre le fait qu'il existe, à l'heure actuelle, des techniques alternatives à même de rendre ces flux plus circulaires : un traitement par digestion anaérobique ou par compostage transformerait en ressource ce qui est aujourd'hui considéré comme déchet. Or, l'enjeu de la circularisation des flux dépasse largement celui du choix entre deux techniques alternatives : ce choix est toujours encadré dans un jeu d'interdépendances entre les artefacts techniques et les autres éléments du système socio-écologique. Un changement important dans le dispositif technique est à la fois la conséquence de la portée, de l'échelle, des règles, etc. existantes, mais entraîne aussi la nécessité de les adapter à leur tour – une interdépendance décrite comme une co-évolution par Barles (2015). L'enjeu consiste alors à choisir laquelle de ces trajectoires serait préférable en vue de ses conséquences économiques, sociales et environnementales.

Terminons par une comparaison de deux trajectoires qui s'offrent aujourd'hui au système bruxellois : d'un côté, celle qui résulterait d'un déploiement industriel de la digestion anaérobique et, de l'autre côté, la multiplication des sites décentralisés de compostage.

Un traitement centralisé des déchets organiques par digestion anaérobique nécessiterait la construction d'une des plus grandes usines de biométhanisation d'Europe, avec une capacité de 5-7 MWh. Il s'agit d'une solution techniquement complexe qui mobiliserait des innovations technologiques plutôt que des innovations sociales. Plusieurs éléments de la configuration actuelle pourraient être mobilisés pour réaliser cette trajectoire, notamment les règles en matière de subventions attribuées aux énergies renouvelables, l'influence des entreprises multinationales, le cadre juridique des PPP ainsi que la dominance actuelle d'un dispositif industriel centralisé.

En revanche, la multiplication de sites de compostage en commun décentralisés est une trajectoire socialement complexe

mais peu innovante sur le plan technique. Cette trajectoire prolongerait le maillage existant des stations de compostage et pourrait mobiliser les connaissances du secteur associatif, des maîtres composteurs et des 17 % de la population régionale pratiquant déjà le compostage.

3.1. Indicateurs sociaux

Il est inutile de s'attarder sur la comparaison entre le traitement centralisé par biométhanisation et le compostage décentralisé quant à leur impact respectif sur le plan social. En effet, la construction d'une usine de biométhanisation prolongerait une conception de la population réduite à une somme de consommateurs passifs dont les connaissances ne sont pas utiles au fonctionnement du système. Leur participation se limiterait au tri des déchets ménagers et au financement des opérateurs par impôt ou tarif. En revanche, les conséquences sociales positives du compostage en commun (cohésion, participation, sensibilisation, éducation, etc.) sont désormais largement reconnues et font objet d'un large consensus (Ahoussoude *et al.*, 2014, Bruxelles Environnement 2015). Notons cependant que cette trajectoire donnerait lieu à une organisation polycentrique et en grande partie auto-organisée de la gestion des ressources, ce qui signifie qu'elle bénéficierait des différents avantages mis en avant par la littérature sur la gouvernance adaptative de systèmes socio-écologiques (Dietz *et al.*, 2003 ; Ostrom, 2007 et 2008). À titre d'exemple, la grande qualité physique, biologique et chimique de la production des composts de quartier peut être attribuée à la participation active des usagers et à leur compréhension du processus de compostage.

3.2. Indicateurs environnementaux

La comparaison environnementale entre les deux types de solution est moins contrastée. Au premier abord, la digestion anaérobie apparaît comme un traitement moins néfaste que l'incinération et une manière moins nuisible de produire de l'énergie. Par ailleurs, il s'agit d'une technique à même de prendre en charge une large gamme de matières organiques (épluchures, restes de repas, excréments d'animaux domestiques, etc.). De plus, la méthanisation offre la possibilité de transformer le percolât en

compost. Ce dernier peut être réinjecté dans l'agriculture pour ainsi boucler les cycles des minéraux contenus dans les déchets organiques urbains. Ceci dit, la méthanisation industrielle produit en général un flux abondant mais de faible qualité, ce qui explique qu'il est d'ailleurs peu prisé par les agriculteurs (Bruxelles Environnement 2015).

Le compostage en commun connaît des nombreux avantages et peu des limites sur le plan environnemental. Comme le souligne un rapport de Bruxelles Environnement (2015), « c'est la voie ayant le moins d'impact sur l'environnement puisqu'il n'y a pas d'opération mécanisée consommatrice d'énergie, pas d'opération de collecte ni de transport associés et que le compost ainsi produit est de qualité puisqu'il sera directement utilisé par son producteur ». Mais, entre les lignes, cette citation évoque aussi une des limites environnementales du compostage polycentrique car, au moins dans sa configuration actuelle, le compost n'est pas réinjecté comme intrant dans l'agriculture. Boucler le cycle vers l'agriculture nécessiterait sans doute une synchronisation ou au moins une coopération plus étroite entre les différentes stations de compostage ainsi que la création d'un dispositif de collecte et de transport vers les champs périurbains. Deux autres limites sont la gamme plus restreinte de déchets organiques qui peuvent être traités par simple compostage (restes de repas et déjections d'animaux sont interdits dans la plupart des stations) ainsi que le plafond de quelques 5 000 stations imposé par la capacité de production biologique indigène en déchets verts (environ 30 000 tonnes), un ingrédient nécessaire au compostage.

3.3. Indicateurs économiques

La comparaison économique des deux traitements nécessite la mobilisation d'une série d'indicateurs qui prennent en compte le fait que les modèles économiques sous-jacents sont complètement différents. Le tableau regroupe des indicateurs d'investissement, d'emploi et de coûts d'exploitation que nous commentons brièvement dans cette section.

Tableau. Comparaison d'indicateurs économiques

	Biométhanisation industrielle	Compostage polycentrique
Déchets traités (t)	144 000,00	30 000,00
Nb stations	1,00	5 769,23
Investissement (en euros)	24 000 000,00	8 740 384,62
Nb emplois	10,00	10,00
Nb bénévoles recompensés	0,00	1 153,85
Coût salarial (compensation euros)/an	480 000,00	1 566 545,04
Compensation par bénévole/an (euros)		941,67
Service de la dette/an (euros)	1 365 000,00	497 829,96
Service de la dette/t (euros)	9,48	16,59
Coûts personnel (y compris bénévoles)/t (euros)	3,33	36,22
Coûts collecte séparé/t (euros)	35,00	0,00
Autres coûts d'exploitation usine/t (euros)	5,00	0,00
Coûts total d'exploitation/t (euros)	52,81	52,81
Couts total d'exploitation/an (euros)	7 605 000,00	1 584 375,00
Revenu vente d'électricité/an (euros)	1 261 440,00	
Revenu vente composte/an (euros)	0,00	0,00
Revenu total net/an (euros)	1 261 440,00	0,00
Bénéfice/perte net/t (euros)	-44,05	-52,81
Bénéfice/perte net/an (euros)	-6 343 560,00	-1 584 375,00

La solution par biométhanisation est intensive en capital (l'investissement est évalué à 24 millions d'euros) et, par conséquent, donnerait lieu à des paiements (intérêt et capital) de l'ordre de 1 365 000 euros par an si nous travaillons avec l'hypothèse d'un emprunt de 300 mois à un taux d'intérêt de 3 %. Comme une grande usine de biométhanisation est théoriquement capable de traiter l'entièreté du flux de matières organiques actuellement incinérées, cela engendre un coût de 9,50 euros par tonne pour le service de dette. Par ailleurs, nous estimons que l'usine créerait une dizaine d'emplois pour contrôler les flux de matières largement automatisés à l'aide d'un parc de machines sophistiquées. Le coût salarial est évalué à environ 480 000 euros par an (ou 3,33 euros par tonne). Un autre coût majeur est dû à la nécessité d'organiser une collecte supplémentaire qui revient, selon les chiffres d'une étude européenne reprise par Bruxelles Environnement (2015), à 35 euros par tonne. Les autres coûts d'exploitation de l'usine, par exemple l'achat des substances chimiques ou biologiques néces-

saies à la régulation du traitement par digestion anaérobique, s'élèverait à environ 5 euros par tonne selon les experts que nous avons consultés. La production d'électricité de l'usine de pourrait atteindre 63 072 000 kWh par an. En se basant sur un Feed-In Tariff biogas de 2 centimes par kWh, la vente d'électricité engendrerait des revenus de 1,2 millions d'euros par an. Or ce montant est plus faible que les coûts d'exploitation, et la perte nette de l'usine serait de 44,05 euros par tonne ou de 6,3 millions euros par an. Dès lors il est évident qu'un opérateur privé n'accepterait de vendre ce type de solution qu'à condition que la Région de Bruxelles-Capitale récompense cette perte par une subvention régionale d'au moins 6,3 millions euros par an. À l'instar de l'incinération actuelle, l'opérateur de ce nouveau dispositif centralisé n'aurait aucune incitation financière à diminuer les flux traités par son usine.

Le traitement par compostage décentralisé repose, nous l'avons dit, sur un modèle économique entièrement différent. Il s'agit d'un système très intensif en travail mais nécessitant moins de capital : nous estimons que le traitement de 30 000 tonnes de déchets organiques nécessiterait l'intervention de plus de 1 000 maîtres-composteurs et un investissement de quelques 8,7 millions d'euros pour la fabrication locale de 5 600 nouvelles stations. Dans l'organisation actuelle du travail de collecte et de traitement, les différentes interventions nécessaires au compostage ne sont pas rémunérées, ce qui crée un bénéfice pour la région d'environ 2 400 euros par an par maître-composteur si on base le calcul sur les coûts nets d'un traitement par méthanisation centralisée. Au lieu de continuer à travailler bénévolement, il serait alors possible de récompenser les citoyens les plus actifs. Mais le compostage décentralisé créerait aussi des emplois salariés sous forme d'au moins 10 coordinateurs qui seraient responsables de la bonne gestion de l'ensemble du dispositif, y compris de la formation des maîtres composteurs et de leur mise en réseau. Si nous reprenons l'estimation de 480 000 euros par an pour le coût salarial de 10 emplois qualifiés, nous avons calculé qu'il est possible de récompenser chaque maître-composteur à hauteur de 940 euros par an sans dépasser le coût total d'exploitation de la solution industrielle⁵. La perte nette par tonne du compostage polycentrique serait alors de 52,81 euros, soit environ 8 euros de plus que la biométhanisation.

4. Conclusions

Nous avons ici délibérément opposé deux solutions contrastées. En réalité, le système bruxellois pourrait évoluer vers des solutions hybrides et une combinaison de ces deux cas de figures, par exemple l'installation de plusieurs dispositifs décentralisés de biométhanisation ou l'installation de plateformes de compostage semi-industriel. Une trajectoire hybride combinant des éléments centralisés et décentralisés et la co-existence de ces différentes techniques de traitement semble non seulement la plus probable au vu des débats politiques actuels, mais pourrait également renforcer la diversité des solutions et ainsi augmenter la résilience du système socio-écologique bruxellois.

Cela dit, une combinaison des trajectoires « industrielles » et « post-croissance » nécessite néanmoins que le déploiement partiel de chaque trajectoire engendre un ensemble cohérent. Or, comme le montre l'expérience pilote à Bruxelles d'une collecte sélective qui est ensuite centralisée à Ypres, les deux solutions ne sont pas forcément complémentaires : certains citoyens auparavant actifs dans le compostage auto-organisé sont redevenus des consommateurs passifs pris en charge par un système dont ils ignorent le fonctionnement. Si une trajectoire hybride est aujourd'hui envisageable, sa forme concrète nécessitera toujours un arbitrage politique en fonction des conséquences économiques, sociales et environnementales.

Références

- Ahoussoude G., A. Gossart, K. Moehler, J. Nyst, E. Prognoeux, G. Wello, M. Zouhair, 2014, Comment repenser la gestion des déchets organiques ménagers et HoReCa dans la Région Bruxelles-Capitale ? IGEAT, Projet Interdisciplinaire II.
- Barles S., 2005, L'invention des déchets urbains : France (1790-1970), Sessyl : Champ Vallon.
- Barles S., 2015, « The Main Characteristics Of Urban Socio-Ecological Trajectories: Paris (France) From The 18th To The 20th Century », *Ecological Economics*, 118 : 177-185.

5. Le calcul exclut les subventions reçues par la biométhanisation sous forme de Feed-In Tarifs. Les détails de l'ensemble des estimations sont disponibles auprès de l'auteur.

- Billen G., F. Toussaint, P. Peeters, M. Sapir, A. Steenhout, et J.P. Vanderborght, 1983, *L'écosystème Belgique*, Essai d'écologie industrielle.
- Bruxelles Environnement, 2015, *Métabolisme de la Région De Bruxelles-Capitale : Identification des flux, acteurs et activités économiques sur le territoire et pistes de réflexion pour l'optimisation des ressources*, Rapport compilé par Batir, Ecores et ICEDD.
- Dennemont L., 2012, *La gestion des biodéchets à Bruxelles. État des lieux, analyse, perspectives*, Travail de fin de cycle, Centre universitaire de Charleroi.
- Dietz T., E. Ostrom et P.C. Stern, 2003, « The Struggle To Govern The Commons », *Science*, 302 (5652) : 1907-1912.
- Duvigneaud P. et S. Denaeyer-De Smet, 1975, « L'écosystème Urbs. L'écosystème urbain Bruxellois », In P. Duvigneaud et P. Kestemont (Eds.), *Productivité biologique en Belgique*, 581-597, Gembloux : Editions Duculot.
- Ellen MacArthur Foundation et Granta Design, 2015, *Circularity Indicators. An Approach To Measuring Circularity*, Report, 98.
- Fischer-Kowalski M. et H. Haberl, (Eds.), 2007, *Socioecological Transitions And Global Change: Trajectories Of Social Metabolism And Land Use*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Georgescu-Roegen N., 1987, « The Entropy Law And The Economic Process In Retrospect », *Schriftenreihe des IÖW*, 5 : 87.
- Holling Cs, 2006, « Shooting The Rapids: Navigating Transitions To Adaptive Governance Of Socio-Ecological Systems », *Ecology And Society* 11 (1) : 1-18.
- Jonckhoff E. et E. Van Der Kooij, 2015, *Towards The Amsterdam Circular Economy*, City Of Amsterdam's Physical Planning Department (DRO) and the Municipal Working Party for Materials.
- Kohlbrener A., 2014, « De l'engrais au déchet, des campagnes à la rivière : une histoire de Bruxelles et de ses excréments », *Brussels Studies*, 78.
- Lyle J. T., 1985, *Design For Human Ecosystems: Landscape, Land Use, And Natural Resources*, Island Press, 288.
- McDonough W. et M. Braungart, 2002, *Cradle To Cradle. Remaking The Way We Make Things*, North Point Press.
- McNeill J.R., 2001, *Something New Under The Sun: An Environmental History Of The Twentieth-Century World*, The Global Century Series.
- Ostrom E., 2007, « A Diagnostic Approach Of Going Beyond Panaceas », *Proceeding Of The National Academy of Sciences*, 104 (39) : 15181-87.
- Ostrom E., 2008, « Institutions And The Environment », *Economic Affairs*, 28 (3) : 24-31.
- Ostrom E., 2010, « Beyond Markets And States: Polycentric Governance Of Complex Economic Systems », *American Economic Review*, 100 (3) : 641-672. Traduction française par Eloi Laurent : « Par-delà les marchés

- et les États. La gouvernance polycentrique des systèmes économiques complexes », *Revue de l'OFCE / Débats et politiques*, 120, 15-72.
- Rifkin J., 2008, « The third industrial revolution », *Engineering and Technology*, 3 (7) : 26-27.
- Servigne P., 2014, *Nourrir l'Europe en temps de crise*, Editions Nature et Progrès.
- Stahel W., 2010, *The Performance Economy*, Palgrave Macmillan.
- Steffen W., K. Richardson, J. Rockström, S.E. Cornell, I. Fetzer, E. Bennett, R. Biggs, S. Carpenter, W. De Vries, C. De Wit, C. Folke, D. Gerten, J. Heinke, G. Mace, L. Persson, V. Ramanathan, B. Reyers, S. Sörlin, 2015, « Planetary Boundaries: Guiding Human Development on a Changing planet », *Science*, 347 (6223).