

LES IMPLICATIONS D'UNE CIRCULARISATION DES MÉTABOLISMES TERRITORIAUX - UNE REVUE DE LA LITTÉRATURE

Stephan Kampelmann et Simon De Muynck

GREP | « Pour »

2018/4 N° 236 | pages 153 à 173

ISSN 0245-9442

Article disponible en ligne à l'adresse :

<https://www.cairn.info/revue-pour-2018-4-page-153.htm>

Distribution électronique Cairn.info pour GREP.

© GREP. 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.

Les implications d'une circularisation des métabolismes territoriaux – une revue de la littérature

Stephan Kampelmann

Laboratory of Urbanism, Infrastructures and Ecology (LoUIsE).
Faculté d'architecture La Cambre Horta, Université libre de
Bruxelles, Belgique

Simon De Muynck

Centre d'écologie urbaine asbl, Bruxelles, Belgique et Institut de
Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire (IGEAT-
GESTe). Faculté des Sciences, Université Libre de Bruxelles, Belgique

La dichotomie ville-campagne semble dépassée pour rendre compte des phénomènes sociétaux contemporains. La distinction entre « citadins » et « paysans » apparaît de moins en moins pertinente à mesure que les modes de vie ruraux – soit les manières d'habiter, de se déplacer, se chauffer, de consommer etc. – se sont considérablement rapprochés du modèle urbain. Même sur des territoires moins minéralisés on trouve aujourd'hui de l'urbain partout et seule une petite minorité de la population tire encore ses revenus directement des ressources du territoire.

Cependant, l'organisation matérielle des agglomérations urbaines repose sur de profondes asymétries entre villes et campagnes. En effet, les différences entre les deux pôles concernent moins les modes de vie des populations que la structure des flux matériaux et énergétiques. À l'opposé de zones moins denses, l'approvisionnement en eau potable des villes, par exemple, provient quasi exclusivement d'autres régions. Les villes dépendent également d'autres territoires pour leur approvisionnement en denrées alimentaires, en matériaux de construction, en énergie, etc.

Cet état de fait n'est pas une particularité des villes contemporaines, il est l'essence même de la forme urbaine. Asher (2011) définit une ville comme le groupement d'une population qui ne produit pas elle-même ses moyens de subsistance. Depuis les Révolutions Industrielles du XIX^e siècle, les villes dépendent non seulement de leur amont mais ont également besoin d'un accès à de vastes territoires en aval qui soient disposés à absorber les rejets atmosphériques, les appareils obsolètes, les déchets de construction ou les eaux usées engendrés par l'activité urbaine industrialisée.

Plusieurs facteurs poussent aujourd'hui les villes à transformer leurs métabolismes. Tout d'abord, dans le cadre de la lutte contre le changement climatique mais aussi en vue de répondre à d'autres défis environnementaux, les organisations supranationales ont établi des contraintes législatives visant à encourager des projets de réformes. On peut penser à la directive-cadre n° 2008/98/CE relative aux déchets de l'Union Européenne visant à réduire les taux d'immondices non recyclés ; au chapitre européen « énergie-climat » pour la période 2013-2020 de l'UNFCCC et de la Commission européenne ; mais aussi à la Stratégie d'Economie Circulaire de la Commission Européenne qui entend fermer les boucles du cycle de vie des produits et qui fixe des objectifs ambitieux de recyclage des déchets municipaux et d'emballages à l'horizon 2030.

Ces décisions supranationales commencent à être transposées à des initiatives nationales et locales. Pour prendre l'exemple de la ville-région de Bruxelles, en décembre 2015, des objectifs quantitatifs relatifs aux émissions atmosphériques et à la production d'énergie renouvelable ont été précisés. Par ailleurs, la métropole a lancé un Programme Régional en Economie Circulaire (PREC) couvrant la période 2016-2020. Ce programme est accompagné de la « Stratégie Good Food » dont l'objectif global est d'augmenter la production alimentaire locale tout en diminuant le gaspillage alimentaire. À cela s'ajoutera, en 2017, un nouveau « Plan Déchets » qui jettera les bases de la réforme de la gestion de matières organiques au sein de l'agglomération. Toutes ces mesures ont en commun l'intention d'affecter directement et durablement le métabolisme de la région bruxelloise.

Cet article vise à répondre à deux objectifs liés à ces évolutions.

Le premier renvoie aux « lignes de force » des métabolismes territoriaux. Nous pensons que l'identification d'un nombre réduit de dimensions structurantes des systèmes métaboliques les rendrait plus compréhensibles et faciliterait leur comparaison à travers l'espace et le temps. Les recherches récentes ont mis l'accent sur la récolte et la représentation de données et les « tableaux » dressés par ces études métaboliques sont en général composés d'une multitude d'informations quantitatives sur un nombre plus ou moins élevé de flux. Dans cet article nous proposons un « méta regard » portant sur les métabolismes

territoriaux en distinguant trois lignes de force, à savoir la structure spatiale, l'intensité et les agences techniques des métabolismes.

Le second concerne les implications de la notion de circularité pour les métabolismes territoriaux. Comment les agglomérations urbaines peuvent-elles se rapprocher de l'idéaltype des flux circulaires ? Nous répondons à cette question de manière déductive pour chacune des trois lignes de force que nous avons retenues.

L'article est structuré de la manière suivante. La terminologie du métabolisme des villes ainsi que l'usage des concepts de linéarité/circularité dans le cadre de l'analyse métabolique sont clarifiés dans la section 2. Puisant dans la littérature existante, la section 3 distingue trois lignes de force des métabolismes territoriaux et examine les implications de la circularisation de chacune d'entre elles. La section 4 conclut l'article.

Terminologie

Le métabolisme territorial

Dans les sciences sociales la notion de « métabolisme » s'est d'abord construite sur la base d'une analogie avec le métabolisme d'un organisme vivant décrit par la biologie, qui avait emprunté le terme au grec « *metabole* » signifiant « changement, transformation ». Il convient de garder à l'esprit les limites de ce transfert sémantique : une agglomération est très différente d'un organisme au sens biologique. À titre d'exemple, une différence fondamentale entre les deux objets concerne leur constance temporelle. Le métabolisme d'un organisme vivant est relativement immuable à l'échelle de l'expérience humaine, alors que le métabolisme d'une structure anthropogène peut au contraire changer, être modifié.

Le concept de métabolisme a été appliqué à des objets et échelles variés, depuis une ville (Wolman 1965) jusqu'à une société entière (Fischer-Kowalski 1998, Kallis 2013). Ces études ont en commun qu'elles utilisent le métabolisme pour décrire des effets combinés des processus naturels et anthropiques.

Les grandes métropoles sont devenues un objet privilégié pour les études métaboliques. Après une première analyse d'une ville américaine hypothétique par Abel Wolman, des travaux empiriques ont été menés pour les villes de Bruxelles (Duvigneaud *et al.* 1975 ; Bruxelles Environnement 2015 ; Kampelmann 2016), Hong Kong (Newcombe 1977 ; Boyden *et al.*, 1981), Vienne (Krausmann 2013), Paris (Barles, 2007a, 2007b ; Chatzimpiros, 2011 ; Billen *et al.*, 2012b ; Kim and Barles 2012) et d'autres (Kennedy *et al.*, 2007, 2012 ; Weisz and Steinberger, 2010 ; Rosado *et al.*, 2014). Certaines études explorent non seulement les bilans contemporains des villes mais aussi les évolutions à travers le temps (Tarr 2002, Schmid Neset 2008 ; Krausmann 2013, Billen *et al.*, 2012a, Barles, 2010).

Selon Weisz and Steinberger (2010), le « métabolisme urbain » est un décompte quantitatif dans tous les inputs et outputs de matériaux, d'énergie et d'autres substances comme les nutriments ou l'eau à destination ou en provenance des villes. Cette définition présente l'inconvénient de cantonner les phénomènes sous analyse à la partie urbanisée du système métabolique. Autrement dit, les territoires en amont et en aval des agglomérations urbains risquent d'être relégués au second plan, voire de disparaître complètement du champ étudié. Afin d'élargir la perspective et de rendre compte des interactions entre les zones plus denses et les régions moins urbanisées, nous préférons le terme de « métabolisme territorial ». Appliqué à l'analyse d'une ville, ce terme fait donc référence aux inputs et outputs cités par la définition de Weisz et Steinberger, mais vise à décrire un système de relations métaboliques qui dépassent les frontières de la cité¹. La littérature sur les systèmes de métabolismes territoriaux est moins développée, bien que d'excellentes études aient été réalisées sur les relations entre différentes villes occidentales et leur hinterland (Billen *et al.* 2012a ; Barles 2009, 2015).

Linéarité/circularité des métabolismes

On peut constater aujourd'hui un engouement pour des projets politiques ou commerciaux visant à rendre des activités économiques plus « circulaires ». Les grandes agglomérations urbaines comme Amsterdam (« Circular Amsterdam »), Bruxelles (« Programme régional en Economie Circulaire ») ou Paris (« Etats Généraux de l'Economie Circulaire »), mais aussi des villes moyennes comme Rennes (Durand et Bahers 2017) se présentent comme les championnes des efforts visant à « circulariser » leurs flux respectifs.

Mais le terme d'« économie circulaire » présente l'inconvénient d'être associé à une vaste littérature grise dans laquelle on rencontre des idées visant, entre autres, 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 et Granta Design 2015). Puisqu'il est difficile de fonder une définition solide de l'économie circulaire sur cette littérature grise, nous proposons ici une définition idéaltypique, dans le sens wéberien (Weber 1971), de la circularité.

Notre définition repose sur deux idéaux-types de flux.

Le premier idéaltype décrit un flux linéaire qui commence par l'extraction d'une ressource, passe par sa transformation et son usage sous forme de

¹ Les limites d'un métabolisme territorial ainsi défini s'apparentent à celle d'une ville dans la définition par Le Corbusier : une ville s'arrête là où l'aire d'influence d'une autre ville commence (Le Corbusier, 1957).

marchandise et finit par la création d'un déchet. Plus précisément, chaque sous-étape du processus peut induire un déchet. Il est évident que la plupart des activités humaines se rapprochent de cet idéaltype dans la mesure où elles « se traduisent (...) par le prélèvement d'une grande quantité de matières au sein de la biosphère – hydrocarbures, matériaux de construction, nutriments (engrais), productions végétales, métaux – dont la circulation dans les sociétés peut être qualifiée de linéaire en ce sens que les cycles de matière anthropisés ne sont pas fermés » (Barles 2007a).

La notion de « déchet » occupe une place centrale dans cet idéaltype mais ne peut être qu'effleurée dans cet article. En effet, il n'est pas toujours aisé de savoir si une matière donnée est un déchet ou une ressource. Pour définir ce qui constitue un déchet, deux approches alternatives peuvent être mobilisées. La première est la définition sociale du déchet. Cette approche est utilisée par Sabine Barles qui considère le déchet comme l'objet de « valeur nulle » dont son propriétaire légal veut se débarrasser (Barles 2005). Dans cette acception, la catégorie déchet peut être analysée à l'aide de la théorie de la construction sociale de la valeur (Vatin 2009), avec la particularité qu'il s'agit de valeurs nulles voire négatives.

La seconde approche utilisée pour définir le déchet peut être qualifiée d'« écologique », en ce qu'elle considère une matière comme un déchet lorsqu'elle est nuisible aux écosystèmes et aux organismes qu'ils abritent. Selon cette approche, aucune substance ne constitue en soi un déchet : même des matières potentiellement nuisibles aux organismes vivants (métaux lourds, éléments radioactifs, etc.) existent spontanément dans la nature et sont même nécessaires pour la vie. Mais à partir d'un certain seuil de concentration, qui varie selon les éléments et les organismes qu'on examine, les résidus de l'activité humaine exercent des effets suffisamment néfastes pour qu'on puisse les qualifier de « déchets ».

Il est des cas où un flux est considéré comme un déchet selon la définition sociale sans l'être suivant la définition écologique ; cela concerne, par exemple, l'élimination rituelle des substances fécales décrite par Mary Douglas quand ces dernières n'exercent d'effet néfaste sur aucun écosystème (Douglas 2003). À l'opposé, depuis la formulation de la théorie du changement climatique basée sur l'effet de serre, les émissions massives de dioxyde de carbone issues de l'activité humaine peuvent être considérées comme un déchet d'un point de vue écologique sans pour autant faire l'objet d'une définition sociale unanime. Lorsque les deux définitions coïncident – comme pour le cas d'une marée noire qui serait à la fois clairement néfaste pour les écosystèmes maritimes et côtiers et reconnue par les lois environnementales de la plupart des pays – la désignation d'un flux donné comme « déchet » semble être la plus stable.

Nonobstant les subtilités définitionnelles de la notion de « déchet », nous pouvons résumer le premier idéaltype de la manière suivante : la présence d'un déchet implique forcément une linéarité dans le métabolisme en question.

Mais l'idéal type d'un flux circulaire n'est pas la simple négative d'un flux linéaire. Autrement dit, l'absence de tout déchet n'est pas une condition suffisante pour pouvoir qualifier un métabolisme de « circulaire ». Les villes préindustrielles dans lesquelles, selon la formule de Sabine Barles, le déchet n'a pas encore été « inventé », illustrent cette assertion. Même si ces villes ne connaissent pas (ou peu) de matière(s) de valeur nulle (définition sociale) et que leurs concentrations dépassent encore rarement les seuils de toxicité (définition écologique), la plupart des flux ne constituent pas de véritables cycles comme, par exemple, les mouvements circulaires de l'azote ou du carbone présents dans un écosystème forestier au climax de son développement (Duvigneaud 1985). Par conséquent les métabolismes des villes du Moyen-Âge étaient en partie linéaires dans la mesure où leurs substances n'étaient pas restituées à des processus à même d'assurer leur reproduction. Les villes étaient donc des « puits » de carbone, d'azote, de phosphore et, bien sûr, de matériaux de construction - voir par exemple les analyses de la composition des sols urbains de Moscou par Alexandrovskaya et Alexandrovskiy (2000).

Ainsi, l'idéaltype d'un flux circulaire est non seulement caractérisé par l'absence de tout déchet, c'est-à-dire que la valeur des flux ne descend jamais en dessous de zéro et qu'ils n'exercent pas d'effet néfaste aux écosystèmes ; en sus, la circularité implique que les flux soient organisés de manière à restituer les substances aux processus en amont pour former des « boucles » reproductives fermées. À moins de considérer des périodes de temps extrêmement longues, il est clair que l'usage de la plupart des matériaux de construction, par exemple, est très éloigné de cet idéaltype. Par contre, certains métabolismes urbains historiques se sont rapprochés de la circularité des flux organiques entre le noyau urbain et l'agriculture périurbaine (Kohlbrenner 2016).

La section 3 examine des manifestations de ces deux idéaux-types pour les trois lignes de forces des métabolismes territoriaux qui seront discutées.

Les lignes de force des métabolismes territoriaux

La structure spatiale du métabolisme

Indicateurs spatiaux

De nombreuses études métaboliques utilisent des indicateurs qui font référence au caractère spatial des métabolismes. Parmi les indicateurs les plus fréquemment utilisés et exprimés en termes spatiaux on trouve « l'empreinte écologique » (Wackernagel et Rees 1996). Il s'agit d'une mesure de la demande de surfaces terrestres et maritimes biologiquement productives qui sont nécessaires à la consommation de ressources, d'un côté, et à l'assimilation

des déchets de l'autre côté. Les aires ainsi mesurées ne sont donc pas des entités géographiques réelles, mais seulement des étendues théoriques exprimées en unité de surface (par exemple en kilomètre carré). Se basant sur cette métrique, Folke *et al.* (1997) montrent que l'étendue spatiale du métabolisme d'un échantillon de 29 villes baltiques serait plus que 200 fois plus grande que la surface urbaine nécessaire à la provision des ressources en amont, et entre 440 et 1 020 fois plus grande que la surface urbaine requise pour l'assimilation des déchets en aval.

Billen *et al.* (2010) utilisent un autre indicateur pour mesurer l'empreinte engendrée par le système alimentaire d'une ville : « l'empreinte alimentaire ». Cette mesure permet de déterminer les zones d'approvisionnement alimentaire d'une ville et de les convertir en contenu azoté. Pour le cas de la Belgique, les résultats montrent que l'hinterland nourricier du consommateur belge s'étend bien au-delà des frontières nationales (Billen 2013). Billen *et al.* (2010) ont étudié l'étendue géographique de l'approvisionnement en azote de l'Île de France et ont schématisé un système comportant plusieurs bassins d'approvisionnement à des échelles et des distances variées, passant des régions agricoles traditionnelles en France aux territoires éloignés d'Amérique du Sud.

Les « food miles » sont une autre métrique qui rend compte de la dimension spatiale des métabolismes territoriaux. Ces « trajets des aliments » désignent la distance parcourue par un aliment depuis sa production jusqu'à sa consommation. Par exemple, Barles (2015) montre que la distance moyenne liée à la fourniture des aliments consommés à Paris a augmenté d'un facteur 4 au cours des deux derniers siècles. Un indicateur analogue peut être calculé pour l'approvisionnement en énergie : durant la même période, la distance moyenne parcourue par l'énergie consommée à Paris aurait augmenté d'un facteur de 20 (Barles 2015). Il est à noter que les indicateurs « empreinte alimentaire » et « food miles » se concentrent exclusivement sur l'étendue spatiale de l'amont, c'est-à-dire sur les aires d'approvisionnement ; contrairement à « l'empreinte écologique », ils ne comptabilisent pas les surfaces en aval qui sont nécessaires pour assimiler les déchets engendrés par le métabolisme.

Une manière de résumer les éclairages offerts par ces indicateurs spatiaux réside dans la distinction existant entre des métabolismes plutôt « internes » et ceux qui sont davantage « externes ». Un métabolisme peut être qualifié d'interne lorsqu'une ville consomme des ressources relevées sur son propre territoire, comme c'était le cas pour la consommation d'eau de pluie dans des nombreuses villes – dont Paris – jusqu'à la fin du XIX^e siècle (Barles 2007b). A contrario, un métabolisme externe dépend de territoires situés à l'extérieur des frontières de la cité concernée, que ce soit pour l'approvisionnement en amont ou l'assimilation des déchets en aval. Plusieurs auteurs ont retracé les processus historiques d'externalisation qu'ont empruntés les villes européennes

suite à leur industrialisation (McNeill 2001 ; Kohlbrenner 2016). Pour l'eau, par exemple, Barles (2015) décrit « *l'externalisation de l'évacuation des eaux usées* » de la ville de Paris, aboutissant à une « *externalisation quasi totale d'un métabolisme urbain plus intense, associé à la dissolution des zones d'approvisionnement et à l'approfondissement de l'empreinte urbaine sur l'environnement* ». En se penchant sur l'approvisionnement en nourriture, Weisz and Steinberger (2010) constatent que les systèmes urbains contemporains sont à tel point externalisés que l'étendue des hinterlands nourriciers considérés est de plus en plus globale.

Ces processus historiques d'externalisation n'ont été possibles que grâce à un rapport de force en faveur de la ville vis-à-vis de la campagne, comme l'a montré Charruadas (2012) pour le cas de Bruxelles. La concentration croissante du pouvoir politique et économique dans la ville à partir du Haut Moyen Âge aurait donné aux citadins les moyens de reconfigurer la production de la campagne et de lui assigner le rôle d'hinterland nourricier : « *les développements ruraux ont changé sous l'empreinte urbaine* » à partir du moment où la ville « *a imposé une certaine structure spatiale sur le rural* ».

Implications de la circularité

Quelles sont les implications d'un projet de circularisation pour la structure spatiale d'un métabolisme territorial ? Un élément de réponse que nous déduisons de l'idéal-type des flux circulaires (cf. supra – le métabolisme territorial) est que le bouclage de cycles de flux nécessite une superposition des aires d'approvisionnement en amont et celles de l'assimilation en aval.

Une telle superposition peut être observée dans les boucles de matières dans une forêt mature, que nous avons identifiée plus haut comme un écosystème proche de l'idéal-type circulaire. Certaines boucles ont lieu de manière interne sur le territoire de la forêt elle-même, notamment pour ce qui concerne les cycles d'azote ou de minéraux. Pour d'autres cycles, comme celui de l'eau ou du dioxyde de carbone, les aires d'approvisionnement et d'exutoire dépassent, parfois de loin, le territoire de la forêt mais doivent toujours coïncider pour permettre la reproduction continue du système. Autrement dit, le critère primordial pour le bouclage des cycles est la coïncidence des espaces et non leur étendue, comme l'illustre bien le cycle de l'eau qui comporte, en passant par les réseaux de ruissellement, les rivières, la mer et l'atmosphère, principalement externe à l'écosystème forêt.

Peut-on alors se concentrer sur la superposition des aires d'approvisionnement et d'exutoire pour circulariser un métabolisme territorial, sans se soucier de son caractère plutôt interne ou externe ? Répondre positivement à cette question reviendrait à ignorer les différences fondamentales entre d'un côté les métabolismes biologiques que nous rencontrons dans les écosystèmes naturels et de l'autre, les métabolismes territoriaux anthropogènes. Une différence majeure réside dans la propension des activités humaines à générer des déchets

lors de chaque transformation : force est de supposer qu'un métabolisme plus interne est associé à une plus faible production de déchets qu'un métabolisme externe, notamment à cause des nuisances liées aux transports.

Un autre argument souvent mis en avant pour une internalisation (ou relocalisation) des métabolismes est à trouver dans les nombreuses relations entre différents types de flux ; par exemple, il serait plus facile de favoriser des relations symbiotiques entre la production alimentaire, la gestion des déchets organiques et la gestion de l'eau lorsque ces trois flux sont organisés de manière complémentaire sur un territoire restreint et proche des agglomérations urbaines. Pour le système alimentaire, Billen *et al.* (2011) résumant les travaux comparant les conséquences des métabolismes plus externes et plus internes en constatant qu'ils « *convergent vers l'idée selon laquelle le défi de nourrir la population mondiale future tout en préservant les ressources naturelles et l'environnement ne pourra être relevé qu'en reconnectant plus étroitement la production agricole et l'élevage et en relocalisant régionalement la production agricole et la consommation* », c'est-à-dire en internalisant le métabolisme territorial à l'échelle régionale.

Faire coïncider les espaces d'approvisionnement et exutoires par des stratégies d'internalisation soulève une autre implication importante de la circularisation : celle de la nécessité de concevoir, délimiter et créer l'espace géographique dans lequel la ville et les territoires de l'hinterland font système. Bien que spatiaux, les indicateurs revus dans la section précédente sont relativement impuissants pour construire un tel système : alors qu'ils mesurent la structure spatiale des métabolismes par des variables continues, la conception d'un système ville-hinterland nécessite un travail qualitatif, une structure spatiale discrète aux contours définis et porteuse de sens à une région donnée.

Par conséquent, les essais d'une conception qualitative des systèmes sociaux-écologiques à l'échelle régionale sont très pertinents pour les efforts de circularisation. Par exemple, l'internalisation pourrait être guidée par le concept de « biorégion » de Brunkhorst (2000), qui « *réfère à une échelle paysagère régionale de correspondance des fonctions sociales et écologiques comme une unité de gouvernance pour une durabilité future* ». Selon Brunckhorst, une biorégion pourrait servir à franchir ou englober les frontières politiques et juridictionnelles ainsi qu'à améliorer la planification et la gestion sur une base holistique régionale et locale qui corresponde aux échelles écologiques fonctionnelles et aux caractéristiques socio-culturelles des régions considérées.

Un autre concept entrant dans une logique d'un système circulaire ville-hinterland est celui des « réseaux alimentaires locaux » (local food webs) qui a été proposé par le CPRE en Angleterre (CPRE 2012). Ces réseaux entendent décrire les liens existant entre les producteurs d'aliments locaux, les détaillants et les consommateurs. Dans un réseau alimentaire local fort, ces différentes composantes sont interconnectées et mutuellement bénéfiques les

unes pour les autres. Les local food webs visent à capter toutes les dimensions (environnementale, sociale, économique) qui résident dans les relations des différents acteurs du réseau afin de les renforcer. Une autre manière de requalifier l'espace d'un système ville-hinterland est la « Ceinture Aliment-Terre » de Liège en Belgique. Cette initiative multi acteurs vise à créer une nouvelle alliance ville-campagne via la construction d'un réseau d'acteurs du côté de l'offre (producteurs locaux) et du côté de la demande (citoyens) au travers d'une large coalition plurisectorielle (acteurs associatifs, institutionnels, politiques, économiques et citoyens).

Une difficulté majeure de la conception de la structure spatiale d'un métabolisme plus circulaire est que l'analyse environnementale n'est pas le seul paramètre à optimiser. Billen *et al.* (2011) rappellent que pour les défenseurs d'une relocation de l'agriculture, « *la principale motivation de ce courant de pensée est ailleurs. Bien au-delà d'une sorte d'optimisation écologique, il s'agit de reconnecter, de re-créeer du lien et du sens* » (p. 31). Christopher Alexander avait, de son côté, souligné qu'il est important de penser les phénomènes environnementaux à une échelle où la gouvernance démocratique et décisionnelle peut s'épanouir. Alexander appelle ces entités des « régions indépendantes » (Alexander *et al.* 1977, p. 10). Ces régions représentent non seulement des ensembles bio-morphologiques, mais aussi des unités culturelles, économiques et politiques plus ou moins indépendantes, qui pourraient ensuite être fédérées dans une organisation mondiale de 1 000 régions, chacune entre 2 et 10 millions habitants. Cette idée est proche de la conception du projet d'une « Europe des régions » de l'économiste français Jean-François Gravier (1965). Selon Alexander, des exemples concrets de tels espaces sont la région Basel-Strasbourg (France, Allemagne, Suisse) ou celle de Liverpool (Angleterre et Wales).

Nous concluons cette section en rappelant qu'aucune région ne correspondra jamais à l'idéal-type d'un système circulaire ; en effet, la complexité des structures spatiales métaboliques nécessiterait la définition d'espaces différents pour chaque flux considéré, ce qui est difficilement compatible avec une gouvernance efficace et confrontée aux exigences du monde actuel. En réalité, la définition de l'échelle de la circularisation sera donc le résultat d'arbitrages, comme ceux liés à l'opposition de la « globalisation » et de la « relocalisation » des systèmes alimentaires (Billen *et al.* 2011), ou comme l'arbitrage entre la spécialisation et l'autonomie d'une région, ou entre sa résilience contre des chocs pandémiques et endémiques (Kampelmann *et al.* 2014). L'analyse de ces arbitrages nécessite d'ailleurs de disposer non seulement d'indicateurs spatiaux, mais aussi d'autres indicateurs portant sur l'intensité des métabolismes qui font l'objet de la section suivante.

L'intensité du métabolisme

Indicateurs d'intensité

La deuxième ligne de force qui ressort de la littérature est l'intensité des métabolismes territoriaux. Cette intensité renvoie au débit plus ou moins important des quantités régies par un métabolisme donné.

Les indicateurs qui permettent de rendre compte de cette dimension sont en général exprimés en termes quantitatifs et mesurent des flux ou des stocks soit en valeur absolue (en tonnes, en euros, en litres, etc.), soit en termes relatifs (par exemple en tonnes par habitant, par hectare, etc.). Dans la plupart des études les chiffres sont présentés en valeurs annuelles.

Deux des indicateurs d'intensité les plus fréquemment utilisés sont les « consommations primaires » et « finales » d'un territoire. Par exemple, Barles (2015) présente l'évolution de ces consommations pour l'agglomération parisienne sur plusieurs siècles (1786, 1896, 2006) pour les flux d'azote, d'énergie et d'eau en valeur absolue et relative. L'intensité de ces différents flux varie fortement : en valeur par habitant, on assiste à une forte augmentation du prélèvement d'eau au cours du 19^e, période durant laquelle l'intensité relative des flux d'azote et d'énergie est plus stable ; en revanche, la consommation d'eau par habitant a diminué d'environ 10 % au cours du XX^e siècle pendant que la consommation finale d'énergie par habitant a augmenté de 500 %. L'article montre également des valeurs absolues en augmentation continue pour l'azote, l'énergie et l'eau, bien que la croissance de la consommation finale d'énergie et de l'eau soit supérieure à celle de la nourriture. En plus du processus d'*externalisation* décrit plus haut (section 3.1.1), l'agglomération parisienne a donc aussi fait l'objet d'un processus d'*intensification* de son métabolisme.

Bien entendu, Paris n'est pas une exception à cet égard puisque des nombreuses études démontrent l'intensification relative et absolue de la plupart des flux au niveau mondial (Erismann *et al.* 2013 ; Steffen *et al.* 2007), avec des conséquences environnementales et sociales parfois graves et irréversibles (Lenton *et al.* 2008).

Une approche systémique permettant de regrouper les divers flux d'un métabolisme est proposée par le « Material and Energy Flow Analysis », sorte de comptabilité de flux organisés en catégories structurelles (Haberl *et al.* 2004). Avec la « Life Cycle Analysis », l'analyse des flux matériels est organisée de manière à distinguer les flux associés à différentes étapes d'une chaîne de transformation (Scheepens *et al.* 2016).

Implications de la circularité

Quelles sont les implications de l'objectif de circularité pour l'intensité des métabolismes territoriaux ? Étant donné l'exigence d'absence de déchets dans la définition idéal-typique des flux circulaires, il est évident que la

circularisation signifie une réduction de l'intensité de tout flux qui peut être considéré comme un déchet. Ceci explique pourquoi certains auteurs insistent sur la réduction drastique des flux de matières « toxiques » comme un principe de base de l'économie circulaire (Braungart et McDonough 2002). La notion de « toxicité » n'est pas moins problématique que la notion de déchet (cf. supra – linéarité/circularité des métabolismes), mais renvoie, en raison de sa racine étymologique signifiant « poison », à une définition écologique du déchet (hautes concentrations de métaux lourds ou de certaines émissions atmosphériques, substances fortement radioactives, etc.).

Une autre implication découle de l'observation que, pour des périodes de temps long, seuls les flux de ressources renouvelables peuvent être circulaires. Autrement dit, il n'est pas envisageable de boucler le cycle d'une matière comme le charbon, le pétrole ou les minerais de fer puisqu'il n'existe pas de processus qui permettrait leur reproduction. Par ailleurs, le recyclage, pourtant souvent considéré comme un pilier de l'économie circulaire dans la littérature grise, n'est pas « véritablement circulaire » (Arnsperger et Bourg 2016) puisqu'il s'agit d'un mode de reproduction imparfait, engendrant nécessairement des pertes et des pollutions. Georgescu-Roegen (1971) avait déjà souligné que l'idée d'un recyclage total aboutissant à une non-consommation globale de matières premières et d'énergie est une utopie contraire aux lois physiques. Par conséquent, le recyclage d'une matière non renouvelable comme le métal ne peut que reporter son épuisement inévitable de quelques années ou décennies (Grosse 2010 et 2011).

Par ailleurs, l'efficacité du recyclage comme principe de circularité est d'autant plus faible que la croissance économique est élevée. Selon Arnsperger et Bourg (2016), « *dès que l'on dépasse un taux de croissance annuelle de 1 % pour la consommation mondiale d'une matière première, les effets du recyclage s'évanouissent.* » Autrement dit, même si un métabolisme est caractérisé par un taux de recyclage d'une matière première non renouvelable de 100 %, une légère croissance de son utilisation entraînera déjà forcément l'épuisement plus ou moins rapide de cette matière.

Un autre problème majeur pour la circularisation en contexte de croissance est « l'effet rebond » qui décrit le phénomène qu'une réduction de l'intensité relative d'un flux matériel ou énergétique (par exemple les émissions de gaz par habitant liées à une certaine activité) peut conduire à terme à une augmentation de l'intensité absolue (le volume total des émissions des gaz par tous les habitants pour toutes les activités). De tels effets rebonds ont été documentés pour de nombreux flux, surtout lorsqu'on prend en compte le fait que la diminution de l'intensité relative de certains flux dans les agglomérations urbaines occidentales a souvent été accompagnée d'une délocalisation des industries périurbaines et de leurs pollutions vers des pays en développement (Jackson 2010, Meunié 2004, Camara 2013).

L'implication pour l'intensité des métabolismes est donc plus radicale que la simple réduction des flux toxiques : pour circulariser un métabolisme, la réduction de l'intensité absolue de la plupart des flux s'avère indispensable. Plus la croissance économique et/ou démographique est élevée, plus l'intensité relative doit également diminuer. Face à ces constats, l'objectif de circularisation devrait rejoindre assez naturellement le courant de pensée de la dé- ou postcroissance (Victor, 2008 ; Kallis, 2011 ; Schneider *et al.* 2010 ; Kampelmann 2017). Contrairement à l'engouement pour une interprétation croissantiste de l'économie circulaire – tel que prônée par exemple par la Fondation Ellen MacArthur – une circularisation décroissantiste est à ce jour encore peu explorée. La section suivante illustre ceci pour le cas bruxellois.

Agences techniques du métabolisme

Indicateurs techniques

La troisième ligne de force des métabolismes territoriaux que nous abordons dans cet article concerne les rapports qu'entretiennent acteurs et techniques au sein du système métabolique. En effet, la littérature sur les métabolismes territoriaux souligne l'importance des techniques qui organisent les flux (réseaux de canalisations, de mobilité, d'approvisionnement énergétique, etc.) et l'influence inégale que des acteurs variés exercent sur le déploiement de ces techniques. À titre d'exemple, les récits historiques de McNeill (2001) portant sur l'impact environnemental des changements technologiques du XX^e siècle et celui de Kohlbrenner (2014) sur la gestion des eaux usées de Bruxelles au XIX^e siècle soulignent le rôle prépondérant que les ingénieurs et techniciens ont joué sur le choix des infrastructures urbaines. Barles (2015) constate également l'importance des infrastructures pour le cas de l'évolution de Paris au cours des deux derniers siècles, notamment au travers de la création des infrastructures en réseaux préconisés, planifiés et développés sous l'impulsion d'ingénieurs civils.

Un cadre théorique pour analyser les rapports entre acteurs et techniques au sein des métabolismes pourrait s'inspirer des théories institutionnalistes sur l'innovation et le changement technologique. En effet, prolongeant les travaux de Rip et Kemp (1998), Frank Geels a proposé une théorie sur les interactions entre la société et la technologie pensées comme des « systèmes socio-techniques ». Cette perspective est basée sur des multiples niveaux d'action : au niveau micro, les niches technologiques abritent les innovations sociales ou techniques ; au niveau méso, un régime socio-technique conditionne l'existence des niches mais est influencé à son tour par les innovations issues de niches ; au niveau macro, le paysage socio-technique est défini comme un ensemble plus vaste sur lequel s'appuient les niches et le régime. Le concept de paysage contient les facteurs matériels « durs » qui sont difficile

à modifier, comme « *l'aménagement spatial et matériel des villes, les usines, les routes, les infrastructures électriques* » (Geels 2004, p. 913, notre traduction).

L'inconvénient de la théorie des systèmes socio-techniques pour l'analyse des métabolismes territoriaux est le focus sur les « technotopes » des civilisations urbaines ; comme avec le concept de « métabolisme urbain », les écosystèmes en amont et en aval des agglomérations urbaines sont renvoyés au second plan, comme dans Hodson et Marvin (2010). Une manière de surmonter cette lacune est de penser les technotopes et les biotopes d'un métabolisme territorial avec la théorie des systèmes sociaux-écologiques (Walker *et al.* 2004 ; Holling 2006 ; Berkes *et al.* 2008). Ostrom (2009) a formulé une version largement utilisée de cette théorie qui conçoit un système social-écologique comme le résultat d'interactions complexes entre différents sous-systèmes, dont un système de gouvernance, un système de ressources et les écosystèmes fournissant ces ressources.

Implications de la circularité

Existe-il des implications de la circularité pour les agences sociales-techniques des métabolismes territoriaux ? Ou, pour poser la question autrement, peut-on identifier des agences sociales-techniques qui seraient plus propices que d'autres à la circularisation des métabolismes ?

Pour tirer de la littérature des éléments de réponses à ces questions, distinguons deux types d'agences qui sont diamétralement opposées. D'un côté, imaginons une « technocratie » dans laquelle seuls les experts techniques ont le pouvoir et la légitimité d'influencer les choix techniques que sous-tend le métabolisme. De l'autre côté, dans une « autonomie technique » ce ne sont pas des experts qui décident des choix techniques mais les usagers des différents flux d'un métabolisme. Il est vraisemblable qu'une technocratie devrait conduire à l'établissement d'infrastructures plus uniformes et à grande échelle puisqu'un nombre relativement restreint d'experts décide de la configuration technique du métabolisme. En revanche, l'hypothèse d'une autonomie technique pourrait conduire à une multiplicité de types d'infrastructures et de solutions techniques puisque les différents usagers n'ont pas les mêmes opinions, connaissances et préférences lorsqu'ils décident d'opérer tel ou tel choix technique. Il est à noter que les agences techniques que nous rencontrons en réalité dans la plupart des métabolismes territoriaux, avec leurs grandes infrastructures techniquement sophistiquées et organisées en réseaux, s'approchent sans doute plus d'une agence technocratique que d'une autonomie technique. Or, plusieurs courants dans la littérature sur la gouvernance des systèmes sociaux-écologiques aboutissent à la conclusion qu'une plus grande autonomie pour les usagers dans les choix techniques pourrait conduire à une exploitation durable de ressources renouvelables, ce qui constitue une condition nécessaire à la pérennité des boucles reproductives dans un métabolisme circulaire.

Les travaux menés par Elinor Ostrom sur la gouvernance des ressources issus d'écosystèmes documentent, au moins dans certains cas, que l'auto-organisation des usagers concernant les systèmes de ressources (y compris les infrastructures techniques) et de gouvernance peut augmenter la durabilité des ressources tirées des écosystèmes exploités par ces usagers (Ostrom 2009, 2015). Les conclusions de Bourg et Whiteside (2010) corroborent cette idée et conduisent les auteurs à proposer une « démocratie écologique » dans laquelle les citoyens auraient plus de prise sur un grand nombre de variables, dont les choix techniques en lien avec l'impact environnemental de leur comportement. Coutard et Rutherford (2009), dans une introduction d'un dossier de la revue Flux qui étudie « *les tenants et les aboutissants du développement des techniques "alternatives" ou "décentralisées" de fourniture des services urbains* », soulignent que ce sont en partie les avantages en matière environnementale qui conduisent à « *une remise en cause profonde du modèle traditionnel du grand réseau et de la logique de réticulation à grande échelle* ».

Un autre regard intéressant sur la question de la prise des usagers sur la technique d'un métabolisme peut être tiré des réflexions d'Ivan Illich. Dans la théorie des « outils pour la convivialité » Illich théorise l'émancipation de l'homme vis-à-vis de la technique en utilisant le concept de convivialité : « *une société conviviale est une société où l'homme contrôle l'outil*² » (Illich 1973). Illich oppose la « relation industrielle » – qui s'apparente au cas de figure technocratique – où l'utilisateur ne contrôle pas et ne comprend pas les mécanismes techniques qui l'entourent – à la « relation conviviale » caractérisée par un rôle actif et émancipé de l'utilisateur vis-à-vis de l'outil. Selon lui, l'outil maniable et convivial n'exclut pas la complexité technique et organisationnelle puisqu'il adapte « *l'énergie métabolique à une tâche spécifique [...] et peut atteindre la complexité d'une organisation de transports qui tire de l'énergie, le maximum de mobilité - tel un système de vélo [...] auquel correspondrait un réseau de pistes cyclables et de stations d'entretien [...]. L'énergie qu'il réclame est productible par quiconque mange et respire* ».

Comme la réduction de l'intensité des métabolismes, le potentiel d'une circularisation par l'autonomie technique est aujourd'hui peu étudié.

Conclusions

Les métabolismes liés aux agglomérations urbaines rencontrent aujourd'hui un vif intérêt de la part des chercheurs et des autorités territoriales. Grâce à des compilations de données quantitatives de plus en plus complètes, l'étude

2 « Un balai, (...) un tournevis, (...) une automobile, (...), une usine de cassoulet, une centrale électrique, qui sont des institutions productrices de biens, entrent aussi dans la catégorie de l'outil » tout comme « les institutions productrices de services comme l'école, (...), la recherche, les moyens de communication ou les centres de planification. (...) La catégorie de l'outil englobe tous les instruments raisonnés de l'action humaine, la machine et son mode d'emploi, (...). Le (...) champ couvert par le concept d'outil dépend de la prise qu'une société donnée exerce sur sa structure et son environnement » (Illich 1973).

de ces métabolismes peut désormais s'appuyer sur des connaissances relativement solides concernant les flux physiques et énergétiques. L'objectif du présent article est de rendre les « tableaux » dressés par les compilations statistiques plus lisibles en organisant l'information métabolique proposée par la littérature existante selon trois « lignes de force » : la structure spatiale, l'intensité et les agences techniques des métabolismes territoriaux.

La structure spatiale

La section « structure spatiale du métabolisme », passe en revue plusieurs indicateurs permettant de rendre compte de la structure spatiale d'un métabolisme territorial et constate que la littérature fait état de métabolismes largement externalisés. Une autre caractéristique importante qui ressort des études empiriques est la différenciation des métabolismes selon le flux qu'on analyse : la structure spatiale d'un métabolisme n'étant pas la même pour les flux de nourriture, d'énergie ou de matériaux de construction. Enfin, un autre facteur de complexité se situe dans le fait que la structure spatiale d'un même flux est souvent caractérisée par de multiples aires d'approvisionnement et d'assimilation. Étant donné que chaque catégorie de flux est organisée par une structure spatiale qui lui est propre et caractérisée par de nombreux espaces géographiques en amont et en aval, la visualisation de la structure spatiale d'un métabolisme territorial considéré pose des défis conceptuels et techniques qui n'ont pas encore été résolus de manière satisfaisante³. La circularisation implique un rapprochement des aires d'approvisionnement et d'exécutoire, et limite l'externalisation à mesure qu'elle engendre des pollutions.

L'intensité

À structure spatiale égale, un métabolisme territorial peut être caractérisé par différents degrés d'intensité en fonction des débits de ses flux et de la taille de ses stocks. La section « l'intensité du métabolisme » recense les différents indicateurs que la littérature mobilise pour mesurer cette intensité de manière relative (c'est-à-dire les intensités par habitant ou par unité de surface) et absolue (en volumes totaux). Il existe aussi des méthodes pour systématiser et structurer les informations quantitatives liées à l'intensité, notamment le Material and Energy Flow Analysis et l'Analyse des Cycles de Vie. Les travaux empiriques montrent que la plupart des agglomérations urbaines non seulement ont connu un processus historique d'*externalisation*, mais ont aussi fait l'objet d'un processus d'*intensification* de leurs métabolismes respectifs. Ce processus est à l'opposé de ce qui est impliqué par la circularisation ; rendre les métabolismes territoriaux plus circulaires signifie non seulement réduire les flux toxiques, mais aussi tous les autres flux de matières non renouvelables.

3 Voir, par exemple, les efforts pour améliorer la visualisation des collections de données métaboliques : <http://metabolismofcities.org/datavisualization>

Les mesures d'intensité utilisées dans la littérature font en général abstraction d'une notion fondamentale : la qualité des flux et des stocks. Ceci s'explique en partie par l'absence de données sur la qualité dans les statistiques territorialisées. Mais l'intégration de cette dimension se heurte également à une difficulté méthodologique plus fondamentale liée au fait que la qualité d'un flux ou d'un stock ne peut être évaluée indépendamment de l'usage qu'on en fait. Comme le démontre par exemple le projet SITERRE décrit par l'article de Laure Vidal-Beaudet dans le présent numéro, la qualité d'un sol urbain n'est pas une variable constante mais dépend de la destination réservée au sol ; les caractéristiques biophysiques recherchées pour une utilisation en pied d'arbre n'étant pas les mêmes que celles d'un parterre fleuri. Par conséquent, intégrer la notion de qualité renvoie aux utilisations des flux et, par extension, aux acteurs du métabolisme, dont les rapports avec la technique représentent la troisième ligne de force que nous avons abordée dans cet article.

Agences techniques

Contrairement à la structure spatiale et à l'intensité, les agences techniques des métabolismes territoriaux ont été moins étudiées dans la littérature. Des indicateurs permettant de rendre compte des rapports entre les acteurs et les techniques d'un système métaboliques font largement défaut, tout comme des études comparatives ou diachroniques de ces rapports. Pourtant, les quelques études qui tracent l'évolution historique de la structure spatiale et/ou de l'intensité d'une ville ou d'une région données soulignent l'importance des supports techniques – et en premier lieu des infrastructures centralisées comme les réseaux et la réticulation à grande échelle – et de certains acteurs-clé comme les ingénieurs civils ou les experts professionnels. Même si l'analyse des agences techniques se prête sans doute moins à l'observation quantitative, il s'agit d'une troisième ligne de force des métabolismes territoriaux qui mériterait d'être explorée avec la même attention et rigueur que les deux précédentes, d'autant plus que les agences caractérisées par une grande autonomie technique des usagers pourraient être plus favorables à la circularisation des métabolismes que des agences dites technocratiques.

Dresser un tableau complet

Chacune des trois dimensions majeures représente un intérêt en soi et peut fournir des éclairages ponctuels importants. Mais certaines problématiques de recherche peuvent nécessiter de dresser des tableaux complets intégrant tout à la fois des connaissances sur la structure spatiale, l'intensité et les agences techniques. Le cadre d'analyse des systèmes sociaux-écologiques complexes (Section « agences techniques du métabolisme ») peut s'avérer être un point de départ fécond pour une telle intégration. D'autant plus qu'un premier rapprochement entre la théorie multiniveaux des systèmes sociotechniques (et son focus sur les acteurs et les techniques) et l'approche par l'écologie sociale (et

son focus sur les données métaboliques, qu'elles soient spatiales ou d'intensité) a déjà été proposé par Fischer-Kowalski et Rotman (2009) ; ces auteurs désignent le niveau méso comme un « régime social-écologique ».

Selon Sabine Barles, l'expression primaire d'un régime social-écologique localisé se trouve justement dans son métabolisme (Barles 2015). Mais force est de constater que les analyses métaboliques recensées en Section « le métabolisme territorial » se concentrent presque exclusivement sur les aspects matériels et énergétiques des régimes sociaux-écologiques ; une analyse frontale des interactions entre groupes d'acteurs et de l'importance de ces interactions pour la technique n'y est pas entamée explicitement. À l'inverse, il existe une littérature sur la gouvernance des régimes sociaux-écologiques qui se concentre justement sur ce type d'interactions – par exemple en analysant le rôle des indicateurs et d'autres facteurs institutionnels dans les transitions d'un régime social-écologique à un autre – mais sans intégrer les données quantitatives sur les flux matériels et énergétiques fournies par les études métaboliques territorialisées (voir, par exemple, van Gasteren *et al.* 2015 ; Rauschmayer *et al.* 2015).

Une tentative de combinaison de ces deux angles d'analyse d'un système social-écologique territorial a récemment été proposée par l'étude de Kampelmann (2016) qui incorpore les données métaboliques en plus d'une analyse des acteurs, règles et artefacts du système de gestion de déchets organiques de la métropole bruxelloise. Cette approche doit être validée et appliquée avec d'autres études empiriques futures. En proposant de montrer la complexité de l'analyse métabolique en trois lignes de forces structurantes, le présent article constitue un pas supplémentaire dans cette direction.

Références

- Alexander, C., Ishikawa, S., Silverstein, M., i Ramió, J. R., Jacobson, M., Fiksdahl-King, I. (1977). *A pattern language*. Gustavo Gili.
- Alexandrovskaia, E. et Alexandrovskiy, A. (2000). History of the cultural layer in Moscow and accumulation of anthropogenic substances in it. *CATENA*, 41(1-3), 249-259.
- Barles, S. (2007a). Le métabolisme parisien aujourd'hui. Rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme. *Les Annales de la recherche urbaine*, 103(0180-930-X), 64-72. MEDAD, PUCA.
- Barles, S., (2007b). Urban metabolism and river systems: an historical perspective. Paris and the Seine, 1790-1970. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1757-1769.
- Barles S. (2009). Urban metabolism of Paris and its region. *J. Ind Ecol.* 13, 898-913.
- 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.
- Barles, S. (2005). *L'invention des déchets urbains : France (1790-1970)*. Champ Vallon.
- Berkes, F., Colding, J. et Folke, C. (eds.) (2008). *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press.

- Billen, G., Barles, S., Garnier, J., Rouillard, J. et Benoit, P. (2009). The Food-Print of Paris: Long term Reconstruction of the Nitrogen Flows imported to the City from its Rural Hinterland (p. 13-24). *Regional Environmental Change*, 9.
- Billen, G., Barles, S. et Garnier, J. (2012a). History of Urban environmental imprint: Introduction to a multidisciplinary approach of the long term relationships between occidental cities and their hinterland (In press). *Regional Environmental Change*.
- Billen, G.; Garnier, J., Silvestre, M., Thieu, V., Barles, S. et Chatzimpiros, P. (2012b). Localising the nitrogen imprint of Paris food supply: The potential of organic farming and changes in human diet. *Biogeosciences*, 9, 607-616.
- Billen, G., Barles S. et Bognon S., *L'empreinte alimentaire de Paris en 2030*. Rapport final.
- Bolund, P. et Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29, 293-301.
- Brunckhorst, D.J. (2000). *Bioregional Planning: Resource Management Beyond the New Millennium*. Harwood Academic, Amsterdam.
- 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.
- Bourg D. et Whiteside K. (2010). *Vers une démocratie écologique Le citoyen, le savant et le politique*. Politique La République des idées. 112 p. ; EAN 9782021022988.
- Boyden S, Millar S, Newcombe K, O'Neill BJ. (1981). *The Ecology of a City and its People: The Case of Hong Kong*. Canberra: ANU Press.
- Camara, M. (2013). *Croissance économique et impact environnemental : le découplage est-il possible ?* 1^{er} Congrès Interdisciplinaire du Développement Durable, Namur.
- Campaign to Protect Rural England (2012). *From field to fork: The value of England's local food webs The value of England's food webs*. Report, 72 p.
- Charruadas, P. (2012) The cradle of the city: The environmental imprint of Brussels and its hinterland in the High Middle Ages. *Regional Environmental Change*.
- Commission européenne (2014). *Circular Economy Strategy. Closing the loop – An EU action plan for the Circular Economy*. Dernière mise à jour 28/06/2016.
- Coutard O. et Rutherford J. (2009), Les réseaux transformés par leurs marges : développement et ambivalence des techniques « décentralisées », *Flux*, 76-77, 6-13.
- Commission européenne (2008). Directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines.
- Douglas, M. (2003). *Purity and danger: An analysis of concepts of pollution and taboo*. Routledge.
- Duvigneaud P, Denaeyer-De Smet S, Kestermont P. (1975) *L'Ecosystème Urbain Bruxellois, Productivité Biologique en Belgique*. Duculot, p. 581-597. Travaux de la Section Belge du Programme Biologique International, Bruxelles.
- Duvigneaud, P. (1985). *L'écosystème forêt*. Ed. Ec. Nat. Génie Rur. Eaux Forêts, Nancy, 160 p.
- Ellen MacArthur Foundation et Granta Design (2015). *Circularity Indicators. An Approach To Measuring Circularity*, Report, 98.
- Erisman et al. (2013). Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society – Biological Sciences*, 368.
- Fischer-Kowalski, M. (1998). Society's metabolism. The Intellectual history of material flow analysis, Part I. 1860-1970. *Journal of Industrial Ecology*, 2, 61-78.
- Fischer-Kowalski, M., Haberl, H. (eds.) (2007). *Socioecological Transitions and Global Change: Trajectories of Social Metabolism and Land Use*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Fischer-Kowalski, M., et Rotmans, J. (2009). Conceptualizing, observing, and influencing social-ecological transitions. *Ecology and Society*, 14(2).
- Folke, C., Jansson, A., Larsson, J., Costanza, R., (1997). Ecosystem appropriation by cities. *Ambio*, 26, 167-172.

- Geels, F.W. (2002). Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: A multi-level perspective and a case-study. *Research Policy*, 31(8/9), 1257-1274.
- Geels, F.W. (2004). From sectoral systems of innovation to socio-technical systems Insights about dynamics and change from sociology and institutional theory. *Research Policy*, 33, 897-920.
- Georgescu-Roegen, N. (1971). *The Entropy Law and the Economic Process*. Harvard University Press.
- Gravier, J.-F. (1965). L'Europe de Régions (p. 211-222). 1965 *Internationale Regio Planertagung ; Schriften der Regio 3*, Basel.
- Grosse F. (2010). Is Recycling "Part of the Solution"? The Role of Recycling in an Expanding Society and a World of Finite Resources, *SAPIENS*, 3(1).
- Grosse F. (2011). Quasi-Circular Growth: A Pragmatic Approach to Sustainability for Non-Renewable Materials Management, *SAPIENS*, 4(2).
- Haberl, H., M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, H. Weisz, et V. Winiwarter. (2004). Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy*, 21(3), 199-213.
- Hodson, M. et Marvin, S. (2010). Can cities shape socio-technical transitions and how would we know if they were? *Res. Policy*, 39(4), 477-485.
- Holling C. (2006). Shooting The Rapids: Navigating Transitions To Adaptive Governance Of Socio-Ecological Systems, *Ecology And Society*, 11(1), 1-18.
- Illich, I. (1973). *Tools for Conviviality*. New York : Harper & Row.
- Jackson, T. (2010). *Prospérité sans croissance. La transition vers une économie durable*. Etopia. Bruxelles : De Boeck, 247 p.
- Kallis, G. (2011). In defence of degrowth. *Ecological Economics*, 70(5), 873-880.
- Kallis, G. (2013). Societal metabolism, working hours and degrowth: A comment on Sorman and Giampietro. *Journal of Cleaner Production*, 38, 94-98.
- Kampelmann, S., Achten, W., Petalios, D., et Bauler, T. (2014). Decentralised & Ecological Seeds & Farming in the EU. *DULBEA Working Paper 2013/191228*, Université Libre de Bruxelles.
- Kampelmann, S. (2016). Mesurer l'économie circulaire à l'échelle territoriale. *Revue de l'OFCE*, 1, 161-184.
- Kampelmann, S. (2017). L'économie circulaire et ses enjeux : une analyse systémique de la gestion des matières organiques à Bruxelles. Cassier, I., Maréchal, K. et Méda, D., *Vers une société post-croissance. Intégrer les défis écologiques, économiques et sociaux*. Paris : Éditions de l'Aube.
- Kim, E., Barles, S. (2012). The energy consumption of Paris and its supply areas from 18th century to present. *Reg. Environ. Chang.*, 12(2), 295-310.
- Krausmann, F. (2013). A city and its hinterland: Vienna's energy metabolism 1800-2006 (p. 247-268). Singh, S.J., et al. (eds.), *Long Term Socio-ecological Research. Studies in Society Nature Interactions Across Spatial and Temporal Scales*. Springer Verlag GmbH, Berlin, Heidelberg, New York.
- Le Corbusier (1957) [1941]. *La Charte d'Athènes*. Seuil, Paris (190 p.).
- Lenton, T. et al. (2008). Tipping elements in the Earth's climate system. *Current Issues*, 105(06). Edited by William C. Clark, Harvard University, Cambridge, MA
- 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.
- Newcombe K (1977). Nutrient flow in a major urban settlement: Hong Kong. *Hum Ecol*, 5, 179-208.
- Ostrom, E. (2015). *Governing the commons*. Cambridge university press.

- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325(5939), 419-422.
- Rauschmayer, F., Bauler, T. et Schöpke, N. (2015). Towards a thick understanding of sustainability transitions—Linking transition management, capabilities and social practices. *Ecological ékonomiques*, 109, 211-221.
- Rip, A., Kemp, R., (1998). Technological change (p. 327-399). Rayner, S., Malone, E.L. (Eds), *Human Choice and Climate Change*, vol. 2. Battelle Press, Columbus, OH.
- Satterthwaite D. (2009). The implications of population growth and urbanization for climate change. *Environ Urban*, 21, 545-567.
- Stahel W. (2010). *The Performance Economy*, Palgrave Macmillan.
- Schneider, F., Kallis, G., Martinez-Alier, J. (2010). Crisis or opportunity? Economic degrowth for social equity and ecological sustainability. Introduction to this special issue. *Journal of Cleaner Production*, 18, 511-518.
- Steffen, Crutzen P.J. and McNeill J. R. (2007). The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature? *Ambio*, 36, (8).
- Vatin, F. (2009). *Évaluer et valoriser, Une sociologie économique de la mesure*, 352 p.
- Van Gameren, V. Ruwet, C. et Bauler, T. (2015). Towards a governance of sustainable consumption transitions: how institutional factors influence emerging local food systems in Belgium. *Local Environment*, 20(8), 874-891.
- Wackernagel, M. and Rees, W. (1996). *Our Ecological Footprint: reducing human impact on the Earth*. Philadelphia, PA: New Society Publishers. 160 p.
- Walker, B., C. S. Holling, S. R. Carpenter, and A. Kinzig. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 9(2), 5.
- Weber, M. (1971). *Économie et société. tome 1 : Les catégories de la sociologie*. Paris : Plon/ Agora, 457 p.
- Weisz, H. Steinberger, J. (2010). Reducing energy and material flows in cities, Current Opinion in Environmental Sustainability, 2(3), 185-192.
- Wolman, A. (1965). The metabolism of cities. *Sci Am*, 213, 178-193.