



Working Paper

Désordre écologique : l'équilibre, le chaos et l'ordre désiré

Hadrien Lantremange¹

Juin 2022

¹ Centre d'Économie de la Sorbonne ; l'auteur tient à remercier la Chaire Énergie & Prospérité, sous l'égide de la Fondation du Risque, pour son soutien à ce travail

La Chaire Energie et Prospérité

La chaire Energie et Prospérité a été créée en 2015 pour éclairer les décisions des acteurs publics et privés dans le pilotage de la transition énergétique. Les travaux de recherche conduits s'attachent aux impacts de la transition énergétique sur les économies (croissance, emploi, dette), sur les secteurs d'activité (transport, construction, production d'énergie, finance), aux modes de financement associés ainsi qu'aux problématiques d'accès à l'énergie. Hébergée par la Fondation du Risque, la chaire bénéficie du soutien de l'ADEME, de la Caisse des Dépôts, d'Engie et de Renault.

Les opinions exprimées dans ce papier sont celles de son (ses) auteur(s) et ne reflètent pas nécessairement celles de la Chaire Energie et Prospérité. Ce document est publié sous l'entière responsabilité de son (ses) auteur(s).

Les Working paper de la Chaire Energie et Prospérité sont téléchargeables ici :

<http://www.chair-energy-prosperity.org/category/publications/>

Chair Energy and Prosperity

The Energy and Prosperity Chair was created in 2015 to inform decisions of public and private actors in managing the energy transition. The Chair research deals with the impacts of energy transition on national economies (growth, employment, debt...), on specific sectors (transportation, construction, energy , finance), on acces to energy and with the associated financing issues. Hosted by the Risk Foundation, the chair has the support of ADEME, the Caisse des Dépôts, Engie and Renault.

The opinions expressed in this paper are those of the author(s) and do not necessarily reflect the position of Chair Energy and Prosperity. It is therefore published under the sole responsibility of its author(s).

Chair energy and Prosperity's working papers can be downloaded here:

<http://www.chair-energy-prosperity.org/en/category/publications-2>

Désordre écologique : l'équilibre, le chaos et l'ordre désiré

Ecological disorder : equilibrium, chaos and the desire of order

Hadrien Lantremange, Centre d'Économie de la Sorbonne¹

Résumé :

La crise de la biodiversité augure un « démaillage » du tissu vivant dont il y a tout lieu de craindre qu'il aura d'importantes répercussions sur l'utilité des agents. La gravité de l'appauvrissement, régulièrement corroborée par les écologues, entraîne la nécessité, pour l'économie, d'interroger le savoir écologique afin de comprendre les spécificités de son « objet », et permettre ainsi tant d'évaluer les effets potentiels de la crise que les moyens de l'enrayer. L'ambition de cet article est de revenir sur les évolutions récentes de l'écologie scientifique et de comparer ses conclusions avec les principaux formalismes en vigueur en économie environnementale, classés ici en six catégories générales : (1) économie des externalités, (2) économie des ressources naturelles, (3) économie du capital naturel, (4) économie des services écosystémiques, (5) économie de la biodiversité et (6) modèles économiques-écologiques intégrés. Un « objet » écologique est déduit de chacun de ces formalismes, et comparé avec « l'objet » tel que décrit par l'écologie contemporaine. De cette sorte de confrontation des deux disciplines, il ressort ceci : (1) qu'une réalité écologique n'affleure que partiellement des représentations économiques, lesquelles n'en gardent souvent que les terminaisons utiles – « coupure » qui est finalement une négation du fait écologique ; (2) que lorsqu'un « objet » écologique apparaît, il est généralement présumé à l'équilibre, chose que l'écologie scientifique ne peut recevoir aujourd'hui qu'avec circonspection ; enfin, (3) que si l'écologie fait le constat, à de multiples échelles, d'altérations dont il y a tout lieu de croire qu'elles auront une portée structurelle, elle ne peut fournir à l'économie les déterminations universelles (les fonctions calculables) que celle-ci attend, mais tout au plus certaines régularités temporaires et localisées. C'est l'une des conclusions majeures de l'écologie contemporaine, dite « post-odumienne », dont les conséquences pour l'économie sont de première importance : il n'y a pas « d'éco-système » à proprement parler, pas « d'ordre » écologique implacable duquel il suffirait de déduire une économie « limitée » ; les entités écologiques sont ouvertes, et s'il y a un « ordre » écologique, celui-ci est morphologique, et non naturel.

Mots-clefs : crise écologique, écologie post-odumienne, formalismes économiques

Keywords : ecological crisis, post-odumian ecology, economic formalisms

1 L'auteur tient à remercier la Chaire Énergie & Prospérité, sous l'égide de la Fondation du Risque, pour son soutien à ce travail.

Désordre écologique : par-delà l'équilibre et le chaos, l'ordre désiré

Table des matières

1. D'un formalisme à l'autre : à la recherche de « l'objet » écologique.....	3
1. 1. Économie des externalités.....	3
1. 2. Économie des ressources naturelles.....	4
1. 3. Économie du capital naturel.....	7
1. 4. Économie des services écosystémiques.....	8
1. 5. Économie de la biodiversité.....	12
1. 6. Modèles économiques-écologiques.....	15
2. Cohérence de « l'objet » : y a-t-il un « ordre » écologique ?.....	19
2. 1. De l'écologie de l'ordre à l'écologie du chaos.....	19
2. 2. De l'ordre naturel à l'ordre phénoménologique.....	22
2. 3. Thermodynamique et écologie : chemins croisés.....	24
3. Quel « ordre » socio-écologique ?.....	35
3. 1. La thermodynamique et l'économie.....	36
3. 2. L'économie environnementale et l'irréversibilité.....	38
3. 3. Indéterminations socio-écologiques.....	40

La crise écologique² a suggéré l'idée d'une rupture avec un certain état de stabilité écologique : « désordre » dont nous aurions tout à craindre des répercussions. Mais quel est cet « objet » écologique dont il faudrait se figurer le dérèglement ? On rappellera ici que l'écologie scientifique n'est plus une écologie d'équilibre, mais une écologie « de trajectoire » : qu'elle a revu les postulats de l'école « systémique » odumienne, laquelle avait bâti une conception ordonnancée, cohérente des entités écologiques. Avec l'avènement de l'écologie de non-équilibre, il n'y plus « d'ordre » écologique (naturel) ; partant, plus de « désordre » possible. Les entités écologiques ne sont pas des « éco-systèmes » au comportement prévisible, mais des entités ouvertes qui incorporent les variations de leur environnement. Parce qu'elles sont modifiées, transformées au cours du temps, elles se singularisent, et requièrent, pour l'analyse, d'être situées dans un temps et dans un lieu. Si ce nouveau paradigme « de trajectoire » ne permet plus de définir un état objectif de « désordre », on peut toutefois identifier des mécanismes de régulation – le « fait biologique par excellence », disait Canguilhem³ –, ce que l'on pourrait appeler des « rigidités », qui confèrent aux entités écologiques une certaine résilience, ou une inertie. S'il n'y a pas de « désordre écologique », il y a bien des tendances de structuration ou de déstructuration, pourvu que l'on définisse un « ordre » – morphologique, celui-là.

Ce texte fait d'abord l'inventaire des différents formalismes de l'économie de l'environnement, en tentant de mettre en évidence « l'objet » écologique sous-jacent ; le problème de la définition de cet « objet » par l'écologie est ensuite examiné. De cette sorte de confrontation des deux disciplines, il devrait ressortir ceci : (1) qu'une réalité écologique n'affleure que partiellement des représentations économiques, lesquelles n'en gardent souvent que les terminaisons utiles – « coupure » qui est finalement une négation du fait écologique ; (2) que lorsqu'un « objet » écologique apparaît, il est

2 Bourg (2013) réfute l'idée d'une « crise écologique », non sans raisons : il ne s'agit pas d'un moment, argue-t-il, mais d'un état, d'une situation nouvelle dont on ne « sortira » pas, comme on peut sortir d'une crise. Quoique nous accordant avec lui, nous maintenons l'expression, qui nous semble d'une polysémie heureuse : crise écologique comme crise du rapport au milieu, et comme crise de la pensée du rapport au milieu.

3 Article « Régulation, épistémologie » de l'Encyclopaedia Universalis.

généralement présumé à l'équilibre, chose que l'écologie scientifique ne peut plus recevoir qu'avec circonspection ; enfin, (3) que si l'écologie fait le constat, à de multiples échelles, d'altérations dont il y a tout lieu de croire qu'elles auront une portée structurelle, elle ne peut fournir à l'économie les déterminations universelles (les fonctions calculables) que celle-ci attend, mais tout au plus des régularités temporaires et localisées.

1. D'un formalisme à l'autre : à la recherche de « l'objet » écologique

On a largement souligné ce que le problème écologique – soit la « désintégration » des écosystèmes et l'appauvrissement biotique – laissait entrevoir de dissonance entre l'économie et l'écologie scientifique, et l'occasion qu'elle fournissait d'une mise au point. Cette dissonance se révèle, en particulier, dans la façon dont l'économie définit le « jeu » économique-environnemental : dans la définition qu'elle produit de l'interface économie / environnement, et dans celle de l'environnement lui-même, corollairement. Tandis que l'écologie scientifique a, en quelques décennies d'existence⁴, sensiblement affiné la compréhension de son objet, l'économie s'est longtemps maintenue dans un cadre conceptuel relativement simple, ne traduisant pas ou peu ce que sa cousine mettait en lumière – au détriment d'une résorption précoce du problème, qui s'est accentué depuis lors. Dasgupta (2008) là-dessus disait que la question environnementale avait été « mal servie » par l'analyse économique du XXe siècle, la nature n'y étant « pas beaucoup apparue ». On peut reprocher à la pensée économique, comme le formulent Chiapello et al. (2020), d'avoir longtemps « fait l'économie » de l'environnement ; pour Pestre (2020, 20), que les engagements publics pour l'environnement demeurent « encastrés dans une molasse d'évitements » tient pour beaucoup au rôle délétère joué par les économistes, promus « experts des politiques d'environnement » alors que leurs outils n'étaient pas adaptés.

Différents formalismes économiques peuvent être distingués, qui donnent à voir un « objet » écologique aux formes inégales. Nous nous proposons ici d'examiner six cadres généraux, dont le déroulement satisfait une certaine progression historique, quoique des chevauchements persistent :

- l'économie des externalités
- l'économie des ressources naturelles
- l'économie du capital naturel
- l'économie des services écosystémiques
- l'économie de la biodiversité
- modèles économiques-écologiques.

Ces cadres correspondent à des sensibilités théoriques différentes : on y trouvera tantôt l'influence néoclassique, tantôt celle du courant hétérodoxe de l'économie écologique, tantôt celle, intermédiaire, de l'École de Londres. Nous revenons dans ce qui suit sur chacun d'entre eux, en tentant de mettre en lumière la forme de « l'objet » écologique qui en émane.

1. 1. Économie des externalités

Une externalité, positive ou négative, survient lorsqu'un agent agit sur l'utilité d'un autre agent sans qu'il y ait compensation ; ou, autrement dit, lorsqu'une part des conséquences de l'opération marchande échappe au marché (au mécanisme des prix) (Meade 1952; Coase 1960). La « question environnementale » relève surtout de l'externalité négative, et prend en général la forme de coûts induits par la dégradation environnementale et qui sont supportés par un tiers. Il est alors supposé

4 Si le terme « d'écologie » naît sous la plume de E. Haeckel en 1866 (Schwarz et Jax 2011, 145), les premières sociétés scientifiques n'apparaissent que dans les années 1910, et la première société internationale unifiée, en 1967 (Jax 2011, 171).

que la question environnementale trouve sa solution dans une « internalisation » des externalités, c'est-à-dire un prix qui puisse inclure des coûts auparavant ignorés : c'est le propos de la taxe pigouvienne (Baumol et Oates 1988, 22). Ce formalisme, très simple et généralisable *a priori*, a longtemps contenté la discipline économique, bien que la méthode présente de nombreuses limites, au premier rang desquelles figure une quasi impossibilité de définition incontestable des coûts externes (donc du niveau des taxes à appliquer), et une indifférence principielle quant à l'ampleur des externalités, qui apparaissent aujourd'hui constitutives du système de production, et non plus marginales (Pestre 2020, 21).

On s'aperçoit qu'ici, le cadre strictement utilitariste de l'économie des externalités, lequel ne considère que des agents et leur utilité immédiate, ne définit aucun « objet » environnemental en soi ; il n'y a pas à proprement parler « d'environnement », tout au plus un « objet » occasionnel sans forme spécifique, indéterminé, dont l'interaction avec la sphère économique ne se mesure qu'en termes de coûts ou de bénéfices avérés pour les agents, pris subjectivement⁵. L'estimation des coûts, dès lors, prend une importance considérable, puisque c'est le seul vecteur de connaissance par lequel doit s'exprimer toute l'information ; or, il apparaît de plus en plus clairement que l'incertitude en matière environnementale est maîtresse, en même temps que l'ampleur des dégradations devient de moins en moins négligeable. Devant l'évidence d'un « problème » environnemental à part entière (manifeste à partir des années 1970), l'économie se voit forcée d'ouvrir un champ de recherche spécifique, et de se pencher davantage sur la forme de « l'objet » réfractaire.

1. 2. Économie des ressources naturelles

L'économie des ressources naturelles est le champ traditionnel d'application de la rationalité économique à la gestion de la « nature » vue comme ensemble de ressources renouvelables (stocks forestiers, halieutiques) et non-renouvelables (énergie, minerais) (Grafton et al. 2004). « L'objet » écologique (si l'on exclut les ressources non-renouvelables, qui ne nous intéressent pas directement ici) se précise : il a une forme, des lois propres, desquelles l'économiste entend tirer parti. Cet « objet » n'est plus occasionnel, mais un « fonds » extractif dûment identifié. Notons que l'économie des ressources se présente moins comme un développement que comme un complément de l'économie des externalités ; elle se situe plutôt en amont du processus économique, la seconde ayant surtout à charge les questions de pollution. On tend, dans des travaux plus récents, à donner à l'économie des ressources naturelles le nom de « bioéconomie » (*bioeconomics*) (Clark 2010), en particulier là où les ressources biologiques ne se résument plus à des stocks homogènes et séparés, mais sont appréhendées en tant que structures dynamiques (Perrings et Kinzig 2018, 65). Il convient toutefois de ne pas la confondre avec la bioéconomie de Georgescu-Roegen (1977) : si celui-ci proposait une « biologisation » de l'économie⁶, la bioéconomie signalée ici consiste plutôt en une « économisation » de la biologie, abordée à partir d'un registre nettement utilitaire.

À l'intérieur de ce champ, l'exploitation des ressources biologiques est typiquement modélisée à partir du principe d'extraction maximale soutenable, ou « rendement maximal durable » (RMD) (*maximum sustainable yield*) ; soit l'existence, pour une ressource renouvelable donnée, d'un niveau optimal d'extraction qui, s'il était outrepassé, diminuerait la capacité de renouvellement de

5 Les subjectivités sont, du point de vue économique, la seule réalité objective.

6 Dans les termes de Georgescu-Roegen (1977) : « Je soumets également que la solution des tensions de toutes sortes qui existent actuellement dans le monde, et celles d'une nature encore plus grave qui nous attendent dans un avenir proche, nécessitent une approche totalement différente de celle de l'économie standard, laquelle continue de s'appuyer exclusivement sur le mécanisme des prix et les transferts financiers. La nouvelle approche, comme j'ai proposé de l'appeler, est la bioéconomie. [...] Le terme est destiné à nous rappeler en permanence l'origine biologique du processus économique... » (traduit par nous de l'anglais).

la ressource, et s'il était moindre, ne tirerait pas entièrement profit de cette capacité (Grafton et al. 2004, 105-7). Combiné à une analyse économique qui tient également compte des coûts de l'effort de prélèvement et des prix de la ressource, le modèle prend la forme d'un « rendement économique optimal » (REO) ou « maximal » (*maximum economic yield*), situé en général à un niveau de capture légèrement plus bas que le RMD, du fait de l'augmentation des coûts avec l'effort et de la plus grande valeur marchande des individus de grande taille (cf. figure 1). Le modèle dans sa version économique est parfois appelé « modèle de Gordon-Schaefer »⁷.

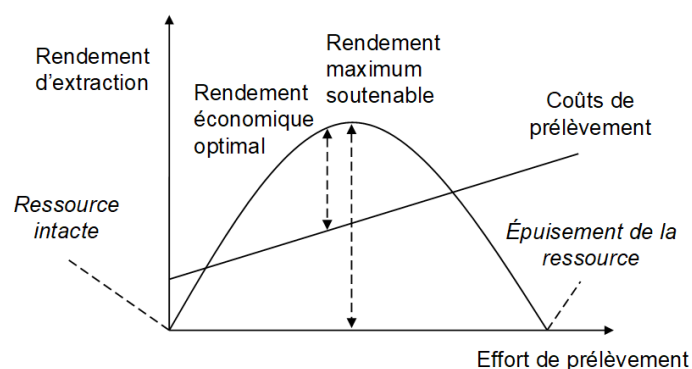


Figure 1 – Rendement maximal durable et rendement économique optimal

L'économie de la pêche est un champ typique d'application de ce modèle. Il nous sera utile pour montrer les limites de « l'objet » qu'il permet d'esquisser. Considérant une population (un « stock ») d'une espèce donnée, il est admis, ayant connaissance du taux de renouvellement du stock, qu'un rendement maximal soutenable peut être calculé. Ceci requiert toutefois de pouvoir caractériser précisément la structure de cette population (âge, taille, niveau de fertilité, de mortalité), ce qui est loin d'être aisé – en particulier dans le cas des stocks halieutiques. Une erreur peut être par ailleurs lourde de conséquences, puisque un taux d'extraction légèrement supérieur au rendement maximum soutenable entraînerait l'érosion insidieuse du stock. Plus encore, ce modèle, fondé sur l'idée d'équilibre des populations, n'autorise aucun effet de non-linéarité, tel qu'un effondrement brutal du stock, chose pourtant observée. En fait, une limite importante de ce modèle réside dans le fait qu'il ne considère qu'une seule espèce, et non l'ensemble du réseau trophique (1977). A la rigueur, celui-ci serait valable pour un écosystème monospécifique ; ce qui est une contradiction dans les termes. On entrevoit « l'objet » environnemental qui apparaît ici : une ressource, identifiée physiquement cette fois, qui a une dynamique propre, mais qui est relativement homogène et sans liens clarifiés avec le reste de l'écosystème, lequel assure pourtant sa perpétuation. Un objet apparaît duquel on prélève, mais sans une connaissance précise de son fonctionnement, et par conséquent, de son seuil de viabilité. On peut dire que le modèle d'extraction est un modèle fondamentalement *inconséquent* : il postule la possibilité « d'ex-traire » sans effet, de détacher la partie sans retombées sur l'ensemble ; c'est, au fond, le modèle du chasseur-cueilleur, de l'action marginale, de la quantité négligeable.

Apparu dans les années 1930, le RMD connut une large diffusion à partir des années 1950, jusqu'à être incorporé dans la Convention des Nations unies sur le droit de la mer de 1982 (Tsikliras et Froese 2019). La critique de Larkin (1977) (que Tsikliras et Froese jugent « prématurée ») augura toutefois un net recul du modèle, qui perdit de son aura dans les années 1980 (Barber 1988). Berkes et al. (2003, 7) soulignent l'irrecevabilité d'une hypothèse d'équilibre tacite, quand

7 D'après Gordon (1954) et Schaefer (1954), lequel parlait de « maximum equilibrium catch ».

l'imprédictibilité s'avère, en réalité, « intrinsèque » aux dynamiques écologiques ; pour Begon et al. (2006, 451), le modèle souffre d'au moins quatre « lacunes » : (1) les populations sont traitées comme des ensembles homogènes non-structurés (par la taille, l'âge, etc.) ; (2) en considérant une courbe de « recrutement » unique⁸, l'environnement est supposé stable ; (3) il y a, dans de nombreux cas, une impossibilité pratique d'estimer le RMD ; (4) par ailleurs, ce n'est pas le seul critère disponible. Des alternatives sont proposées pour la gestion des populations (Begon, Townsend, et Harper 2006, 453) :

- imposer un effort fixe de prélèvement (« *fixed effort harvesting* »), lequel entraîne que si la densité est plus basse que prévue, les prises seront plus faibles ;
- imposer un effort fixe proportionné (« *fixed proportion harvesting* »), soit un objectif de capture proportionnel à la densité (ce qui demande toutefois des recensements saisonniers préalables) ;
- ou encore, imposer une capture à échappée fixe (« *fixed / constant escapement harvesting* »), stratégie réputée la plus sûre qui fixe non pas les prises, mais la proportion de relâchements obligatoires.

Parmi les incertitudes qui entravent une modélisation déterministe des ressources biologiques, Begon et al. (p. 454) citent la variation du taux de recrutement avec la densité (soit la possibilité d'un recrutement plus faible dans les effectifs réduits, comme chez les baleines, qui ont plus de peine à trouver un partenaire sexuel, ou chez les saumons, soumis à une forte prédation), et surtout la multiplicité des points d'équilibre, avec la présence d'équilibres instables et de fluctuations environnementales qui se combinent à la pression du prélèvement⁹. Les auteurs plaident (p. 456) pour un abandon des modèles « de surplus » (« *surplus yield models* ») au profit de modèles dynamiques (« *dynamic pool models* ») incluant des variables de structure, comme les taux de croissance, de mortalité naturelle, de mortalité par prélèvement, et de recrutement. La question de la distribution spatiale des populations (perspective métapopulationnelle) s'avère également cruciale (p. 462).

Le modèle de rendement maximal durable aura été tour à tour « sauveur » et « traître », note Andersen (2019, 89). Barber (1988) suggérait que le RMD se maintenait d'abord par manque d'un « rival » sérieux ; pour Andersen (p. 89), qui reprend Hilborn et Stokes (2010), il reste « l'étalon-or » de la gestion des pêcheries. Puettmann et al. (2009, 67) indiquent que, si les limites de la méthode sont claires pour les stocks halieutiques (où la variation environnementale est énorme), le modèle conserve une certaine pertinence pour la sylviculture¹⁰. Tsikliras et Froese (2019) estiment, quant à eux, que le RMD demeure « l'antidote » contre la surexploitation des ressources, et suggèrent qu'il soit pris (comme il tend d'ailleurs à l'être depuis les années 1990) non pas comme un objectif, mais comme une limite à ne pas franchir (les deux auteurs font ainsi la proposition d'un seuil de prudence à 80% du RMD). Demeure le problème de l'interdépendance trophique, soulevé par Andersen (p. 206) pour la pêche : quel est le RMD d'une communauté d'espèces ?

1. 3. Économie du capital naturel

C'est à la charnière des années 1960 et 1970 que s'est affirmée la nécessité, devant la prégnance des problèmes environnementaux, de ne pas circonscrire la question environnementale à des

8 Le « recrutement » correspond à l'arrivée à maturité de nouveaux individus aptes à la reproduction, qui pourront effectivement renouveler le stock.

9 Begon et al. (2006, 455) évoquent, à ce titre, l'effet d'El Niño sur l'effondrement de l'anchois péruvien dans les années 1960, et celui « d'anomalies » océaniques dans les années 1970 qui contribuèrent à la chute des populations de hareng.

10 Quoiqu'il faille de plus en plus tenir compte, là aussi, d'une variation environnementale d'importance : le changement climatique.

dysfonctionnements locaux ou à certains secteurs spécifiques, mais d'engager une intégration théorique des dynamiques économiques et écologiques ; de concevoir un « objet » écologique à part entière, duquel l'économie serait inséparable. Pour Kula (1997, 133), la proposition de Boulding (1966) d'un « vaisseau spatial Terre » (*Spaceship Earth*), fondamentalement précaire et interdépendant dans son fonctionnement, constitue un « point de repère » dans cette évolution ; elle entraînera dans son sillage de nombreuses contributions, dont Ayres et Kneese (1969), Forrester (1971), Bohm et Kneese (1971) et, bien sûr, les travaux du Club de Rome (Meadows et al. 1972; Mesarovic et Pestel 1974). Pestre (2020, 22) souligne que ce premier groupe, rassemblé autour de la fondation nord-américaine *Resources for the Future*, perdra rapidement son peu d'influence devant le « reflux » que constitue, selon l'expression de l'historien, l'arrivée des économistes dits « néo-libéraux » ; il n'en demeure pas moins que les travaux de ces quelques précurseurs – portés par les prospections de Boulding (1966), Georgescu-Roegen (1971), Daly (1973) – seront décisifs pour l'élaboration de ce que Åkerman (2003) appelle une « économie énergétique et biophysique », face à l'institutionnalisation, dans le courant majoritaire, d'une « économie de l'environnement et des ressources » acquise à la théorie des externalités¹¹. Notons que le débat sur les limites, qui caractérisa cette période, portait moins sur un « objet » écologique que sur « l'épuisabilité » des ressources (énergétiques, en particulier) ; la question était d'abord celle du métabolisme économique et de ses dépendances matérielles. Cependant, de cette première génération naîtra bientôt l'économie écologique (rassemblée autour de la revue éponyme), dont l'ambition affichée était de parvenir à formuler de véritables modèles économiques-écologiques intégrés.

Parmi les formalismes (ou les formules) nés de ce nouveau champ de recherche, l'idée d'un « capital naturel » qui rejoindrait une fonction de production élargie a connu un certain retentissement (Nadal 2016; Missemmer 2018). Selon Åkerman (2003), la première occurrence¹² se trouve chez Pearce (1988), lequel conçoit le « capital naturel » comme un « stock d'actifs naturels opérant des fonctions économiques*¹³ » conforme au modèle de Solow (1986)¹⁴. Cette conception, que Åkerman qualifie de « comptable », se verra toutefois rapidement concurrencée par une autre conception, « écosystémique » celle-là, défendue par Costanza et Daly (1992). Tandis que le premier interprétait le problème écologique d'abord du point de la théorie économique (et sous une forme compatible avec le corpus néoclassique), les seconds tendaient à mettre l'accent « sur les processus écosystémiques et le savoir écologique* » (Åkerman 2003). L'expression se diffusa à partir des années 1990 (spécialement après la conférence biennale de la Société d'économie écologique, tenue en 1992 à Stockholm) et devint une « marque distinctive » du courant économique-écologique¹⁵. Toutefois, la critique ne tarda guère ; Victor (1991), déjà, soulignait le danger d'un concept qui laissait entendre implicitement (de par son origine économique) la substituabilité et la reproductibilité de ce capital, ainsi que la possibilité d'une gestion rationnelle, à l'encontre du projet économique-écologique initial d'une reconnaissance de contraintes extérieures (non-économiques). Une longue controverse s'ensuivit, qui portait sur les spécificités du capital naturel, sa délimitation (Harte 1995), sur la possibilité d'une quantification (monétaire ou biophysique), et plus largement, sur la qualité – analytique ou métaphorique¹⁶ – du concept ; controverse qui, comme le relève Missemmer (2018), préfigurait le débat sur la durabilité de type « fort » et de type « faible » (Neumayer 2013). Parmi les tentatives de conciliation, il faut citer la proposition de Ekins (2003) d'un « capital naturel critique », concept-fils qui devait permettre de distinguer, à l'intérieur du capital naturel, la part substituable de celle qui ne l'est pas, ainsi que l'importante contribution de Norgaard (1994) sur la coévolution et l'incongruité de distinctions

11 Officialisée en 1975 avec la création de l'Association of Environmental and Resource Economists.

12 Si l'on s'en tient au passé récent, et excepte les prémisses relevées par Missemmer (2018).

13 Toutes les citations surmontées d'un astérisque ont été traduites par nous de l'anglais.

14 Modèle de distribution intergénérationnelle des revenus tirés de ressources non-renouvelables.

15 Comme en atteste l'ouvrage de Jansson et al. (1994).

16 C'est le parti de England (1998) comme de Åkerman (2003), par exemple.

tranchées¹⁷. La conception « comptable » de Pearce ne s'est pas moins maintenue, quelques trente ans après ; son idée a été reprise récemment dans les travaux de la Banque mondiale sur le sujet (Jarvis et al. 2011; Lange, Wodon, et Carey 2018), sous une forme nettement orthodoxe¹⁸, ce qui tendrait à confirmer la thèse que l'origine d'une idée fait son destin (Missemer 2018).

Si l'on conserve la distinction de Åkerman (2003), deux conceptions s'affrontent, qui laissent voir deux « objets » très différents : sous sa forme « écosystémique », le capital naturel tend, au moins dans l'intention, à s'accorder au savoir écologique ; on peut donc supposer qu'il y a bien là un « objet » écologique au sens propre – pour autant que celui-ci s'adapte aux évolutions « paradigmatiques » de la discipline, notamment à sa révision de l'organicisme (révision du paradigme « écosystémique », précisément). Sous sa forme « comptable » fisherienne, en revanche, le capital naturel fait voir un tout autre visage : celui, non pas d'un en-dehors contraignant, dotés de lois propres, mais d'entités dociles dont on pose par hypothèse l'assurance d'une contribution future ; non pas celui d'un « environnement » (d'un milieu) qui s'imposerait¹⁹, mais celui d'entités *substantiellement* coopératives, dont on peut éventuellement manquer de comptabiliser les services (le revenu), mais pas les coûts que requerrait leur préservation. Ainsi le capital naturel est-il, dans sa version fisherienne, un « objet » écologique sans crise écologique ; rien n'est dit de sa vulnérabilité, et « l'objet » a tous les traits d'une corne d'abondance.

1. 4. Économie des services écosystémiques

Dans les parages immédiats du capital naturel figure un autre formalisme, qui a connu, ces dernières années, un succès croissant : les « services écosystémiques », entendus, selon la définition la plus générale, comme les bénéfices obtenus des écosystèmes par les sociétés (MEA 2005). Apparus dans les années 1970 dans un but de sensibilisation au problème de l'appauvrissement biotique, ils ont été conçus, au départ, comme le prolongement des « fonctions écologiques », alors en vigueur en écologie ; puisque la biodiversité assurait le maintien de fonctions (productivité primaire, recyclage biochimique, etc.), et que les sociétés humaines dépendaient d'un certain nombre d'entre elles, il s'agissait de prévenir les extinctions pour assurer le fonctionnement (Westman 1977; Ehrlich et Ehrlich 1981; Ehrlich et Mooney 1983; R. S. De Groot 1987). L'enjeu était pédagogique et ce n'est que dans un second temps qu'ils acquièrent une qualité positive, et que des chercheurs, associés pour la plupart à l'économie écologique, s'enquirent de les définir et de les quantifier (Costanza et Daly 1992; Perrings, Folke, et Mäler 1992; Daily 1997; Costanza et al. 1997). Méral (2012; 2016) distingue trois temps dans l'évolution du concept : l'émergence (1970-1990), la médiatisation (fin 1990), et la mise en œuvre politique (2000), après le *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) en particulier, lequel contribua grandement à leur diffusion. Peu de temps après, le TEEB (2008) se proposait de mesurer, à la manière du rapport Stern pour le changement climatique (Stern et al. 2006), le coût de l'inaction contre l'appauvrissement biotique, estimé en « services » perdus ; et au début de la décennie suivante, les services écosystémiques se constituaient en programme de recherche, et en revue scientifique (Braat et De Groot 2012). De Groot et al. (2002) avaient proposé de ranger les fonctions écologiques – appelées « fonctions environnementales » chez De Groot (1987) – en quatre catégories primaires :

- des fonctions « de régulation », assurant une bonne « santé écosystémique » ;

17 Notons également la proposition de Barbier (2014, 153) de distinguer à l'intérieur du capital naturel un « capital écologique », soit l'ensemble (ou le sous-ensemble) des processus écologiques et des habitats qui assurent l'approvisionnement des services.

18 Le capital naturel n'est considéré que comme un ensemble d'actifs parmi d'autres, de type « fisherien », c'est-à-dire comme sources de revenus futurs qu'il s'agit d'intégrer par actualisation.

19 Dans la conception de Daly (1991, 256), le capital naturel et ses exigences vont jusqu'à définir l'espace maximal autorisé pour l'espèce humaine ; la « capacité de charge » qui peut lui être allouée.

- des fonctions « d'habitat », qui puissent fournir les refuges nécessaires à la survie des organismes et à leur reproduction ;
- des fonctions « de production », qui assurent le maintien et le renouvellement des chaînes trophiques ;
- et des fonctions « d'information », qui permettent à l'espèce humaine de situer sa propre évolution (De Groot et al. (2002) rangent ici « l'enrichissement spirituel », le « développement cognitif », les « expériences récréatives et esthétiques »).

La classification du MEA, plus largement reprise, proposait également quatre catégories, de « services écosystémiques » cette fois :

- des services « d'approvisionnement » (en nourriture, en eau douce, en matière, en carburant...) ;
- des services « de régulation » (du climat, des inondations, des pathogènes...) ;
- des services « culturels » (esthétiques, spirituels, éducatifs, récréatifs...) ; et enfin,
- des services dits « de support », dernière catégorie transversale qui regroupe des processus biochimiques fondamentaux (recyclage des nutriments, formation des sols, production primaire...).

Le TEEB (2008) reprendra les quatre catégories du MEA – quoiqu'en parlant de services « d'habitat », et non plus « de support », ainsi que de services « culturels et d'agrément » – et proposera, par ailleurs, d'affiner la chaîne causale entre capital naturel et agents économiques ; de la même manière que Boyd et Banzhaf (2007) proposaient (en vue d'une mise en conformité avec le cadre comptable standard) de distinguer les composants intermédiaires des services « finaux » effectivement consommés, le TEEB distingue les processus biologiques des « fonctions », les « fonctions » des « services », et les « services » des « bénéfices », auxquels sont attribués une valeur économique (R. De Groot et al. 2012, 17). En 2013, la « *Common International Classification of Ecosystem Services* » (CICES) est publiée sous l'égide de l'Agence européenne pour l'environnement, qui ne retient cette fois que trois sections générales de services (approvisionnement / régulation et maintenance / services culturels) mais qui sont chacune finement détaillée en plusieurs sous-divisions. Cette classification (révisée en 2018) se veut le prolongement du MEA et du TEEB, et a pour vocation de s'accorder au SCEE²⁰ en construction. Si la CICES fournit un cadre de référence, les initiatives de comptabilisation demeurent multiples et pas toujours cohérentes, comme l'ont souligné plusieurs auteurs (Finisdore et al. 2020; Koschke et al. 2014).

Ainsi, il apparaît que les services écosystémiques ont peu à peu perdu leur statut pédagogique (ou métaphorique) initial pour devenir le socle d'une rationalisation des processus écologiques. Gómez-Baggethun et al. (2010) et Peterson et al. (2010) vont jusqu'à interpréter l'histoire des services écosystémiques comme une progressive marchandisation des fonctions écologiques (« *ecosystem function commodification* »), allant de la fonction (non-anthropocentrée) au service (anthropocentré), à travers ce que Gómez-Baggethun et al. (2010) appellent « *l'utilitarian framing* », puis du service à la marchandise par attribution d'une valeur d'échange (par monétarisation), ceci permettant finalement la création de marchés (Daily et Matson 2008). On peut noter, au crédit de cette thèse, la prolifération des exercices de valorisation monétaire, laquelle est devenue, en l'espace de quelques années, le moyen prépondérant d'intégration des services par la voie de la « valeur économique totale »²¹, sensée rassembler sous une même valeur monétaire

20 Le « Système de comptabilité économique et environnementale », qui doit permettre d'élargir le système comptable international pour inclure l'environnement.

21 À noter que l'agrégation des valeurs en valeur économique totale n'est pas une destination obligatoire, et que des évaluations de services peuvent être faites qui demeurent séparées. L'EFESE (« l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques »), par exemple, l'a rejetée, en faveur d'une approche multidimensionnelle. Cette non-agrégation est d'ailleurs, selon Méral (2016, 95), l'une des avancées permises par le

l'ensemble des bénéfices associés à une entité (Heal et al. 2005) ; Gómez-Baggethun et al. (2010) soulignent que

l'essentiel des recherches sur les services écosystémiques opèrent à l'intérieur du cadre de la valeur d'échange établi après la révolution marginaliste par l'économie néoclassique pour l'analyse économique de l'environnement*.

Ils s'inquiètent que le cadre des services écosystémiques ait permis, en même temps qu'il donnait davantage de visibilité au problème écologique, d'engager un processus parallèle de marchandisation. On peut toutefois se demander si un tel cadre est doté d'une efficacité suffisante pour dépasser le stade des spéculations schématiques, et accéder à celui d'une expérimentation prometteuse (preuve, alors, que le capitalisme aurait encore des ressources) ; les services écosystémiques sont-ils seulement à même, dans leur construction propre, de refléter la réalité écologique ? Et s'ils permettent une marchandisation, celle-ci peut-elle produire un quelconque effet sur cette réalité ?

Pour Peterson et al. (2010), l'inadéquation du seul registre des « services » est patente ; adoptant un point de vue marxiste-critique, ils soulignent que le passage des fonctions aux services entraîne une invisibilisation de ce qu'ils appellent des « travailleurs écologiques » (*ecosystem workers*), soit les « composants biotiques » qui fournissent les services. Selon eux, la valeur monétaire (abstraite) masque la réalité des processus à l'œuvre :

Apprendre que certains services écosystémiques ont une grande valeur monétaire ne conduit pas forcément à comprendre les raisons pour lesquelles des fonctions écosystémiques spécifiques et la biodiversité associée doivent être conservées. Lorsque nous « marchandisons » [*commodify*] une fonction écosystémique en la recadrant comme un service écosystémique, nous obscurcissons la valeur du travailleur écosystémique et sa persistance dans le temps*.

Un « découpage » s'opère entre les fonctions et les services, qui fait que des agents peuvent connaître la valeur d'un service, sans comprendre les liens de dépendance avec « l'écosystème ». Pour Peterson et al. (2010), il ne s'agit pas de rejeter les services écosystémiques, mais « d'inverser la tendance » à l'effacement des fonctions (et des « travailleurs »). Il faut, selon eux, mettre l'accent « non plus sur le produit, mais sur le producteur* ». Ils s'appuient, pour ce faire, sur le holisme de Odum et Odum (2000), lesquels proposaient, à rebours de l'analyse économique standard, « d'externaliser les internalités », c'est-à-dire de replacer les processus économiques sur le même plan (pour eux, énergétique) que les processus écologiques.

Les services écosystémiques, dont Méral (2016) a souligné l'origine économique, ne sont pas sans être critiqués (Barnaud et Antona 2014; Maris 2014). Schröter et al. (2014) identifient trois grands types de critiques (éthiques, stratégiques, scientifiques), et Rives et al. (2016), cinq lieux de controverses :

- *Les services écosystémiques portent-ils sur des entités, ou des processus ?* Costanza et al. (1997) les rassemblent, tandis que Daily (1997) limite les services aux seconds ; chez Braat et De Groot (2012), les processus sont du « travail effectué », et les entités, des « produits ».
- *Faut-il distinguer les services des fonctions écologiques ?* Certains auteurs, comme Kremen (2005), parlent indistinctement de fonctions ou de services ; mais si les services « de

MEA ; pouvoir examiner dans quelle mesure des services sont en concurrence (par exemple, un service d'approvisionnement et un service de régulation), quand la valeur économique totale tend à masquer les antagonismes.

support » peuvent s'y apparenter, les services culturels paraissent ne pas avoir d'équivalent. Chez d'autres auteurs, comme chez Wallace (2007), les services correspondent aux fins, et les fonctions, aux moyens. Les fonctions peuvent aussi être présentées comme un chaînon intermédiaire entre des processus primaires et les services, comme dans le TEEB (2008, 17).

- *Faut-il distinguer les services écosystémiques des bénéfices ?* Si le MEA amalgame services et bénéfices, il est fréquent qu'ils soient distingués ; pour Rives et al. (2016, 59), la distinction sert d'abord à signifier que les services requièrent l'intervention d'autres formes de capital pour produire des bénéfices. De cette manière, les services sont « strictement écologiques », tandis que les bénéfices requièrent l'action humaine.
- *Une contribution d'autres capitaux est-elle nécessaire à la fourniture des services ?* Autrement dit, les services écosystémiques sont-ils des produits, ou des coproduits ? Tandis que le MEA tend à présenter une relation unidirectionnelle des écosystèmes vers le bien-être, d'autres interprétations existent, qui laissent entrevoir la nécessité d'une association. Deux modes d'association sont distingués par Rives et al. (2016, 60) : soit qu'une combinaison de capitaux produise des services, à partir d'un capital naturel supposé intact ; soit qu'il y ait modification volontaire du capital naturel en vue de la fourniture des services.
- *Les services sont-ils le produit d'écosystèmes naturels, ou de milieux anthropisés ?* Met-on l'accent sur les systèmes naturels les plus menacés, en tentant de faire voir, grâce à la valorisation, leur contribution à la production économique générale, ou s'agit-il plutôt d'examiner d'une façon transversale la « qualité » fonctionnelle, la contribution de chaque entité écologique, anthropisée ou non ? En filigrane de ces deux points de vue, deux politiques environnementales se font concurrence : d'un côté, une politique de séparation et de préservation, de gestion en « réserves » ; de l'autre, une politique de gestion intégrale, du fusion du socio-écosystème, envisagé sous l'angle de la cohérence et, indirectement, de la performance.

Selon Rouchier (2020, 179), la notion de service écosystémique « est complexe tout autant à établir techniquement qu'à construire comme objet d'étude cohérent ». De nombreux scientifiques y demeurent rétifs (Méral, Péresse, et Pesche 2016, 250). L'ambition d'une cartographie exhaustive des causalités, qui tienne compte du fonctionnement écologique tout en respectant le cadre économique standard, a entraîné un égrènement des chaînons causaux – distinction en processus « primaires », processus « bénéfiques », services « intermédiaires », services « finaux », « bénéfices » (Fisher et al. 2008; Fisher, Turner, et Morling 2009) – dont on peut douter de l'intérêt analytique et qui risque, au dire de Rives et al. (2016, 72), d'aller à l'encontre de l'ambition initiale d'une mise en évidence des interdépendances. Pour Méral, Péresse et Pesche (2016, 252), la question sous-jacente aux controverses est celle du pragmatisme et du réductionnisme : tandis que leurs partisans soulignent l'avantage d'un langage commun, d'une interface opérationnelle, leurs opposants dénoncent l'étroitesse du cadre, l'impossibilité d'y distinguer des chemins alternatifs (ce que toute analyse économique est censée produire), et des incertitudes nombreuses qui, notent Méral, Péresse et Pesche (2016, 257), « rendent délicate l'élaboration de modèles généraux ». Pour Norgaard (2010), les « services écosystémiques » ne peuvent tout au plus produire qu'une écologisation partielle, « projet par projet », et requièrent d'être confrontés au « tableau général ».

Quel « objet » écologique voit-on apparaître avec les services écosystémiques ? On peut dire qu'ils donnent à l'interface économie / environnement considérablement de substance, comparativement à l'économie des ressources : il ne s'agit plus d'un « fonds » dont on tire un avantage matériel sporadique ; c'est un réseau de dépendances qui est esquissé, dépendances qui sont variées dans leur nature, et, éventuellement, dans leur intensité, pourvu qu'une valorisation soit faite. « L'écosystème » n'est pas loin. Le formalisme est toutefois dépourvu d'une hiérarchie qui puisse expliciter les niveaux de dépendance entre les services (dans quelle mesure un service

d'approvisionnement, par exemple, dépend-il des services de régulation ?), en même temps qu'il ne fait pas cas des évolutions possibles, tant sociales (la liste des bénéfices exigibles souffre d'une notable étroitesse²²) qu'écologiques (dimension pourtant critique, en particulier en temps de crise). Enfin, l'ambition affichée d'une séparation analytique entre ce qui, à l'intérieur du fonctionnement écologique, est utile et ce qui est superflu, voire entre services (profitables) et « disservices » (préjudiciables), paraît, dès le moment qu'une certaine largeur d'échelle est adoptée (et c'est bien celle-là que la crise écologique commande d'atteindre), difficile à tenir²³.

1. 5. Économie de la biodiversité

Les services écosystémiques nous conduisent enfin, dernière étape, à « l'économie de la biodiversité », appellation non officielle et, au fond, arbitraire, mais qui nous semble utile pour résumer la situation présente²⁴. La crise de la biodiversité (la crise de l'appauvrissement biotique) a constitué, on l'a vu, le point de départ des premières tentatives de conjonction théorique ; la large diffusion du terme – à partir des années 2000, en particulier – a finalement fait de la « biodiversité » un emblème auquel l'économie se rallie volontiers, et qui tend à éclipser le terme peu précis, et peut-être trop timide, « d'environnement ». Un certain nombre d'ouvrages se revendiquent, ainsi, de « l'économie de la biodiversité » (Polasky, Costello, et Solow 2005; Kontoleon, Pascual, et Swanson 2007; Jones-Walters et Mulder 2009; Helm et Hepburn 2014; Dasgupta 2021) ; si celle-ci peut s'interpréter, à première vue, comme l'expression d'une sensibilité nouvelle de la discipline, qui tendrait à s'accorder avec le diagnostic d'une « annihilation » biotique et la nécessité d'une adaptation théorique, certains auteurs lui donnent un sens nettement plus restreint : ainsi, Levrel (2020, 21) qualifie en ces termes l'entreprise majoritaire – et, selon lui, hasardeuse – de « démonstration scientifique de la dépendance des entreprises au vivant », axée sur la valorisation des services écosystémiques, et qui doit permettre « d'investir dans la biodiversité » (i. e., en pratique, de créer des marchés de « composantes » de biodiversité) ; d'une façon similaire, Méral (2016, 88) et Meinard (2017, 333) réunissent sous cette appellation les nombreuses tentatives de valorisation monétaire, qui, dans la suite des travaux de l'École de Londres (Pearce 2001; Pearce et Moran 2013), ont essaimé dans la littérature scientifique, acquises à l'idée que c'est en « révélant » les préférences pour la biodiversité (pour les services qu'elle rend) que celle-ci pourra être adéquatement prise en compte – ce que suggèrent Atkinson et al. (2014, 101), par exemple.

Commençons par clarifier les termes : qu'est-ce que la « biodiversité » ? Introduite par la biologie de conservation, la formule a aujourd'hui une trentaine d'années (Wilson et Peter 1988) ; en guise de définition, celle de la Convention sur la diversité biologique (NU 1992, 3) – quoiqu'elle ne soit guère explicite – est généralement donnée²⁵ ; soit la

variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces, ainsi que celle des écosystèmes.

Dans sa forme étendue, la biodiversité est entendue comme « la variété de la vie sur Terre » (Wilson 2002, 213-14) ; sous sa forme abrégée, comme diversité en gènes, en espèces et en écosystèmes (Feest, Aldred, et Jedamzik 2010). Malgré une apparente simplicité, la notion s'avère, en réalité,

22 Étroitesse que tente de conjurer l'IPBES avec les « contributions de la nature » (Díaz et al. 2018).

23 Dagognet (1990, 147) avait souligné, parlant de « l'écologie et l'écologisme », que la notion de nuisance souffrait « d'une extrême relativité » ; la remarque s'applique aux « disservices ».

24 Il est courant de ne pas séparer la biodiversité des écosystèmes (TEEB 2008), des services écosystémiques (Perrings et al. 2009), ou du capital naturel (Parker et al. 2012).

25 Le MEA la reprend telle quelle, tandis que le TEEB se réfère au MEA.

hautement problématique du point de vue scientifique, la « variabilité des organismes » n'étant pas une chose aisée à mesurer. Les écologues font usage, dans leur pratique de recherche, de concepts et d'indicateurs nettement plus restreints et maîtrisés, comme la richesse ou l'équité en espèces, et ne parlent guère de biodiversité, sinon pour des considérations générales ou des communications avec l'extérieur du champ²⁶. À la veille de la Conférence de Nagoya, Le Guyader (2008), déjà, avait qualifié le concept de « flou » ; quelques années plus tard, l'ouvrage collectif *La biodiversité en question* (Casetta et Delord 2014a) en examinait toutes les ambiguïtés. La biodiversité y apparaît « surdéterminée » (Huneman 2014, 17), non scientifique (Delord 2014, 109), qualifiée de « nébuleuse d'imprécisions » (Casetta et Delord 2014b, 251) ; Gayon (2014) signale, dès la préface, un concept « en crise ». Revenant sur la définition abrégée, Delord (2014, 88-89) souligne que rien ne justifie que les seuls niveaux génétique, spécifique et écosystémique – éminemment problématiques par ailleurs – soient privilégiés, quand de la diversité peut également s'observer dans des niveaux inférieurs (phénotypique, moléculaire) ou supérieurs (populationnel, méta-écosystémique) ; et que s'il s'agit de considérer la diversité à tous les niveaux du vivant (selon la définition extensive), alors la biodiversité n'est rien d'autre que la vie elle-même ; et dans ce cas, sa définition ne peut être que tautologique²⁷. Blandin (2014, 63) semble aller dans le sens de Delord lorsqu'il évoque une simple « hypostase de la nature », la biodiversité devenant alors « aussi indéfinissable que l'est la nature ». Devictor (2014, 74) souligne, pour sa part, la multidimensionnalité d'un concept déclinable en diversité taxonomique, fonctionnelle et évolutive, et qui s'appauvrit fatalement si l'une des dimensions est privilégiée. Ailleurs, mais dans une perspective similaire, Meinard (2017, 326) note une aporie dans la façon dont la biodiversité est définie : quelque chose que l'on peut mesurer (Devictor (2018) a montré que la biodiversité était inséparable d'un projet de quantification) mais dont on ne donne jamais qu'une mesure partielle, et qui n'est, finalement, jamais définie que négativement.

Si la « biodiversité » ne désigne rien qui puisse être identifié précisément, elle pourrait demeurer le symbole d'un problème à résoudre (Meinard 2011, 333). Lorsqu'il émerge, le terme apparaît « chargé d'une inquiétude » (Devictor 2018, 31), doté « d'une charge éthique » (Huneman 2014, 16) ; pour ceux qui n'en rejettent pas complètement l'usage, il peut se maintenir comme étendard, comme cri de ralliement. Meinard (2017, 323) y voit d'abord une notion « pour donner un sens, chargé de valeurs, aux problèmes que les sciences écologiques se donnent pour tâche de résoudre ». Si son pouvoir explicatif est « quasiment inexistant » (Delord 2014, 109), sa vertu pourrait se trouver ailleurs ; c'est le pari qui est fait, en fin de compte, par Casetta et Delord (2014, 252), qui qualifient la biodiversité de « quasi-concept », dans l'idée que son indétermination pourrait s'avérer fructueuse ; que le terme pourrait se donner, finalement, comme une sorte de lieu ouvert, de vocable réflexif, aux significations multiples et provisoires, qui s'enrichirait des apports et des réactions qu'il aura suscitées²⁸. Meinard (2017, 346) y voit, similairement, un « catalyseur » dont l'apparition doit être prise au sérieux, et l'opportunité, saisie.

26 Meinard (2017, 330) note que le terme n'est jamais utilisé que « dans les titres des articles, dans les introductions, les conclusions, les discussions, l'énoncé des perspectives ; elle ne sert pas à énoncer des résultats, mais à les contextualiser, à les problématiser, à tâcher d'en tirer les enseignements, à en esquisser les implications lointaines ». La biologie de conservation, à qui l'on doit le succès de l'expression, a précisément pour vocation d'établir des ponts avec d'autres disciplines, et d'étendre l'espace de discussion au-delà de la communauté scientifique (Seddon et al. 2016).

27 Huneman (2014, 17) note qu'un des slogans de l'Année de la biodiversité (2010) était, précisément : « La biodiversité c'est la vie ».

28 Dans les termes des auteurs : « On peut affirmer que la notion de biodiversité ne peut faire sens qu'en tant que discours double : un énoncé définitionnel et un méta-énoncé portant sur les termes du précédent. Il ne s'agit pas seulement d'une coquetterie d'épistémologue, mais d'une pratique répandue qui ramène constamment les règles d'usage d'un concept scientifique aux normes en vigueur d'un champ scientifique. Lequel usage devrait notamment dissuader les raccourcis hâtifs de ceux tentés de réduire la biodiversité à une simple mosaïque de caractères génétiques » (Casetta et Delord 2014b, 250).

Une question s'ensuit alors : l'économie, en s'emparant du concept et devenant « économie de la biodiversité », répond-elle à cet appel à l'ouverture conceptuelle, à cette ambition d'élargissement des vues ? De toutes évidences, non. « L'économie de la biodiversité » se présente, à ce jour, davantage comme une économie appliquée à l'objet « biodiversité » – dûment identifié comme bien, attribut ou service, et traité individuellement, selon la méthode standard des préférences révélées ou déclarées, hors de tout contexte écologique explicite – que comme une adhésion de la discipline au problème « biodiversité », problème *d'insécabilité* de la réalité écologique, qui requiert la reconnaissance par le corpus d'un impératif de conservation (Levrel 2020). En fait de « branchement » avec la réalité écologique, la plupart des travaux économiques qui se revendiquent du champ de la biodiversité s'en remettent au schéma devenu canonique du MEA, qui fait se rejoindre biodiversité, services écosystémiques et bien-être²⁹ à la faveur d'une chaîne causale linéaire plus rhétorique qu'objective, dont Meinard (2017, 320) a souligné qu'elle était « profondément confuse » à plusieurs de ses étapes³⁰. Quant à la forme de l'évaluation, qui doit permettre de quantifier les niveaux de dépendance écologique (de mesurer une demande), ces travaux recourent très largement à la valorisation monétaire par relevé des préférences des agents, à partir d'un ensemble de dispositifs expérimentaux consolidés qui comportent les méthodes d'évaluation contingente, d'expérience du choix (*choice experiment method*), des coûts de transport, ou encore d'évaluation hédonique. Dans ces expérimentations, peu est dit car peu connu des implications des choix proposés ; tout repose, en définitive, sur l'idée extraordinairement fragile que les valeurs « révélées » permettront, une fois engagées dans le processus de décision, de majorer les « composantes » de biodiversité examinées à hauteur de nécessités écologiques – qui n'auront, par ailleurs, pas été mesurées (Nunes, van den Bergh, et Nijkamp 2000; Bartkowski, Lienhoop, et Hansjürgens 2015). A rebours des ambitions de dépassement des spécificités disciplinaires et d'invention de nouveaux modèles socio-écologiques, « l'économie de la biodiversité » figure plutôt un resserrement de la réflexion ; à Pearce (2007) qui demandait : « nous soucions-nous vraiment de la biodiversité* ? », on serait tenté de répondre : oui, si elle est l'occasion d'applications de la théorie (et de création de nouveaux marchés) ; non, si elle est l'annonce d'une nécessaire inféodation du corpus à des exigences extérieures (Aubertin, Boisvert, et Vivien 1998; Tordjman et Boisvert 2012; Boisvert 2016).

Nombre d'auteurs s'inquiètent – à raison – que « l'économie de la biodiversité » ne soit que le nom d'une nouvelle extension de la rationalité marchande, qui viserait, cette fois, l'ensemble du socio-écosystème ; on peut sérieusement douter, toutefois, à la lecture des travaux de la discipline, des capacités de l'économie d'engager une telle intégration des mondes. Son attachement à l'individualisme méthodologique, lequel oblitère nécessairement la réalité écologique, le recours systématique à la monétarisation alors que la liquidité y est *absolument* étrangère, son peu de curiosité, finalement, des spécificités de l'écologie laissent penser que la pensée économique ne dispose pas des « ressources » pour une telle entreprise de « mise en circulation » biosphérique. Le ressassement, face au problème écologique, de schémas à l'impuissance manifeste laisse penser que l'économie a trouvé là une limite définitive ; l'hypothèse de son essoufflement trouve d'ailleurs à s'affirmer lorsque est examiné le niveau de mobilisation réelle, au sein des procédures

29 Le rapport entre biodiversité et services écosystémiques a été précisé par Mace et al. (2012), qui donnent à la biodiversité trois sortes de rôles : comme régulatrice des processus écologiques, comme service écosystémique à part entière (intérêt d'une diversité de substances médicinales, d'une diversité de semences agricoles), et comme bien en soi (telle ou telle espèce, tel ou tel organisme), auquel une valeur peut être directement attribuée.

30 Il souligne, notamment, que le lien entre diversité et fonctionnement n'a pas été démontré ; que les « services de support » paraissent destinés à contenir tous les processus écologiques dont on n'aura pas pu déduire l'utilité directe pour les humains ; et que le « bien-être » évoqué semble confondre « wellbeing » et « welfare ». Pour Meinard (2017, 322), la littérature actuelle – tant écologique qu'économique – « se réfugie derrière la confusion des termes ».

décisionnelles, des résultats des évaluations monétaires ; contrairement à Atkinson et al. (2014, 124) qui voient dans ces expérimentations « un élément crucial, voire l'élément crucial* » de l'intégration de la biodiversité, un certain nombre d'auteurs suggèrent que l'évaluation environnementale ferait en réalité assez peu cas, finalement, de l'analyse économique, préférant s'appuyer sur des éléments relevant d'autres champs (Laurans 2016; Ruckelshaus et al. 2015; Laurans et al. 2013; Meinard et Rouchier 2019; Levrel et Missemer 2020).

Faut-il en déduire que le processus moderne de rationalisation est définitivement enrayé ? Nous serions tentés de croire que la rationalité économique (la rationalité instrumentale) s'est plutôt déplacée ; que ce n'est plus en économie, où les postulats paraissent par trop incompatibles avec le problème écologique, mais à l'intérieur même de l'écologie scientifique qu'elle trouve son rendement le plus significatif. C'est l'hypothèse de Devictor (2018) : que la « biodiversité » est, en définitive, le lieu d'une prise en charge technoscientifique, dont les récentes avancées du fonctionnalisme en écologie – à travers, notamment, le champ « biodiversité – fonctionnement » (Hooper et al. 2005) – indiquent la progression³¹. À l'opposé d'un projet pragmatique de relâchement des catégories, la « biodiversité » serait finalement le nom d'une mobilisation feutrée de ces « travailleurs écologiques » qu'il s'agit de ménager, puisqu'ils fournissent les « services » nécessaires à la production³².

1. 6. Modèles économiques-écologiques

Signalons, avant de clôturer ce panorama, un certain nombre de modèles qui, *a contrario* de la seule valorisation de « composantes » particulières de la biodiversité, s'essaient à des représentations plus complètes des interactions économiques-écologiques, dans une perspective nettement holiste ; l'ambition ici n'est plus simplement « d'élargir » la sphère d'intérêt des agents à un espace écologique « proche » qui serait demeuré hors marché, mais de dresser une cartographie complète des interactions, et de chercher un optimum à l'échelle du socio-écosystème.

On peut trouver dans Amir (1979) un essai précurseur. L'auteur voit les systèmes économiques comme la « prolongation naturelle » des systèmes écologiques, sans « rupture qualitative » ; considérant, à la manière de Rapport et Turner (1977), que les deux systèmes sont fondés sur des principes communs (dont celui d'une allocation sous contrainte des ressources), il se propose d'esquisser un modèle intégré à deux populations (population humaine d'un côté, et ce qu'il appelle les « populations de l'environnement » de l'autre), qu'il qualifie lui-même de « système multilatéral d'échange » et de modèle non-anthropocentrique : soit un modèle d'équilibre économique-écologique stationnaire, à système de prix unique qu'il qualifie « d'écologique », qui doit permettre d'ajuster les transferts de matière à l'échelle du vivant dans son ensemble. C'est un système organiciste de circulation biosphérique, une sorte de marché écologique total, qui est esquissé : les ressources (appelées « *commodities* ») qui transitent d'un sous-système à l'autre sont perçues comme « les organes des diverses organisations, qui sont produits soit pour satisfaire leurs propres besoins, soit pour permettre et nourrir d'autres activités organisationnelles* ». Détail notable, Amir reconnaît que son modèle n'est valable que pour le court terme, puisqu'il exclut, par construction, l'évolution ; l'auteur témoigne, sur ce plan, d'une lucidité remarquable quant aux limites de l'exercice de modélisation :

31 Blandin (2014, 66) suggère, de manière similaire, que la problématique « biodiversité – fonctionnement », qui a « largement relayé » la problématique « diversité – stabilité », constitue « l'avancée principale en matière de recherche écologique » qu'on puisse associer à l'émergence de la « biodiversité » ; à condition, toutefois, que ce fonctionnalisme n'entraîne pas un retour à « l'équilibre de la nature », soulignait-il quelques années plus tôt (Blandin 2011, 208).

32 Mobilisation qui pourrait bien être générale : Compagnon et Rodary (2017, 177) ont souligné une « unification des métriques » et une « homogénéisation des pratiques » en matière de biodiversité.

Il est clair que les mouvements évolutionnaires sont l'antithèse de l'équilibre. Cela ne signifie pas seulement que la demande et l'offre ne sont pas égales, mais plutôt que certaines caractéristiques profondes du système à la fois disparaissent et prolifèrent, qui rendent le système irréductible analytiquement, et indescriptible. De là nous croyons qu'aucune solution à ce problème ne peut venir tant d'équations différentielles que de modèles stochastiques, lesquels présupposent que la description du système peut être contenue dans le même espace unique, indépendamment de si le système est équilibré ou non*.

Toutefois, Amir (1979) insiste : les modèles d'équilibre sont un « chapitre absolument nécessaire, si pas introductif* » de tout ouvrage qui ambitionnerait de traiter des changements évolutifs. L'auteur formule le souhait, finalement, d'une approche méthodologique qui combinerait les théories non-analytiques de l'écologie évolutionnaire et les théories économiques analytiques stationnaires.

Signalons, dans la lignée d'Amir (1979), les travaux de Tschirhart et collègues, ainsi que ceux de Patterson et collègues³³. Les premiers comprennent surtout des modèles d'équilibre général multi-espèces (ou « bioéconomiques ») où des services écosystémiques sont associés aux différents effectifs de populations, le méta-système étant résolu par maximisation du bien-être (de l'espèce humaine) ; si ces modèles font figure d'un holisme plus prononcé que la plupart des travaux de valorisation monétaire, ils en adoptent la ligne théorique fondamentale, puisqu'ils s'en remettent également, quant à la valorisation des services, aux préférences des agents³⁴. Les seconds, en revanche, tendent à s'émanciper de l'axiome néoclassique de souveraineté du consommateur, pour adopter une perspective néo-ricardienne dite « en coûts de production ». Patterson (2002) se revendique de la théorie du prix écologique (*ecological pricing theory*), qu'il associe à la pensée physiocratique, ainsi qu'aux modèles de Sraffa (1960), von Neumann (1945) et Leontief (1986). Cette conception, minoritaire et opposée, historiquement, à la pensée néoclassique, se propose de calculer l'ensemble des « valeurs contributives » par lesquelles s'associent les éléments d'un complexe de production ; soit, pour le cas d'un socio-écosystème, de mesurer les « interdépendances biophysiques » qui relient secteurs économiques et éléments de la structure écologique. Le vecteur de prix « écologique » qui en résulte (qui résume ces interdépendances) permet d'exprimer dans quelles proportions (avec quelle « transformité », pour parler comme Odum (1995)) un « produit écologique » (*ecological commodity*) – l'énergie solaire, par exemple – contribue au fonctionnement d'un autre « produit » : par exemple, les organismes autotrophes. Le modèle sraffaïen, ou « modèle de Sraffa – von Neumann », permet ainsi de lier ensemble, et d'une façon cohérente du point de vue comptable (en distinguant l'amont de l'aval, les *inputs* des *outputs*), différents processus de transformation simultanés et interdépendants.

Le modèle présente toutefois deux limites, que Patterson (2002) tente de dépasser : (1) il ne respecte pas les principes de la thermodynamique (Sraffa (1960) ne considère que la circulation de la valeur d'échange) ; et (2) il est « déterminé », c'est-à-dire qu'une seule situation d'équilibre peut lui être associée, ce qui est contraire à la nature évolutive des entités écologiques. Trois situations distinctes se présentent, en définitive, au modélisateur qui ambitionne de construire un modèle intégré (on pourrait dire : un circuit général de la matière) :

- soit que le nombre d'équations (de processus écologiques décrits) est égal au nombre d'inconnues (de « prix » à estimer), le système est « déterminé » et produit une situation d'équilibre. C'est le cas des travaux faisant usage de matrices inputs-outputs carrées, comme

33 Pour les premiers, on peut citer Hussain et Tschirhart (2013), Eichner et Tschirhart (2007), Finnoff et Tschirhart (2008) ; pour les seconds, Patterson et al. (2006), Patterson et al. (2011), Patterson et al. (2017).

34 Meinard (2017, 333) situe également ces modèles au sein de « l'économie de la biodiversité », quoiqu'en leur accordant une importance moindre, semble-t-il, et prenant Eichner et Tschirhart (2007) pour exemple.

Costanza (1983) et Costanza et Hannon (1989) ; une seule ressource est généralement considérée (l'énergie solaire, typiquement), et distribuée dans l'ensemble du système avec une efficacité égale ;

- soit que le nombre d'équations est inférieur au nombre d'inconnues, le système est « sous-déterminé » et requiert, pour sa résolution, l'introduction de contraintes et d'une fonction objectif ; dans ce cas, les prix deviennent des « prix écologiques optimaux » et les processus, des « processus écologiques optimaux ». Le modèle requiert un principe « d'orientation » du système : par exemple, l'hypothèse du « maximum de puissance » (*maximum power*) de Lotka (1925) – reprise par Odum (1971) et Costanza et Neill (1984) – qui suppose que ce sont les systèmes les plus efficaces énergétiquement qui prennent le dessus dans la compétition³⁵ ; ou celle d'un éloignement du système loin de l'équilibre thermodynamique par maximisation de son contenu exergétique, hypothèse formulée par Jørgensen et Nielsen (1998) ;
- soit que le nombre d'équations est supérieur au nombre d'inconnues, le système est « sur-déterminé » et se résout par régression, donnant des niveaux d'efficacité moyenne, au lieu d'une efficacité optimale (Patterson 1983; 2002; Patterson et al. 2006).

L'entreprise n'est pas sans difficultés, puisqu'elle doit, pour atteindre un réalisme suffisant, prendre en compte un nombre important de produits (*commodities*) et de processus³⁶, compter que chaque processus peut associer plusieurs « inputs » et « outputs », et que, par ailleurs, des interdépendances sont inévitables (c'est-à-dire qu'il existe pour certains processus des « inputs » et « outputs » indirects). Toutes sortes de difficultés pratiques en résultent, comme le problème des « unités mixtes » (problème de comparabilité d'unités sans rapport physique immédiat) (Costanza et Hannon 1989), de l'apparition de prix écologiques négatifs (de « transformités » négatives) du fait des interdépendances, ou encore de matrices singulières non-inversibles (Patterson 2014). Au-delà des questions méthodologiques, celle de la place de l'évolution demeure ; car si l'on peut, comme le soutient Patterson, créer un vecteur de prix dynamique, la direction de l'évolution reste imprévisible. La question des dynamiques populationnelles est également peu présente dans ces modèles, qui relèvent plutôt de l'écologie des écosystèmes (laquelle tend à simplifier la dimension taxonomique). Plus récemment, Patterson et al. (2017) ont souligné ce que les modèles en « prix écologique » avaient de commun avec d'autres méthodes de comptabilité environnementale, comme l'empreinte écologique, l'analyse « émergétique » ou l'analyse en cycle de vie, témoignant d'une ambition persistante d'atteindre un modèle intégré.

*

Au terme de cette brève traversée des formalismes en vigueur, on s'accordera sur la grande variété des représentations, tant du point de vue de leur forme, de leur vocation (métaphorique ou positive) que de leur finesse ; « l'objet » écologique apparaît tantôt quasi inexistant, tantôt associé au système économique ; tantôt fantomatique, tantôt près d'être autonome (tableau 1). Un élément décisif nous manque, qui limite l'appréciation : le poids exact, au sein de l'économie, de chacun de ces formalismes. Ce ne serait pas cependant faire preuve de trop de témérité que de considérer que les « objets » écologiques les plus aboutis ont dans la discipline une place périphérique. Les seules revues à l'origine des publications mentionnées l'indiquent : les formalismes les plus consistants sont, dans leur grande majorité, issus d'écoles réputées minoritaires en économie. Même

35 Le principe du « maximum de puissance » et son utilisation par Odum (1971) ont été sévèrement critiqués par la suite ; nous y reviendrons un peu plus loin.

36 Le modèle de Patterson (2002) met ensemble 16 processus et 16 quantités. Ses résultats, déduits de données de 1994, sont comparés à ceux de Costanza et al. (1997).

« l'économie de la biodiversité », dont on a dit qu'elle consistait en une sorte de consensus « faible » entre les axiomes standards et le problème de la biodiversité, fait figure de spécialité³⁷.

Tableau 1 – Formalismes de l'économie de l'environnement et « objets » écologiques sous-jacents

Formalisme économique	Forme de « l'objet » écologique
Économie des externalités	Un « objet » occasionnel et inapparent
Économie des ressources	Un « fonds » extractif
Économie du capital naturel	Un « capital » coopératif
Économie des services écosystémiques	Des « composantes » préférentielles ?
Économie de la biodiversité	Une cause commune ?
	Des entités fonctionnelles ?
Modèles économiques - écologiques	Des circuits exhaustifs mais pétrifiés

Autre enseignement, celui de formalismes qui, lorsqu'ils donnent à voir un « objet », lui attribuent une nature stabilisée, voire auto-stabilisatrice (« résiliente ») : ainsi du modèle d'extraction de l'économie des ressources, qui suppose une adaptation proportionnelle (linéaire) des structures trophiques aux conditions de capture imposées ; ainsi du capital naturel, que ce soit dans sa version « comptable », où rien ne vient menacer une prodigalité de principe, ou dans sa version « écosystémique », lorsqu'elle s'inspire d'une conception « odumienne » de l'écosystème ; ainsi, également, des « services écosystémiques », dès le moment que sont négligées les dimensions évolutives ou qu'une hypothèse tacite d'invariance extérieure (de « *ceteris paribus* » écologique) est admise.

À mesure que le problème environnemental se révèle d'une ampleur « systémique » (c'est-à-dire toujours plus indissociable du système productif en place), la pensée économique se voit forcée de reconsidérer son recours aux « externalités », et d'envisager l'existence de contraintes pérennes – c'est-à-dire d'un « objet » écologique doté d'une forme ; forme dont il sera toutefois supposé, par représentation ou pour des nécessités de méthode, qu'elle est stable. Il est temps, dès lors, d'examiner cette question du point de vue de l'écologie.

2. Cohérence de « l'objet » : y a-t-il un « ordre » écologique ?

Nous reprenons notre question de départ : celle du niveau de cohérence de « l'objet » écologique. Peut-on présumer l'existence d'un « ordre » écologique, avant d'imaginer un quelconque « désordre » ? Examiner la cohérence d'une entité, c'est examiner le rapport de la partie au tout ; c'est évaluer leur degré de solidarité. Pour le monde infra-individuel (en-deçà de l'organisme), un certain finalisme est d'application, qui fait dire à Canguilhem (1966, 16) que « le modèle de l'organisme, c'est l'organisme lui-même » ; l'organisme est ainsi composé d'organes, et l'organe ne se définit pas autrement que par la fonction qu'il exerce (la place qu'il occupe) dans l'organisme ; partie et tout s'appartiennent. Pour le monde supra-individuel (au-delà de l'organisme), dont Friederichs (1958) indique qu'il est celui de l'écologie, la question est plus délicate ; car, bien qu'intégrés dans des ensembles dont ils dépendent, les individus bénéficient d'une certaine

37 Un rapide examen des « big five », des revues économiques généralistes majeures, donne à voir, sur le sujet de la biodiversité, des publications en nombre très restreint, et souvent lointaines : c'est le cas de Brock et Xepapadeas (2003) pour l'*American Economic Review*, de Nehring et Puppe (2002) pour *Econometrica*, de Simpson et al. (1996) pour le *Journal of Political Economy*, de Burgess et al. (2012) pour le *Quarterly Journal of Economics*. La *Review of Economic Studies* montre une publication plus récente (Souza-Rodrigues 2019), mais quasi solitaire.

autonomie, qui empêche de les désigner eux-mêmes, unilatéralement, comme parties (réductibles) d'un tout plus vaste³⁸. On peut d'ailleurs interpréter l'histoire de l'écologie comme une recherche du juste rapport de l'organisme à son milieu (à son *oikos*), situé entre deux hypothèses-limites : d'un côté, celle d'une cohérence biosphérique qui permet de relier ensemble organismes et milieux jusqu'à l'échelle spatiale la plus agrégée – c'est « l'hypothèse Gaïa »³⁹ – de l'autre, l'hypothèse inverse de simples « agrégats mouvants d'individus entrepreneuriaux* », pour reprendre l'expression de Callicott (1995), c'est-à-dire d'ensembles purement fortuits, dont on ne pourra tirer aucune loi – réfutation, finalement, d'un savoir écologique spécifique. Examinons brièvement les déplacements de la discipline entre ces deux points.

2. 1. De l'écologie de l'ordre à l'écologie du chaos

On partage généralement le champ de l'écologie selon différents niveaux présumés d'organisation, différentes échelles, considérées soit comme des niveaux hiérarchiques à part entière, comme chez Odum (1953), soit comme de simples « perspectives » (de simples niveaux d'observation), sans préjuger de leur « positivité »⁴⁰ : autécologie, écologie des populations, écologie des communautés, écologie des écosystèmes, et enfin, écologie des paysages (Wiegand 2011). L'apparente équité de la répartition ne doit toutefois pas cacher des distensions fortes, la pertinence de tous les niveaux n'étant pas reconnue de tous les écologues, malgré les tentatives d'intégration de O'Neill et al. (1986) ou de Allen et Hoekstra (1992). Une démarcation plus conciliante distingue trois champs : populations / communautés / écosystèmes ; une autre, plus ouvertement hostile au niveau systémique, seulement ceux des individus, des populations et des communautés. Un partage plus doctrinal, polarisé par l'opposition réductionnisme / holisme, mettrait d'un côté, schématiquement, l'écologie des populations et des communautés (pôle réductionniste, dit « *population-oriented* »), centrée sur les interactions entre individus et populations (dans une perspective *bottom-up*), de l'autre l'écologie des écosystèmes (pôle organiciste, « *process-oriented* »), laquelle tend à réduire la « communauté biotique » en composantes fonctionnelles pour y mesurer les flux de matière et d'énergie en circulation, à partir d'une idée implicite de fonctionnement interspécifique (perspective *top-down*)⁴¹.

C'est cette dernière, qui, certainement, a poussé le plus avant l'hypothèse de cohérence ; à travers les travaux de Howard T. Odum et Eugene P. Odum, en particulier, lesquels ont élaboré une théorie de « l'écosystème »⁴² comme structure hautement intégrée, à évolution prédictible, dans laquelle les organismes / individus n'ont, finalement, qu'une importance secondaire ; ils n'interviennent qu'en tant « qu'opérateurs » des fonctions-processus qui leur sont attribués. La cohérence atteinte, dans cette école dite « odumienne » (prédominante depuis les « *Fundamentals* » d'Odum (1953) jusque dans les années 1970), un degré tel que le niveau individuel tend à s'effacer, et avec lui, la variété phylogénétique dont il est porteur ; il n'y a plus d'individus, mais de simples « types fonctionnels » qui assurent, dans ce qui n'apparaît plus que comme un système physico-chimique, la circulation

38 A propos des systèmes de hiérarchisation du vivant en « holons » ou en « intégrons », Larrère et Larrère (2009, 146) notent : « Si les holons, ou intégrons, sont discrets et facilement identifiables jusqu'à l'organisme, il n'en est pas de même au-delà : cellules, organes et organismes se distinguent d'un extérieur par une membrane, alors que nulle enveloppe ne délimite une population ou un écosystème ».

39 Dont Dutreuil (2012) suggère qu'elle est moins le postulat d'un organisme que d'un organicisme planétaire.

40 C'est la position, par exemple, d'Allen et Hoekstra (1992).

41 La distinction « bottom-up »/« top-down » est de Golley (1993, 22-23).

42 Le terme avait été introduit au début du XXe siècle par Arthur G. Tansley, botaniste britannique, dans l'idée de « modérer » l'organicisme de Frederic E. Clements, autre grand nom de l'écologie naissante, dont l'idée de « super-organisme » (d'organisme supra-individuel) prospérait ; en reprenant le terme à leur compte, les frères Odum lui donnèrent, paradoxalement, une signification très nettement organiciste (Bergandi 1999).

des éléments⁴³. C'est la thermodynamique qui, dans cette approche, a joué le rôle intégrateur, le « patron » théorique ; c'est à partir de ses principes que s'est élaboré le modèle écosystémique – entrevu comme structure cohérente échangeant de l'énergie et de la matière avec son environnement⁴⁴ – à tel point qu'en écologie, la thermodynamique est généralement associée à ce courant.

Avec l'écologie odumienne, « l'objet » écologique est parfaitement identifié : c'est l'écosystème, unité cardinale dans le grand agencement du vivant (qui s'organise en protoplasme, cellules, tissus, organes, système d'organes, organismes, populations, communautés, écosystèmes, jusqu'à la biosphère), dont il suffit de ne pas perturber la « stratégie de développement » (E. P. Odum 1969) pour assurer sa diversification et son équilibration progressive. Chez Odum⁴⁵, « chaque écosystème se dirige vers cet objectif, ou l'a déjà atteint* », indique Worster (1990, 5) ; la stratégie augurée est « claire, cohérente et facilement observable* » ; elle doit aboutir, pourvu qu'on ne l'en empêche, « à un heureux état d'ordre* » terminal.

Mais le dernier quart du XXe siècle verra une remise en cause complète de cette conception harmonieuse, et le basculement de la discipline – poussée par l'anti-systémisme des biologistes de l'évolution et des populations (Haber 2011, 216) – dans ce que Worster (1990) appelle une « écologie du chaos ». Ce sont Drury et Nisbet (1973, 360) qui sonnèrent « l'hallali » : nulle part, indiquent-ils, on ne trouve trace d'un schéma de succession, tel que le supposait Clements (1916), mais seulement de la « croissance différentielle » et de la « survie différentielle »⁴⁶. L'idée odumienne d'un développement progressif de la nature, d'un accroissement en tout lieu d'une biomasse toujours plus diversifiée et stabilisée, s'effondre peu à peu ; « la forêt, quelque soit son âge, n'est rien de plus qu'une mosaïque changeante et erratique d'arbres et d'autres plantes* » (Worster 1990, 8). « L'éco-système » se défait : l'expérience ne fait état, en réalité, que de dynamiques populationnelles sans ordre, sans régularité ; c'est la victoire rétrospective de Henry A. Gleason, partisan de l'impermanence des associations, contre l'organicisme de Clements dont l'écologie écosystémique avait été l'héritière⁴⁷. Avec la désintégration de l'écosystème, « l'objet » écologique peine à se maintenir à flots : contre une hétérogénéité envahissante, on tente d'opposer des formes élémentaires plus modestes, des objets écologiques plus locaux, à la fois particuliers et transitoires – « patches » chez Pickett et White (1985), « cérons » chez Blandin et Lamotte (1987), « plots » chez Bormann et Likens (1994) – la menace étant celle d'un irréductible chaos, où rien ne puisse être dit des dynamiques supra-individuelles. « On espère de l'ordre », déplore Worster (1990, 9), « et on ne discerne qu'un méli-mélo d'espèces associées, toutes cherchant leur seul avantage, au mépris complet des autres espèces* ».

La première victime de ce renversement « paradigmatique » est l'idée d'équilibre écologique ; qu'elle ait conservé des affinités holistes ou qu'elle s'en soit tout à fait éloignée, l'écologie contemporaine reconnaît largement l'absence d'une direction prédéfinie des ensembles biotiques (Sprugel 1991). Il n'y a plus de point d'accomplissement de la complexité, de milieu définitif,

43 Ce qui vaudra à l'école odumienne d'être qualifiée de « systémisme crypto-réductionniste » (Bergandi 2011, 31) autorisant une « hyper-simplification de l'écosystème » (Bergandi et Blandin 1998, 192), et contribuera à son déclin. Wiegand (2011, 110) appelle l'école odumienne « l'école physicienne ».

44 Odum (1969) définit l'écosystème en ces termes : « une unité d'organisation biologique constituée de tous les organismes d'une zone donnée (soit la « communauté ») en interaction avec l'environnement physique de telle manière qu'un flux d'énergie mène à une structure trophique caractéristique et à des cycles de matière à l'intérieur du système* ».

45 L'habitude veut que l'on désigne au singulier deux auteurs qui ont toujours travaillé en étroite collaboration.

46 Et peut-être, indiquent Drury et Nisbet (p. 360), une « dispersion différentielle » des espèces, selon leur niveau d'adaptation « aux différents points des gradients de stress ».

47 Wiegand (2011, 108) voit dans Ulanowicz (1990) (écologue apparenté à l'écologie des systèmes, de tradition cybernéticienne) la dernière tentative de « sauver l'écologie des systèmes ».

diversifié jusqu'à saturation ; ni « succession » depuis des stades de vie basse vers des stades de vie haute jusqu'au « climax » (Clements 1916), ni « développement » au sens d'Odum (1969, 262), c'est-à-dire – selon ses termes – d'un processus « raisonnablement directionnel, et partant, prédictible* » qui doit culminer dans un « écosystème stabilisé », défini à partir des limites (des conditions environnementales) du milieu. L'écologie de l'équilibre (*equilibrium ecology*) a fait place à une écologie du non-équilibre (*non equilibrium ecology*) : « la notion d'équilibre naturel appartient au passé* », signale Simberloff (2014), « et le terme est largement reconnu comme un *panchreston** »⁴⁸. L'écologie garde l'équilibration, mais rejette l'équilibre (ontologique). Les entités écologiques sont réputées « dans des états dynamiques instables dès lors qu'une durée suffisante est considérée », relève Giraudoux (2015) : « [elles] intègrent des éléments chaotiques et d'irréversibilité indépassables qui rendent toute prédiction détaillée à long terme aléatoire, pour ne pas dire impossible ». L'équilibre écologique est une notion « indéfinissable objectivement », indique-t-il. Giraudoux (2015) rejoint Lepart (1997) pour qui on ne peut en écologie qu'analyser des états transitoires. Quant aux perturbations, que l'on a longtemps perçues comme des « sorties hors de l'équilibre », elles se révèlent être un élément majeur de la dynamique écologique. Certains systèmes, à l'instar des formations pyrophiles vis-à-vis des feux ou des paysages agricoles vis-à-vis de l'action humaine, sont même dits « *perturbation-dependent* » : ils ont « incorporé » la perturbation au point de la requérir pour se perpétuer (dans les limites d'une certaine périodicité et d'une certaine intensité)⁴⁹. Au terme d'équilibre, Lepart (1997) préfère finalement ceux, plus précis, de résilience, de résistance, d'élasticité, ou d'inertie – ce qui signifie bien, notons-le, que quelque chose, dans ce tourbillon, se maintient pourtant ; le « paradoxe de la vie », celui d'une permanence dans le changement, demeure entier⁵⁰.

Lepart (1997) souligne que « une partie des contradictions peut toutefois n'être qu'apparente » et provenir « de ce que les systèmes écologiques sont étudiés à des échelles d'espace et de temps différentes ». Une première « désintrication » avait ainsi été proposée par dissociation spatiale de secteurs supposés « d'âges » distincts : c'est l'hypothèse des « mosaïques à stationnarité changeante » (*shifting steady-state mosaics*) de Bormann et Likens (1994), lesquels imaginaient que les forêts caducifoliées d'Amérique du Nord qu'ils examinaient se composaient d'une mosaïque de « plots » appartenant à des stades différents d'une même courbe de croissance, découpée en trois phases dites « d'aggradation », de « transition » et de « stationnarité »⁵¹, dont ils supposaient que les proportions demeuraient à peu près constantes dans le temps. La « mosaïque » s'offrira ainsi comme base heuristique nouvelle pour l'examen de l'hétérogénéité spatiale en écologie du paysage (Naveh et Lieberman 1994; Blandin 2009b). Une autre voie d'importance pour tenter de résoudre le paradoxe est l'analyse hiérarchique (T. F. H. Allen et Starr 2017) ; soit un « objet » écologique conçu comme une imbrication de processus à taux différentiels, de « rythmes » consolidés dans

48 La notion, tirée du grec ancien « *panchreston* », signifie un terme que son grand nombre de significations rend inutile à toute utilisation un tant soit peu précise.

49 Cette découverte contribua à modérer la misanthropie naturelle du modèle odumien, dans lequel l'homme était exclu par construction, et ne pouvait dès lors surgir que comme force perturbatrice et néfaste (Larrère et Larrère 2009, 142).

50 La célèbre publication de Holling (1973) contribuera à déplacer les débats depuis l'étude des états d'équilibre (avec recherche d'un optimum) vers celle des conditions de persistance des populations. Dans cet article, l'auteur bat en brèche les modèles théoriques traditionnels, qui s'avèrent soit globalement stables, soit globalement instables ; une stabilité neutre y est rarement observée, et s'il y a stabilité, elle se situe dans un « cycle limite ». Différentes causes d'instabilité (d'extinction) sont identifiées : les décalages dans le temps entre proies et prédateurs ; les densités limites au-delà desquelles la reproduction n'est plus possible ; ainsi que le phénomène « d'attaque contagieuse » (soit l'augmentation empirique de la probabilité pour une proie d'être sujette à la prédation, par rapport aux autres proies, pour des raisons diverses). L'existence de bassins d'attraction discrets suggère, selon Holling, « d'importantes conséquences pour la persistance du système et la probabilité de son extinction* ».

51 L'état stationnaire se mesurant par un bilan massique net égal à zéro au cours du temps, soit une compensation approximative de la production primaire brute par la respiration.

l'espace et dans le temps, où dans les niveaux supérieurs associés aux rythmes plus lents s'insèrent des niveaux subalternes, associés aux rythmes plus rapides (O'Neill et al. 1986, 76). Au sein de chaque niveau, les « rythmes » en place, qui subissent des fluctuations d'une certaine fréquence et d'une certaine sévérité, définissent ce qui peut être absorbé : du point de vue de ces rythmes, ce sont des changements de périodicité qui sont responsables des bifurcations et des restructurations qualitatives du système. Quoiqu'une incertitude demeure quant aux niveaux d'ajustement réel des processus, à la justesse des imbrications (« l'objet » n'est pas une horlogerie), la perspective hiérarchique apparaît un sentier prometteur : Larrère et Larrère (2009, 163) la reprennent parmi les hypothèses les plus « vraisemblables » pour l'étude de la complexité du vivant.

2. 2. De l'ordre naturel à l'ordre phénoménologique

Ces bouleversements à l'intérieur du champ écologique, qu'associe la nouvelle appellation « d'écologie post-odumienne » (Worster 1994), peuvent être rattachés à une cause commune : la découverte, au sein des systèmes vivants, de comportements chaotiques⁵². De la même manière que Lorenz (1963) mettait en avant, quelques années plus tôt, l'existence d'un déterminisme non prédictible en météorologie, les écologues des années 1970 et 1980 eurent devant eux l'évidence de dynamiques chaotiques, que des auteurs comme May (1974; 1976; 1983), Schaffer (1985; 1987; 1988), Allen (1990b; 1990a; J. C. Allen, Schaffer, et Rosko 1993) ou encore Hastings (Hastings et Powell 1991; Hastings et al. 1993; Hastings 2004) s'appliquèrent à cerner mathématiquement – la difficulté pouvant provenir moins de la complexité des comportements à décrire que de la maigre qualité des données à disposition (Perry et al. 2000).

On sait que Thom réfutait l'idée d'une « théorie du chaos »⁵³, les dynamiques sondées par ce champ demeurant parfaitement déterminées, quoiqu'imprédictibles du fait de la grande sensibilité aux conditions initiales ; de la même manière, on peut réfuter celle d'un « ordre » disparu. Ce qui a disparu, c'est l'idée d'équilibre, soit d'un « ordre naturel » qui verrait l'irrépressible progression du vivant vers un état de parfaite compensation des forces ; mais il reste, de toutes évidences, un ordre, puisqu'il reste des formes ; de l'ordre, Thom (1980, 7) disait que c'était une notion « fondamentalement morphologique », qui dépendait en réalité du point de vue adopté, ce qui paraît « ordonné » à un niveau (un « corps ») pouvant ne pas l'être d'un point de vue concurrent (le jeu des atomes constituant ce « corps »). D'une certaine manière, on peut dire que la révision des postulats odumiens a moins figuré un démantèlement théorique qu'une clarification des termes. La biologie n'a pas pour objet des forces (auxquelles l'idée d'équilibre reste attachée), mais des formes : Gayon (1994, 629-30) rappelait qu'à la différence de la physique, laquelle ne conçoit d'objets théoriques que des grandeurs, la biologie reconnaissait des « choses », ou des « classes naturelles de choses », dont elle pouvait explorer les propriétés mesurables :

Les sciences de la vie ont affaire à des choses organisées avant que d'avoir affaire à des propriétés. Pour un biologiste, les propositions fondamentales semblent consister à qualifier un ordre, avant que de construire des lois. La démarche des physiciens a le plus souvent consisté depuis l'époque classique à procéder de manière inverse. (Gayon 1994, 638)

La biologie moléculaire⁵⁴ a cru un temps pouvoir, par réduction, ramener l'ensemble des formes observées au seul jeu des bases nucléiques ; elle en est revenue, concédant peu à peu à

52 La nouvelle écologie n'est « rien moins que la découverte du chaos* », indique Worster (1990, 13).

53 Cité par Larrère et Larrère (2009, 115).

54 Dont Gayon (1994, 638) rappelle qu'elle est l'une des deux « métathéories », avec la théorie de l'évolution – respectivement théories « matérielle » et « historique » – qui ont, au cours du XXe siècle, « prétendu rendre compte de l'unité des phénomènes de la vie ». Thom (1983, 44) disait de la pensée biologique contemporaine qu'elle était « fascinée par la molécule ».

« l'environnement » et aux niveaux d'organisation supérieurs. Comment croire, en effet, que le seul niveau moléculaire puisse venir à bout de l'immense profusion phénotypique ? Ulanowicz (1986, 1-2) soulignait que toute explication pouvait soit être donnée à partir d'événements se déroulant à des échelles plus petites, soit à partir d'échelles plus grandes, et que l'hypothèse réductionniste d'une causalité ne pouvant que « remonter » la hiérarchie des entités ne coulait pas de source ; il faisait remarquer, en manière de pique, que la plupart des météorologistes « verraient une perte de temps à tenter d'expliquer la formation des ouragans uniquement à partir des propriétés des molécules d'eau* »⁵⁵. De la même manière, Thom (1982, 4) déplorait le « mythe » de l'infiniment petit dans la science moderne ; selon lui, la conception hiérarchique du réel gardait « toute sa valeur », et exigeait que soit conservée « l'autonomie théorique de chaque niveau pour ses techniques d'investigation et ses voies d'intelligibilité ».

Cet espace intermédiaire entre les grandeurs élémentaires et la totalité (entre l'infiniment simple et l'infiniment complexe), où se déploie une exubérance de formes descriptibles *a priori*, c'est l'espace phénoménologique⁵⁶. Un champ (dispersé) a son exploration pour programme : ce sont les théories dites « morphogénétiques », dans lesquelles Boutot (1988) rangeait tant la théorie des catastrophes de Thom (1968) que celle des « structures dissipatives » de Prigogine (1976)⁵⁷, et qui constituent, selon lui, une véritable « rupture épistémologique ». En portant leur attention sur les formes sans tenter de les réduire, en examinant les lois propres (finalement, en les épurant sans les fondre), ces théories rompent, selon Boutot (1988, 201-2), avec « l'unification du monde » propre à la science moderne et à son « principe d'identité » ; elles figurent une « réhabilitation du macroscopique » en même temps qu'une redécouverte de la « diversité qualitative du monde ». L'analogie y trouve une place de choix : soit l'idée de « correspondances entre des systèmes appartenant à des domaines très éloignés », qui se justifierait de ce que Thom (1968) avait appelé le « principe de l'indépendance de la forme par rapport au substrat ». Juger des formes, c'est juger de leur persistance, c'est-à-dire de leur stabilité : autre spécificité de l'analyse morphologique, celle d'une réhabilitation héraclitéenne du devenir, que la science galiléenne, « foncièrement parméniidienne », tendait à exclure. Les théories morphologiques se présentent finalement, aux yeux de Boutot (1988, 206-7), comme l'augure – ou l'espoir – d'une mutation de la science moderne, qui pourrait s'écarter de sa vocation classique de prévision et d'action sur le monde (qu'illustre la perspective homogénéisante du calcul infinitésimal) pour embrasser une vocation de compréhension et d'intelligibilité (illustrée par la perspective structurale de la dynamique qualitative), et renouer finalement avec l'idéal théorique « qui faisait le fond de la vieille conception grecque du savoir ».

55 Golley (1993, 28-29) notait que le réductionnisme était également « sans fin », les phénomènes pouvant toujours être rapportés à des causes plus élémentaires. Il soulignait aussi, dans un passage remarquable, ce que cela entraînait de « déséquilibre » entre les positions réductionniste et holiste : parce que le réductionniste est pris d'une « quête sans fin » vers l'élémentaire, il tend à s'éloigner du holiste et de la singularité de son problème, vis-à-vis duquel il devient, selon l'expression de Golley, « impatient ». « Au fur et à mesure que le réductionnisme progresse, le réductionniste a de moins en moins de choses en commun avec l'écologiste, lequel s'intéresse aux questions d'organisation plus larges ; il peut même commencer à remettre en question la valeur de l'étude écologique en général* ». Il n'en est pas de même pour le holiste : « d'un autre côté, le holiste comprend que les résultats de la recherche réductionniste sont toujours pertinents à un certain niveau pour comprendre un phénomène. Aussi le holiste est-il tolérant à l'égard du programme réductionniste, il le soutient même, si la concurrence n'est pas trop vive* ». Ce déséquilibre entraîne également, toujours selon Golley, une distinction de méthode : tandis que le réductionniste bénéficie de méthodes bien établies où toute discussion philosophique apparaît inutile, le holiste a devant lui un objet aux contours incertains, qui le force à puiser dans d'autres champs pour trouver les métaphores adéquates.

56 Thom (1983, 5) va jusqu'à dire que « toute science est avant tout l'étude d'une phénoménologie ».

57 Forçant ainsi Thom à se réconcilier avec « l'ordre par la fluctuation », qu'il avait si durement critiqué. Boutot (1988, 192) indique que « la théorie des structures dissipatives et la théorie des catastrophes correspondent en fait à deux approches complémentaires plus que concurrentes des processus morphogénétiques ». En fait d'analyse morphogénétique, on peut également citer, à côté des travaux de Thom et de Prigogine, ceux de D'Arcy W. Thompson et de Conrad H. Waddington pour la biologie.

Worster (1990, 15) concluait son tableau de désolation en disant que s'il y avait de l'ordre dans l'univers (et ceci, précisait-il, est moins une interrogation qu'un postulat scientifique fondamental), il serait « beaucoup plus difficile à localiser et à décrire que ce que nous pensions* ». Demeure, pour l'écologie, la tâche de cerner cet « objet » fugace⁵⁸ ; de décrire localement sa forme et ses « rigidités » ; de tenter de cerner, en particulier, ces points « catastrophiques » (Scheffer et al. 2001) dont l'intérêt dépasse le seul amour de la vérité, puisqu'avec eux se joue notre propre subsistance. On peut se représenter les deux débats sur la diversité en écologie⁵⁹ ou les recherches sur les « surprises » écologiques (Filbee-Dexter et al. 2017) comme autant d'étapes dans cette recherche de la discipline, qui sait aujourd'hui peut-être plus que nulle autre, après tant de révisions, ce qu'elle doit concéder à la singularité des formes.

2. 3. Thermodynamique et écologie : chemins croisés

Quel rôle la thermodynamique peut-elle encore jouer dans la description de « l'objet » écologique ? Ou, plus généralement, quelle place peut-elle occuper dans la discipline ? Cette question nous intéresse à double titre : d'abord, parce qu'on lui associe souvent l'écologie odumienne, aujourd'hui révisée, mais que le modèle prigoginien des « structures dissipatives » y trouve sa source, lequel est une pierre d'angle de l'analyse morphologique⁶⁰ ; ensuite, parce qu'elle a été très mobilisée en économie de l'environnement, et que nombre d'auteurs y voient un principe d'unification pour la description d'un « ordre » socio-écologique.

Domaines de la thermodynamique

La thermodynamique – son second principe, en particulier – renvoie volontiers aux idées « d'ordre » et de « désordre » ; l'usage scientifique scrupuleux doit s'y refuser, même si des manquements sont à noter parmi les serviteurs les plus éminents de la discipline⁶¹. Ce champ de la physique bénéficie d'une aura particulière, tant dans le monde scientifique qu'au-dehors. Son caractère universel – « Science de l'Universel », dit Hertz (2004) –, qui lui fait exercer son mystérieux pouvoir depuis les rivages insaisissables du quantum jusqu'aux pérégrinations hasardeuses des structures sociales⁶², la nimbe d'une intimidante gloire qui aurait fait dire à von Neumann⁶³, sur le ton de la plaisanterie, que la connaissance de ses principes donne toujours l'avantage dans une conversation, parce que personne ne sait au fond de quoi il s'agit exactement, tandis qu'ils prennent les atours d'un argument définitif. Müller (2007, 307) tempère quelque peu l'enthousiasme qu'auront suscité les développements de cette nouvelle physique : il postule que

58 Jax et al. (1998), Jax (2006) et Jax (2007) ont insisté sur la nécessité de définir davantage « l'unité » écologique mobilisée (qu'ils distinguent de « l'entité », dotée d'une dimension ontologique) ; de préciser, en particulier, si cette unité se rapporte à des fonctions-processus ou si elle est définie statistiquement ; si sa frontière est topographique ou fonctionnelle ; de préciser également son niveau « d'intégrité » ; d'établir, enfin, si elle est réelle ou abstraite. A noter qu'un tel exercice de clarification pourrait donner à l'écosystème, conçu comme perspective et non plus comme « objet » naturel, une nouvelle légitimité.

59 On identifie deux débats principaux en écologie sur le problème de la diversité (Jax 2010, 32) : un premier débat, initié par Elton (1958) et McArthur (1955), qui portait sur les rapports entre diversité et stabilité (la diversité en espèces accroît-elle la stabilité de l'écosystème ?) (McCann 2000) ; et un second, amorcé dans les années 1980, et focalisé cette fois sur la biodiversité et le fonctionnement (quel rôle joue la biodiversité dans le fonctionnement écologique?) (Johnson et al. 1996).

60 Notamment pour décrire un « ordre local », soit une « structuration localisée dans l'espace, faisant localement (ou transitoirement, dans la version temporelle) diminuer l'entropie aux dépens d'une augmentation plus conséquente dans une région voisine (ou une étape ultérieure) » (Bourgine et Lesne 2006, 19).

61 On trouve de tels rapprochements chez Ingo Müller (2007) ou chez Prigogine (1976).

62 Voir, par exemple, l'utilisation du « paradigme entropique » en sociologie systémique (Lugan 2009), ou l'extension par Prigogine (1976) ou Artigiani (1987) du modèle des « structures dissipatives » aux systèmes sociaux.

63 Cité par Jørgensen et Svirezhev (2004, 69).

si la vérité était connue, on s'apercevrait que la thermodynamique explique peu de choses des détails des fonctions du vivant chez les animaux et les plantes, du moins comparé à ce qu'il y a à expliquer*.

Au sens strict, la thermodynamique s'occupe d'énergie : c'est là son périmètre d'application. Kleidon (2016, 3) distingue les deux premiers principes en ces termes : la thermodynamique « définit les règles de la conversion d'énergie d'une forme à une autre [Premier Principe] ainsi que la direction générale dans laquelle prennent place ces conversions [Second Principe]* ». Selon le Premier Principe, l'énergie, lors des conversions, est conservée ; selon le Second Principe, le sens spontané de ces conversions est celui de la moindre qualité. Les étapes de son élaboration ont ponctué le XIX^e siècle⁶⁴ ; on distingue aujourd'hui une thermodynamique « classique » ou phénoménologique, centrée sur des systèmes macroscopiques définis par des fonctions d'état, d'une thermodynamique « statistique », qui s'intéresse aux particules constituant ces systèmes (la cohérence entre les niveaux microscopique et macroscopique ayant été établie par Boltzmann⁶⁵). Autre distinction importante, celle qui sépare la thermodynamique d'équilibre, c'est-à-dire qui porte sur des systèmes dont l'entropie tend vers un maximum (l'équilibre thermodynamique), de la thermodynamique « hors équilibre », qui porte sur des systèmes qui en sont plus ou moins éloignés. Cette distinction recoupe en partie celle qui sépare les systèmes « fermés » des systèmes « ouverts » : tout système fermé relève de la thermodynamique d'équilibre, puisqu'il ne peut, en vertu du second principe, que tendre vers une entropie maximale ; tandis que tout système hors équilibre requiert, pour demeurer éloigné de l'équilibre, d'importer de l'énergie (de produire de l'entropie), ce qu'il ne peut faire que s'il est ouvert⁶⁶. La distinction peut être affinée en distinguant trois « domaines », ou trois situations :

- Premier domaine, celui de la *thermodynamique d'équilibre* : l'entropie du système tend vers un maximum, en même temps que l'énergie libre tend vers un minimum ;
- Deuxième domaine, celui de la *thermodynamique proche de l'équilibre*, ou thermodynamique linéaire : la proximité vis-à-vis de l'équilibre assure des vitesses de « procès » qui sont des fonctions linéaires des forces en action (hypothèse « d'équilibre local » chez Glansdorff et Prigogine (1970)), la relation d'Onsager est respectée et le principe de Prigogine s'applique, qui dit que les systèmes stationnaires proches de l'équilibre montrent une production d'entropie par unité de temps qui tend vers un minimum ;
- Troisième domaine, celui de la *thermodynamique éloignée de l'équilibre*, ou thermodynamique non-linéaire : le principe de Prigogine ne s'applique plus, et rien ne peut être dit *a priori* de la production d'entropie⁶⁷.

64 Thermodynamique fondamentale par Carnot et Clausius, thermodynamique chimique par Gibbs, thermodynamique statistique par Boltzmann et Planck (Hertz 2004).

65 Dont la fameuse équation, $S = k \log W$, peut être interprétée comme suit : un système présente une entropie (S) élevée lorsque son macro-état (discernable par l'expérimentateur, et défini par des fonctions d'état) est compatible avec un grand nombre (W) de micro-états possibles, c'est-à-dire d'agencements microscopiques (moléculaires) précis. Autrement dit, en mécanique statistique, l'entropie peut être définie comme le degré d'ignorance de l'état véritable du système (Singh 2000).

66 Écho à la « néguentropie » de Schrödinger (1944), qu'ont formalisée Prigogine et Wiame (1946) avec l'expression $dS = d_e S + d_i S$: elle signifie que tout système réel étant le lieu de phénomènes irréversibles, la production interne d'entropie qui en résulte doit, pour que le système persiste, être compensée par un échange proportionnel avec l'environnement, c'est-à-dire par une « exportation » d'entropie ou, de façon équivalente, par une « importation » d'énergie libre. Faber et al. (1995, 98) notent que l'état d'un système ouvert maintenu hors équilibre est toujours un « état intermédiaire ». Si ce système est en équilibre dynamique (i. e. non plus dans le sens de l'équilibre thermodynamique, mais dans le sens de la dynamique des systèmes), en état stationnaire, il ne pourra l'être « que pour un certain temps* ».

67 A noter que certains auteurs refusent l'utilisation de la fonction d'entropie pour les systèmes ouverts, laquelle n'a été précisément décrite que pour des systèmes isolés. Ainsi Mayumi et Giampietro (2004, 84) font-ils remarquer

S'il est évident que la première catégorie est de peu d'utilité pour les systèmes vivants, Mayumi et Giampietro (2004, 89) soulignent l'égale inadéquation de la seconde⁶⁸ ; le monde biologique appartient à la troisième catégorie.

Ce troisième domaine est celui de la « nucléation » des structures (de leur auto-organisation), où, selon les termes de Prigogine (1976, 8), « déterminisme et fluctuations coopèrent » : tandis qu'aux alentours de l'équilibre (ce que Prigogine appelle la « branche thermodynamique »), le système suivait le principe « d'ordre de Boltzmann » et tendait à résorber les fluctuations du système (assimilables à de simples marges d'erreurs), au-delà de la « branche », c'est le principe « d'ordre par fluctuations » qui l'emporte : une instabilité apparaît, qui permet aux fluctuations d'éventuellement s'amplifier, et de devenir structurantes ; elles font advenir les fameuses « structures dissipatives » – dont la plus « spectaculaire » est, au dire de Kondepudi et Prigogine (2015, 483), l'organisme biologique. Avec le modèle des « structures dissipatives », Prigogine se proposait d'atteindre une thermodynamique « généralisée » ou « unifiée », qui s'étendrait au domaine non-linéaire. Chose singulière, la thermodynamique, en s'éloignant de l'équilibre, tend à devenir son contraire : d'une thermodynamique de la continuité, de l'entropisation, de l'homogénéisation, de « destruction des structures » pour reprendre l'expression de Prigogine et Glansdorff (1973, 699-700), elle devient une thermodynamique de la discontinuité, de la néguentropisation, de l'hétérogénéisation – de « création des structures » (on dit qu'il y a « brisure de symétrie »). D'une logique de disparition des formes, elle laisse passage à une logique d'apparition des formes, sans toutefois présumer de la nature de celles-ci⁶⁹ ; Boutot (1988, 202) note qu'au-delà de la « fluctuation critique », « seule une analyse spécifique peut permettre de prédire sa stabilité ou au contraire son instabilité et le type d'organisation ».

Le modèle « de l'ordre par fluctuations », trouve, selon Prigogine (1976), des applications à des échelles diverses, depuis des systèmes physico-chimiques simplifiés jusqu'à l'agrégation d'amibes et aux déplacements d'insectes sociaux. Le comportement bâtisseur des termites, par exemple, suivrait un tel principe (p. 26-31) : au départ, les dépôts de matériau dans la termitière sont aléatoires, et le système demeure homogène. Puis un dépôt vient à se distinguer, en atteignant une taille critique (c'est la « fluctuation critique ») ; les dépôts s'y font d'autant plus fréquemment, et un pilier émerge : une structure apparaît. Les dépôts de phéromones par les fourmis le long des pistes peuvent être décrits avec un schéma similaire. Condition nécessaire pour un tel comportement : qu'il y ait une « instabilité de l'homogène » c'est-à-dire que la phase homogène (de non-coordination chez les insectes, ici) requiert d'être instable, pour pouvoir évoluer et donner lieu à une phase de construction / d'inhomogénéité (de nucléation). À noter que homogénéisation et hétérogénéisation sont en concurrence : Prigogine (1976, 34) évoque une « compétition entre les réactions chimiques qui tendent à faire croître les fluctuations, et les échanges de matière qui tendent à les amortir par homogénéisation ». Si les fluctuations sont de taille faible, elles sont

que « Prigogine lui-même admet que la formule de Gibbs étendue à la thermodynamique hors équilibre n'a pas encore été validée [...]. Cela implique que personne jusqu'à présent n'a prouvé que l'entropie dans un système isolé est identique à « l'entropie » en thermodynamique hors équilibre... ».

68 « Il n'est pas sûr que le principe de production d'entropie minimale puisse être appliqué à l'étude de l'ensemble du domaine des systèmes biologiques. Au contraire, un être vivant est en réalité une grande usine de production d'entropie, pour ainsi dire. À température ambiante, le glucose est très stable et ne s'oxyde pas facilement mais, chez un être vivant, le glucose s'oxyde très facilement. Il s'avère que l'idée d'un système stationnaire de la première catégorie [celle des systèmes proches de l'équilibre] et le principe de production d'entropie minimale ne sont pas des outils puissants pour les travaux de biologie* » (Mayumi et Giampietro 2004, 89).

69 Prigogine (1976, 12) : « Le comportement et la nature de la structure dissipative qui peut apparaître à partir d'une distance critique de l'équilibre peuvent être multiples : organisation temporelle (cycle limite), structure stationnaire inhomogène, organisation spatio-temporelle sous forme d'onde, structures localisées... ».

amorties ; si elles dépassent un seuil critique, elles déclenchent une instabilité – avec le monde biologique, « succession d’instabilités » selon Prigogine (1972), au terme du processus.

Quoique séduisant, le modèle n’est pas sans être critiqué ; « théorie riche de promesses, mais avare de résultats », dira Gauthier (1984, 331), qui doute d’un renversement de la mécanique statistique, mais reconnaît au modèle un rôle « extrêmement important » pour la biologie comme pour les sciences sociales, où la dialectique entre équilibre et instabilité trouve largement à s’appliquer (avec tous les risques de « débordement analogique » que cela comporte). Danchin (1981) avait fortement critiqué ce qu’il percevait comme l’introduction d’un « principe d’indétermination » (le hasard du « fluctuant »), tout comme Thom (1980), quoique Boutot (1988) l’ait, sur la question du déterminisme, bien défendu. Il reste que « l’ordre par fluctuations » demeure muet quant à ce qui doit advenir au-delà de l’instabilité. Boutot (p. 202) l’admet : au-delà de la branche thermodynamique, « il n’y a plus de loi universelle permettant de prévoir a priori le comportement de tous les systèmes », et la thermodynamique doit laisser la place à la dynamique qualitative. Thom (1983, 38-39) formulait une critique comparable, quoique nettement plus sévère : selon lui, les « structures dissipatives » relevaient davantage de la dynamique que de la thermodynamique, laquelle n’avait plus vraiment de rôle à jouer dans les situations décrites. Il disait ailleurs, assez méchamment, que la thermodynamique n’était qu’une « thermostatique » qui pouvait tout dire de l’arrivée, mais rien du parcours (Thom 1980).

Imprégnation de la thermodynamique en écologie

La thermodynamique comme principe « d’ordre » écologique a surtout été mobilisée en écologie des écosystèmes ; après que Lindeman (1942) a proposé un modèle des transferts d’énergie au sein des structures trophiques, ce sont les frères Odum, depuis Odum (1953) jusqu’à Odum (1983), qui généralisèrent la perspective énergétique en écologie. Elle sera poursuivie, quoiqu’avec nettement moins de retentissement et quelques remaniements, par des auteurs comme Ulanowicz (1986) (thermodynamique combinée à la théorie de l’information) et Jørgensen (2001) (focalisé sur l’exergie). Pour l’école odumienne, « *energetics is the new ecology* » (E. P. Odum 1964) ; elle postule que c’est par l’analyse énergétique que l’on pourra décrire le comportement général des écosystèmes. Mansson et McGlade (1993) en ont résumé le paradigme en cinq « conjectures » :

1. l’énergie est le numéraire, le « dénominateur commun » de tous les phénomènes significatifs en écologie ;
2. le formalisme odumien de la circulation de l’énergie (« *energy circuit langage* »), assure une approche holiste ;
3. le développement des écosystèmes s’accorde au « principe du maximum de puissance » (*maximum power principle*) (H. T. Odum et Pinkerton 1955), soit une tendance supposée universelle à l’accroissement du flux d’énergie à travers l’écosystème ;
4. la hiérarchie de l’écosystème trouve son origine dans ce principe, en rendant la circulation plus efficace ;
5. la succession écologique doit y être rapportée également, les écosystèmes « matures » étant considérés comme les plus efficaces (biomasse maximale et circulation maximale par unité).

Mansson et McGlade (1993) en ont fait un sévère réquisitoire. On peut résumer leur critique comme suit : la réduction à la dimension énergétique constitue une hyper-simplification des écosystèmes. L’énergie n’est pas la seule « ressource » dans les systèmes vivants ; d’autres éléments chimiques peuvent s’avérer limitants, et rien n’autorise de les exclure *a priori*. Les auteurs soulignent que les processus écologiques ne peuvent d’ailleurs, même du point de vue énergétique, être résumés en un seul numéraire :

les formes d'énergie et leur partitionnement spatio-temporel dans les écosystèmes réels sont trop variés pour maintenir l'argument d'une monnaie unique dans la description de la dynamique des écosystèmes*. (p. 589)

Rien ne justifie, selon eux, que l'on réduise à une seule dimension des phénomènes aussi différents que la radiation à l'échelle de la biosphère, les circulations atmosphérique ou océanique à l'échelle d'une région biogéographique, et les transferts de matière à l'échelle d'écosystèmes. Ils blâment également un « langage » odumien acquis à la linéarité, laquelle est présumée majoritaire dans les systèmes naturels, à l'encontre de ce qui est observé. Enfin, le « principe du maximum de puissance », sur lequel, selon Mansson et McGlade (p. 589), tout l'édifice odumien repose, n'a pour lui aucun argument empirique⁷⁰ ; il s'avère inséparable de conceptions téléonomiques comme la succession et le climax, et empêche toute prise en compte de comportements dynamiques ou de perturbations⁷¹. À titre d'exemple, les auteurs notent, p. 591, que le principe interdit les comportements périodiques, pourtant largement répandus dans les systèmes vivants : en vertu du principe de maximum de puissance, les oscillations devraient s'atténuer dès le moment que le système approche l'optimum d'efficacité. Ils rejoignent finalement Bergandi et Blandin (1998), déjà mentionnés : la prétention au holisme du paradigme odumien cache un réductionnisme énergétique.

À quel « domaine » thermodynamique rattacher le systémisme odumien ? Si l'énergie y a la part belle, il apparaît en définitive que le modèle fait peu cas de la variété des situations. Quoique l'existence de comportements non-linéaires soit reconnue, Mansson et McGlade (1993, 593) notent que « tout le cadre est basé sur des hypothèses et des formulations linéaires* », notamment sur le plan thermodynamique, où l'hypothèse de linéarité locale est généralement privilégiée. La thermodynamique odumienne est une thermodynamique du quasi-équilibre, fondée sur des principes d'homéostasie et d'optimalité. Les auteurs soulignent, en conclusion, que « les relations entre la thermodynamique et l'écologie sont complexes et demandent beaucoup plus de sophistication que les concepts énergétiques simplistes du paradigme odumien* » (p. 593). Si la perspective thermodynamique conserve sa pertinence, c'est l'exergie qui, selon eux, est susceptible d'assurer la relève ; mais sans que puisse jamais lui être attribuée la primauté qu'Odum donnait à l'énergie. La suite s'avéra plus draconienne : l'écologie post-odumienne devait rompre à peu près entièrement avec la thermodynamique, laquelle ne trouvait plus de pertinence qu'à l'échelle physiologique individuelle.

À peu près au même moment, Schneider et Kay (1994) tentaient, assez à contre-courant, de donner à la thermodynamique un statut moteur dans l'émergence et l'organisation de la vie. Reprenant l'intuition de Schrödinger (1944) d'un double principe à la base du vivant – « ordre à partir de l'ordre » (*order from order*) d'une part, « ordre à partir du désordre » (*order from disorder*) d'autre

70 Il constitue d'ailleurs, selon les auteurs, une mésinterprétation de Lotka (1922) : celui-ci supposait que « la sélection naturelle tend à rendre maximum le flux d'énergie à travers le système, dans la mesure où cela est compatible avec les contraintes auxquelles le système est soumis* » – précisant toutefois qu'on ne pouvait pas en déduire que l'évolution suivait également ce principe ; précautions dont Odum n'aurait pas tenu compte.

71 À noter qu'Odum et Barrett (2004, 9) laissaient entrevoir, dans une réédition posthume, un dépassement de l'écologie d'équilibre : « Il est particulièrement important de souligner que bien que les contrôles par rétroaction positive et négative soient universels, en-deçà de l'organisme, le contrôle est à « valeur de consigne » [set point], en ce sens qu'il implique des contrôles génétiques, hormonaux et neuronaux très précis sur la croissance et le développement, conduisant à ce qu'on appelle souvent l'homéostasie. [...] Il n'y a [en revanche] pas de contrôles par « valeur de consigne » au-delà du niveau de l'organisme (ni chemostat ni thermostat dans la nature). Ce faisant, le contrôle par rétroaction est beaucoup plus lâche, donnant davantage lieu à des impulsions [pulsing] qu'à des états stationnaires. Le terme d'homéorhésie [...] a été suggéré pour ce contrôle par impulsions. En d'autres termes, il n'y a pas d'équilibre [equilibrium] aux échelles de l'écosystème et de l'écosphère, mais il y a des équilibrages [balances] par impulsions* ».

part –, Schneider et Kay soutenaient que, tandis que les travaux de Crick et Watson attestaient de l'existence du premier principe, la thermodynamique fondait le second, et que les deux dimensions étaient nécessaires à une description complète des processus vivants. Réinterprétant le Second Principe comme une réaction des systèmes ouverts à l'imposition d'un gradient extérieur⁷², les deux auteurs décrivent l'évolution de la biosphère comme une manifestation phénoménologique de celui-ci : une réaction du système « Terre » à l'imposition de la constante solaire. Les systèmes vivants sont, selon eux, des « systèmes thermodynamiques ouverts » soumis à l'irradiation du soleil, qui mobilisent tous les processus chimiques et physiques disponibles pour contrer cette irradiation : pour « dégrader » l'énergie reçue en la dissipant sous forme de radiation contraire. Plus exactement, ils perçoivent ces systèmes comme

des systèmes dissipatifs dynamiques dotés de mémoire, le gène et son ADN, qui permet aux processus dissipatifs de se poursuivre sans avoir à recommencer le processus dissipatif à partir d'événements stochastiques*. (Schneider et Kay 1994, 36)

Ainsi, la vie et ses manifestations s'expliqueraient par la combinaison de « l'ordre par l'ordre » génétique et de « l'ordre par le désordre » thermique : elle représenterait « un équilibre entre l'impératif de survie et l'impératif de dégradation de l'énergie* » (p. 46). La thermodynamique jouerait donc un rôle central : les auteurs l'assimilent à la « cause finale » aristotélicienne, la « raison d'être » de la vie, quoique, précisent-ils, son rôle ne doit pas être exagéré ; le Second Principe est une « condition nécessaire mais non suffisante* » (p. 36). Il reste que, sur le plan du développement des écosystèmes, les auteurs en déduisent un principe général fort : toutes choses étant égales par ailleurs, indiquent-ils, le chemin de la plus grande dissipation est préféré. Les écosystèmes vont, de manière générale, vers plus de capture et de transfert d'énergie, plus de recyclage des éléments, plus de structure trophique, plus de respiration et de transpiration, plus de biomasse. S'appuyant sur l'exemple de la plus grande richesse spécifique à l'équateur, les deux auteurs associent la diversité d'espèces au niveau du gradient : la diversité s'explique par une nécessité plus grande de contrer l'irradiation. L'axiome est tranchant et très général ; Schneider et Kay rejoignent par là Odum et Pikerton (1955) comme Lotka (1922), et s'exposent aux mêmes critiques. Leur proposition ne résiste pas à la découverte des comportements chaotiques.

S'il paraît difficile de réfuter que la biosphère soit une « réaction » à la constante solaire, l'implication *immédiate* du Second Principe à l'échelle locale des dynamiques écologiques est nettement moins sûre ; pour reprendre la terminologie aristotélicienne, si la « cause finale » est recevable, une « cause motrice » thermodynamique l'est beaucoup moins. Nous avons dit l'absence, à l'échelle des paysages, de schémas directionnels simples ; aucune mesure d'entropie ou des flux d'énergie ne semble, typiquement, pouvoir expliquer les dynamiques spatio-temporelles observées (Vranken et al. 2015). Si un principe « d'ordre par le désordre » paraît indubitablement jouer *quelque part*, complémentairement à celui de « l'ordre par l'ordre », le moment, le lieu et l'importance de son rôle demeurent inconnus.

Rémanences

L'écologie post-odumienne a pris ses distances avec l'analyse thermodynamique ; certains auteurs, minoritaires au sein de la discipline, ont toutefois persévéré dans la quête de fondements thermodynamiques en écologie. C'est le cas d'Ulanowicz, déjà rencontré ; quoique reconnaissant

72 « Lorsque les systèmes sont éloignés de l'équilibre, ils utilisent tous les moyens à disposition pour résister aux gradients en présence » (Schneider et Kay 1994, 26). On reconnaîtra là, bien sûr, les « structures dissipatives » de Prigogine ; Schneider et Kay s'en réclament explicitement, mais préfèrent s'en tenir, en fait de phénomènes physiques, à une « destruction des gradients » plus générale, afin d'éviter la question difficile de la définition de l'entropie.

que les choses apparaissent plus ouvertes que ce que l'école odumienne présumait, Ulanowicz (1987) défend la pertinence d'une description « variationnelle » des systèmes macroscopiques. Tentant de réconcilier Lotka et Odum avec Prigogine⁷³, il soutient que l'irréversibilité, l'indétermination, les fluctuations amplifiées n'épuisent pas la description du réel ; contre ce qu'il croit être, chez Prigogine et Stengers (1984), un rejet des descriptions macroscopiques du fait de « l'irréductibilité de l'instable, du fluctuant, du bifurquant », pour parler comme Gauthier (1984, 331), Ulanowicz (1987) défend la recherche de principes d'optimisation. Que les organismes croissent et se développent n'en est-il pas un ? Adoptant une perspective cybernétique, faisant des réseaux de flux trophiques son « objet » privilégié (Ulanowicz 1986, 28), l'auteur soutient que la croissance et le développement des écosystèmes peuvent se mesurer par « l'ascendance », soit une mesure combinée de la taille et du niveau de cohérence des réseaux, dont il pose qu'elle tend à croître dans les systèmes vivants. Il précise toutefois qu'il ne s'agit pas d'un principe intangible, mais qu'il doit être rapporté à une topographie locale, où des perturbations peuvent interférer par ailleurs⁷⁴. Pour Ulanowicz, l'ascendance optimale n'est que la « moitié du dialogue » qui s'opère entre les mondes macroscopique et microscopique, et elle peut parfaitement se combiner aux structures dissipatives de Prigogine. En fait de révolution scientifique, il précise qu'il faudrait autant se garder d'autoriser toutes les « ouvertures » que de poser un déterminisme laplacien fermé :

Rien du principe d'ascendance optimale ne vient contredire directement les résultats concrets de la théorie des structures dissipatives. La singularité, l'histoire, l'irréversibilité, la liberté – tout cela demeure et peut être célébré dans le contexte de l'ascendance optimale. Cependant, si cette nouvelle vision macroscopique reconnaît le caractère ouvert du monde, cette ouverture ne peut pas être absolue. Il est exagéré de parler de « fluctuations contraignant le système à évoluer vers un nouvel état » au même sens que c'était une erreur de croire que le démon de Laplace pouvait maîtriser tous les événements. La singularité, l'histoire, la liberté, même l'irréversibilité ont leurs limites*. (Ulanowicz 1987, 177)

Ulanowicz (1990) – dans lequel Wiegand (2011, 108) voyait le chant du cygne de l'écologie des systèmes – précisait ses positions : l'existence de propriétés émergentes ne faisant pas de doute, il était nécessaire d'admettre d'autres formes de causalité que le strict déterminisme mécanique ; en termes aristotéliens, d'interroger la possibilité de causes « finales » et « formelles » intervenant dans le développement des écosystèmes, au-delà de la seule causalité « motrice » (*efficient cause*) propre au réductionnisme mécanique. En fait de « cause formelle », l'auteur suggère les boucles qui apparaissent dès le moment que l'observateur s'éloigne suffisamment des lignes causales simples (une ligne $A \rightarrow B$ pouvant s'avérer être un cycle $A \rightarrow B \rightarrow C \rightarrow A$ avec le recul) ; boucles qui sont, dans le langage des systèmes, de l'autocatalyse (des boucles de rétroaction positive), lesquelles présentent un certain nombre de propriétés spécifiques, étrangères au mécanicisme. Parmi ces propriétés (émergentes), Ulanowicz (1990) cite, en particulier, (1) l'auto-renforcement du système, soit l'accroissement possiblement exponentiel de sa taille (auto-renforcement qui permet, note Ulanowicz, de contrer les tendances à la dégradation entropique) ; (2) la valorisation de tout « gain » qui surviendrait dans le système, le processus autocatalytique entraînant une « récompense » par effet retour (effet de sélection) ; et (3) l'élimination progressive, dans le cas où

73 On peut se demander quels rapports les frères Odum entretenirent avec les travaux de Prigogine ; ils y font peu référence, et se montrent visiblement peu sensibles. Odum (1971) réfute l'idée d'un « minimum d'entropie », ce que confirme une anecdote de Ulanowicz (1986, 133) : à quelqu'un qui lui demandait ce qu'il pensait du principe de Prigogine, H. T. Odum aurait répondu que « toute entité qui utiliserait le minimum d'entropie comme stratégie d'adaptation aurait une envie de mourir ». Quant au modèle des « structures dissipatives », E. P. Odum (1984) se montre dubitatif sur son caractère « révolutionnaire ».

74 Ulanowicz se revendique d'une approche phénoménologique, qu'il définit comme « la description de la structure formelle des objets de conscience, abstraction faite de toute revendication quant à leur existence » (Ulanowicz 1986, 5).

différents « chemins » coexistent, des chemins moins efficaces (effet de compétition). Ceci entraîne, pour Ulanowicz (p. 46), que,

toutes choses étant égales par ailleurs, la sélection et la compétition induites par les cycles autocatalytiques ont pour résultat de créer un réseau d'échanges simplifié [*streamlined*] du point de vue topologique et plus efficace du point de vue thermodynamique*.

Cela devrait se traduire, dans les cas où le principe s'appliquerait librement, par une spécialisation accrue des espèces, jusqu'à atteindre un état où plus aucune « ambiguïté » ne demeure quant à leur « place » dans l'écosystème ; « l'ascendance » est maximale, les « niches » sont saturées. Par la suite, Ulanowicz (2004; 2018) se proposera de contrebalancer cet effet de spécialisation par un indice contraire de redondance fonctionnelle, et de déplacer la réflexion depuis la seule recherche de l'efficacité vers une dialectique entre performance et flexibilité. Contre l'ascendance, il propose un indice de la « charge système » (*system overhead*), assimilée à « l'entropie conditionnelle » en théorie de l'information (Ulanowicz 2018), laquelle permet de mesurer, à l'inverse de l'ascendance, l'ensemble des inefficacités et des incohérences (i. e., dans le cas des écosystèmes, l'ensemble des redondances fonctionnelles) à l'intérieur du système, lesquelles jouent un rôle déterminant en cas de perturbations : elle représente, selon Ulanowicz (2004), les « degrés de liberté disponibles », le « répertoire des tactiques potentielles » à partir duquel un système peut s'adapter à des conditions nouvelles. C'est ce double jeu qui, selon Ulanowicz, permet de cerner le « paradoxe de la vie » ; ce faisant, il se propose de mieux prendre en compte le caractère ouvert des systèmes vivants, dont il rappelle leur peu de « praticabilité » du point de vue newtonien, ces systèmes s'avérant « granulaires » plutôt qu'universels et historiques plutôt que réversibles (Ulanowicz 2004, 352-53)

⁷⁵.

La « nouvelle » écologie de Nielsen et al. (2020) ⁷⁶, émanation de « l'école de Jørgensen » (Wiegand 2011, 108) à laquelle a contribué Ulanowicz, figure l'un des lieux actuels de persistance de l'approche thermodynamique des écosystèmes. Quoique de tradition clairement odumienne, ces auteurs s'en distinguent par une reconnaissance de l'écologie du non-équilibre, et par une orientation nettement plus pragmatique ; à défaut de disposer « d'objets » au comportement prédictible, la « nouvelle » écologie se veut une écologie « d'approximation » (Nielsen, Fath, et al. 2020, 14), qui reconnaît la complexité et l'irréductibilité de son objet, et tente plutôt d'énoncer des « propriétés » utiles à partir de « patrons » (*pattern*) et de « réseaux théoriques » que de le décrire d'une façon exhaustive (Jørgensen et Bendricchio 2001). Une telle approche, à la fois systémique et pragmatique, se justifierait de la prénance, tant du point de vue des sciences de la Terre que du point de vue politique, de perspectives systémiques ; il faut, selon eux, élaborer une écologie des systèmes qui puisse, en particulier, s'accorder au « paradigme de la gestion environnementale » (p. 3). Entre autres inspirations, ces auteurs se revendiquent de Prigogine, de la mécanique quantique et des théoriciens du chaos (Nielsen, Fath, et al. 2020, 132). La thermodynamique figure également en bonne place :

Selon notre opinion les lois thermodynamiques doivent être respectées par tous les systèmes biologiques, y compris donc, par les écosystèmes. [...] Les contraintes thermodynamiques sont

⁷⁵ De la même manière qu'Ulanowicz distinguait les « boucles » des « lignes » causales, Ho (1998), faisait l'hypothèse que les systèmes vivants étaient une superposition de processus non dissipatifs cycliques, « pour lesquels la production nette d'entropie s'équilibre à zéro », et de procès dissipatifs linéaires, irréversibles, pour lesquels elle est positive. C'est la « fermeture dynamique » (*dynamic closure*) du composant non dissipatif cyclique qui permettait à l'organisme vivant, selon lui, de s'émanciper temporairement des contraintes thermodynamiques immédiates. Cette « fermeture dynamique » était la solution, selon Ho, à l'énigme de Schrödinger (1944) sur l'exception de la vie.

⁷⁶ Ou « nouvelle » nouvelle écologie, Odum (1964) ayant déjà fait la distinction.

par ailleurs si fondamentales tant pour l'évolution que pour le comportement des écosystèmes, qu'une compréhension dans ce cadre physique paraît nécessaire si nous souhaitons aller plus loin dans la compréhension des dynamiques écologiques de long terme*. (Nielsen, Müller, et al. 2020, 5)

Afin d'accorder les vues et de construire un fondement théorique partagé, Nielsen et al. (2020) proposent, dans la suite de Jørgensen et Fath (2004) et de Jørgensen et al. (2015), un ensemble de neuf « principes écosystémiques » (*ecosystem principles*) fondamentaux (tableau 2).

Tableau 2 – « Principes écosystémiques » de Nielsen et al. (2020)

<i>Contraintes matérielles</i>	
I.	Les écosystèmes conservent la matière et l'énergie
II.	Tous les processus sont dissipatifs
III.	Le vivant fait en grande partie usage des mêmes constituants et processus biochimiques
<i>Propriétés ontologiques</i>	
IV.	Un écosystème utilise le surplus d'énergie pour s'éloigner de l'équilibre thermodynamique (« centripétalité », dimension physique de la biologie)
V.	Les écosystèmes coévoluent et s'adaptent aux conditions en présence (dimension biologique de la biologie)
<i>Propriétés phénoménologiques</i>	
VI.	Les écosystèmes ont une diversité de structures et de fonctions
VII.	Les écosystèmes sont hiérarchiquement émergents
VIII.	Les écosystèmes collaborent en réseaux dans le sens d'une meilleure utilisation des ressources
IX.	Les écosystèmes sont constitués d'une grande quantité d'information génétique, biochimique et processorielle

Du point de vue du comportement des écosystèmes⁷⁷, s'ils sont bien à la recherche d'un principe d'optimisation, Nielsen et al. (2020, 17) soulignent qu'un état stationnaire (et en ceci ils se distinguent de la tradition odumienne) n'est en rien un attracteur, le seul attracteur « naturel » étant, à leurs yeux, l'équilibre thermodynamique. Cinq hypothèses leur paraissent disponibles, dans l'état actuel de la littérature, pour décrire le comportement des écosystèmes (p. 135-136) :

- Soit que la production d'entropie tende avec le temps vers un minimum, selon le principe de Prigogine, ce qui demande toutefois que les hypothèses de linéarité soient respectées ;
- Soit que la sélection naturelle tende à favoriser les écosystèmes les plus efficaces, et à accroître le flux qui les traverse, selon le principe du maximum de puissance d'Odum⁷⁸ ;

⁷⁷ Dont Nielsen et al. (2020, 3) indiquent qu'ils peuvent se définir : c'est une entité qui a de fortes interactions entre ses composants internes, et faibles avec l'extérieur.

⁷⁸ À noter que Bastianoni (2012) a proposé une « réconciliation » entre l'hypothèse prigoginienne et celle d'Odum.

- Soit que les écosystèmes tendent à maximiser la dégradation de l'exergie (à maximiser la production d'entropie) par unité de matière ; l'organisation croît, et avec elle, la production d'entropie par unité, selon l'hypothèse de Kay ;
- Soit que l'écosystème s'éloigne de l'équilibre thermodynamique par maximisation du contenu éco-exergétique, selon l'hypothèse de Jørgensen ;
- Soit que les écosystèmes tendent à accroître leur « robustesse », entendu comme compromis entre « l'ascendance » et la redondance, selon l'hypothèse de Ulanowicz évoquée plus haut.

On s'aperçoit que si certaines propositions ont des airs de ressemblance, d'autres sont contradictoires. Nielsen et al. (2020) distinguent finalement deux écoles : une école « écologique », à la suite de Lotka, Odum et Jørgensen, davantage portée sur un principe d'optimisation (du contenu exergétique) ; et une école « physicienne », axée sur un principe de maximisation (de la production entropique) – les auteurs s'accordant à dire qu'une conciliation devrait être possible en spécifiant davantage les conditions du système. Conscients de la complexité de leur objet et de l'invraisemblance d'un « patron » universel, les auteurs soulèvent la possibilité d'un modèle thermodynamique (exergétique) qui n'ait qu'une pertinence locale, pour certains niveaux hiérarchiques, par exemple. L'un des obstacles majeurs demeure, pour son élaboration, la question des mesures, l'exergie ne pouvant être évaluée qu'indirectement, et les données disponibles – inséparables d'un certain terrain expérimental, d'un contexte spatial et temporel défini – n'offrant guère une allure univoque. On revient, finalement, au problème de Schneider et Kay (1994) : jusqu'où le Second Principe impose-t-il sa marque ? Si la biosphère est une « structure dissipative » qui « réagit » à l'irradiation solaire, jusqu'où, dans la hiérarchie du vivant, depuis les grands cycles des éléments jusqu'aux dynamiques populationnelles, ce principe se manifeste-il *formellement* ?

Les écosystèmes sont-ils des « structures dissipatives » ?

Une façon de répondre à cette question est de revenir à la typologie des modes de régulation de Piaget (1977) : dans son modèle à paliers (tableau 3), Piaget proposait de distinguer six modes de régulation présents dans la nature, à complexité croissante, départagés en mécanismes conservateurs (niveaux I, II et III) et en mécanismes transformateurs (niveaux IV, V et VI), chaque niveau incorporant par ailleurs les niveaux précédents (figure 2).

Tableau 3 – Modèle « à paliers » de Piaget (1977)

I. Régulation mécanique	Compensation élémentaire par le jeu des forces opposées.
II. Régulation « prigoginienne »	Compensation par dissipation du gradient (« structures dissipatives »).
III. Régulation physiologique	Régulation organique élémentaire par multiplication (programme héréditaire).
IV. Régulation comportementale	Extension du milieu biologique, amélioration de l'équilibre entre le milieu et l'être vivant (construction de niche).
V. Régulation cognitive	Formation des premières « structures opératoires » (pensée conceptuelle).
VI. Régulation rationnelle	« Thématization des structures » (pensée scientifique).

Dans ce modèle, Piaget (1977) situe les « structures dissipatives » au-delà de la simple « réaction » ou compensation mécanique (« toute force s'exerçant entraîne une force d'intensité égale et de sens contraire »), mais en-deçà de la régulation physiologique, où il fait commencer le « fait biologique » à proprement parler⁷⁹. Piaget reprendra d'ailleurs A. Kastler à ce sujet, en soulignant que les systèmes vivants se distinguent des structures prigoginiennes par deux aspects : une certaine *clôture* qui rend possible le déplacement du système sans changement structurel immédiat (en d'autres termes, une certaine autonomie de la structure vis-à-vis du gradient extérieur), et l'action d'une mémoire phylogénétique. En fait, c'est précisément parce que les structures dissipatives (du type des cellules de Rayleigh-Bénard ou de la réaction de Belousov-Zhabotinski) ont un niveau de complexité faible qu'elles peuvent s'auto-organiser *spontanément* ; les systèmes vivants, eux, doivent compter avec un certain nombre de contraintes internes, dont la mémoire phylogénétique. Les cellules de Rayleigh-Bénard, dès le moment que le gradient est modifié, s'adaptent et « oublient » les formes passées⁸⁰. Les « structures dissipatives » (à complexité faible) donnent à voir une sorte d'évolutionnisme principiel, absolu ; elles changent consécutivement aux variations de leur environnement. Or, le mouvement fondamental du vivant, selon Piaget, est moins l'évolution que la conservation⁸¹.

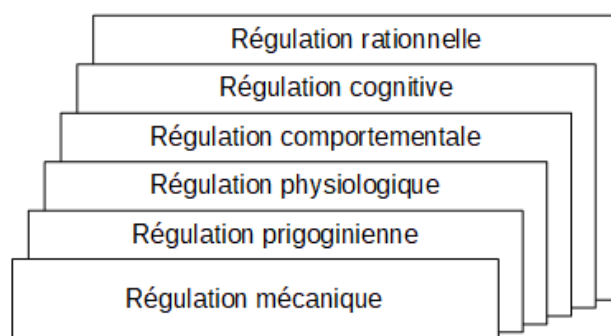


Figure 2 – Modèle de Piaget (1977)

De ceci il ressort que le schéma prigoginien est insuffisant : les systèmes vivants ne sont pas de l'ordre « surgi du chaos » (*ordre spontané*) mais de l'ordre « surgi de l'ordre » (*ordre hérité*) (Lefèvre 2018). La complexité accrue des systèmes vivants, l'existence « d'auto-contraintes » en leur sein (au sens d'une « clôture » organisationnelle, d'une interdépendance fonctionnelle des processus internes), autorise, en contrepartie, une certaine degré d'autonomie vis-à-vis du milieu extérieur, comme d'être déplaçables sans subir immédiatement, avec la variation des conditions environnementales, une altération structurelle⁸². La régulation comportementale – par laquelle commencent les régulations transformationnelles – entraîne par ailleurs qu'*a contrario* des « structures dissipatives » qui ne font que réagir au milieu, les organismes ont la possibilité d'agir sur celui-ci : par l'extension du milieu et la construction de « niches », typiquement. De ceci il découle que le « théâtre écologique », comme l'appelait G. E. Hutchinson, est moins le reflet d'un

79 Piaget indique, plus exactement, que la structure prigoginienne « annonce les régulations biologiques ».

80 Prigogine et Glansdorff (1973) en étaient conscients, semble-t-il : « il faut souligner cependant que les structures envisagées ici ne sont encore que de simples adaptations aux contraintes imposées... ».

81 Gayon (1994, 630) disait similairement de l'hérédité qu'elle était « la plus fondamentale des propriétés du vivant ». On pourrait rétorquer, en manière de défense des « structures dissipatives », que le modèle de « l'ordre par fluctuations » formule lui aussi l'idée d'une mémoire ; mémoire de la série des « instabilités » qui ont amené la structure dans l'état qu'elle connaît. Mais ce modèle relève-t-il encore de la thermodynamique ? C'était ce dont doutait Thom (1983, 38-39).

82 Dagognet (1990, 21) désigne le vivant (« la nature ») comme un « par soi », intercalé entre « l'en soi » de l'inerte et le « pour soi » du sujet.

manteau réagissant à une irradiation que celui des mille tâtonnements d'une vie silencieuse qui, depuis le fond des âges, transforme avec effervescence tous les recoins de l'espace terrestre. Il y a un « fait écologique », distinct de la physique.

3. Quel « ordre » socio-écologique ?

C'est la question qui, tacitement, sous-tend l'étude de « l'ordre » écologique ; c'est aussi la question de l'économie depuis ses origines, réactualisée avec la question environnementale, qui ne fait que s'alourdir tandis que s'épuise toujours plus clairement l'idée d'un « ordre naturel » atteignable entre les hommes pourvu qu'on les y laisse pencher. Sur le plan des ressources matérielles nécessaires à la production, une étape décisive fut la rencontre avec la thermodynamique, initiée par Georgescu-Roegen (1971), sur les travaux duquel nous revenons brièvement ici⁸³. Le principe d'entropie, « figure de l'usure » comme l'appellent Godard et Salles (1991, 241), eut une forte résonance en économie, qui contribua à affaiblir l'espoir d'une harmonie sociale rendue possible par le contentement illimité des appétits. Georgescu-Roegen introduisit en économie l'inquiétante idée que c'était moins l'ordre que le désordre, qui était sûr ; la thermodynamique, plus largement, contribua à ébranler l'atemporalité du modèle néoclassique, et à exposer l'économie au problème considérable de l'irréversibilité⁸⁴.

3. 1. La thermodynamique et l'économie

Müller (2007, 307) disait que si la thermodynamique ne pouvait pas tout expliquer, elle pouvait en revanche « rendre compte de l'équilibre des entrées et des sorties* » de la masse, de la quantité de mouvement, de l'énergie et de l'entropie, et ce autant pour des moteurs que pour des systèmes vivants. Le premier à l'avoir tenté pour le métabolisme économique, ou du moins à l'avoir tenté avec une envergure sans précédent, est Georgescu-Roegen (1971), lequel fonda ce qu'on peut appeler l'approche thermodynamique de l'économie, à laquelle prirent part une longue série d'auteurs, depuis Daly (1973) et Ayres (1998) jusqu'à Ruth (1993), Burley et Foster (1994), Hall et al. (2001), Kümmel (2011), Kümmel et Lindenberger (2014) ainsi que René Passet (1979) en France. Leurs travaux, qui explorèrent sous divers aspects le problème de la double dépendance matérielle des systèmes économiques (par les ressources et par les déchets), contribuèrent à structurer l'économie écologique, dans laquelle Odum et Barrett (2004, 2) voyaient le commencement d'un comblement du fossé qui sépare l'économie et l'écologie.

À rebours de la conception circulaire néoclassique, Georgescu-Roegen (1971) conçoit la production comme un processus irréversible de transformation entropique de la matière : inévitablement, l'activité économique dissipe de l'énergie sous des formes dégradées et produit des déchets, entraînant une augmentation d'entropie à l'intérieur du super-système dans lequel l'économie est insérée. Georgescu-Roegen réinscrit ainsi l'activité économique dans un environnement matériel, et les « lois » économiques dans « l'ordre » de la matière ; il confère au Second Principe, en particulier, une « position suprême parmi les lois de la nature », selon l'idée d'Eddington (Couix 2020, 53), jusqu'à lui attribuer l'origine de la rareté. Pour Georgescu-Roegen, un système économique ne se distingue pas, sur le plan de la physique, d'un système vivant : c'est un système ouvert qui doit compenser sa production d'entropie interne, soit une « structure dissipative » comme une autre, qui requiert, pour se maintenir éloignée de l'équilibre thermodynamique, de conserver un

83 On est tenté de voir dans les travaux de Georgescu-Roegen un étrange, quelque peu funeste anniversaire, en ce qu'ils tombent deux cent ans après la Richesse des Nations (1776) d'Adam Smith, qui avait initié le grand projet de l'économie moderne.

84 Les travaux de Prigogine contribuèrent certainement à cette introduction ; parmi les économistes qui s'en inspirèrent, il faut évoquer Perroux (1980) et Passet (1987).

bilan énergétique favorable⁸⁵. Pour souligner cette subordination de l'économie aux lois biologiques, Georgescu-Roegen introduit un nouveau terme : la « bioéconomie ». Sa conception, que Couix (2020, 56) qualifie de « hiérarchique, anti-réductionniste et évolutionnaire », demeure éloignée de tout réductionnisme physique ; « l'indétermination » de la loi d'entropie n'offre qu'une direction générale sans qu'il soit possible de déterminer la « position » précise du système, et si Georgescu-Roegen pose que la valeur ne peut porter que sur des biens de faible entropie, il précise que la condition est nécessaire mais non suffisante. Son évolutionnisme, indique Couix (2020, 55-56), est comparable à celui en vigueur en biologie ; il implique – point notable – un assouplissement de ces « fins » et « moyens » dont Robbins (1932) faisait les appuis stables de l'analyse économique. Chez Georgescu-Roegen, « fins » et « moyens » peuvent subir des « changements qualitatifs ».

Son utilisation de l'entropie fut très discutée, et inaugura une longue controverse sur la pertinence du concept pour l'économie (Mayumi et Giampietro 2004; Gillett 2006; Kovalev 2016). L'enjeu consistait, en particulier, à préciser la portée du principe d'entropie pour les systèmes ouverts terrestres, et à examiner le problème de la comparabilité de ressources de qualités différentes. L'idée georgescu-roegienne d'une « entropie matérielle », c'est-à-dire d'une dissipation de la matière similaire à celle de l'énergie, fut peut-être la plus critiquée ; Georgescu-Roegen se proposa d'en faire un Quatrième Principe, lequel suggérerait que, dans un système fermé, l'entropie de la matière tend vers un maximum⁸⁶. Kovalev (2016), opposé à l'usage fait par les économistes de l'entropie (qu'elle soit associée à la rareté ou à l'irrécupérabilité des déchets industriels), y verra un paramètre informationnel plutôt qu'une véritable entropie thermodynamique ; il déplorera par ailleurs, de la même manière que Gillett (2006), une confusion entre entropie thermodynamique, entropie matérielle et entropie informationnelle⁸⁷. L'économie écologique fit d'importants efforts théoriques pour tenter de concilier l'exiguïté des définitions physiques et les problèmes pratiques d'épuisabilité qu'elle tentait de résoudre ; différentes approches furent explorées, chaque auteur privilégiant l'un ou l'autre concept, certains parlant de ressources « à entropie faible », d'autres « d'exergie élevée » (Ayres 1998; Ayres et Warr 2005), ou « d'énergie de haute qualité » (Weston et Ruth 1997; Ruth 1993).

Les rapports de l'économie environnementale avec la thermodynamique trouvent dans Söllner (1997) une somme à valeur récapitulative. Quoique reconnaissant l'importance considérable, sur le plan théorique, de la thermodynamique, ainsi que l'étendue des bouleversements qui surviennent dans son sillage lorsqu'elle pénètre dans le champ économique, l'auteur soutient que, assez paradoxalement, la thermodynamique ne peut fournir aucun « cadre » duquel se déduirait une économie de la durabilité. La thermodynamique permet d'esquisser des bornes, des contours limites, mais en aucun cas une « forme » complète. Ainsi, l'entropie ne peut-elle, selon lui, devenir une mesure de « l'ordre » :

C'est la production d'entropie des processus économiques qui est décisive, pas le contenu entropique de l'économie. Il n'y a pas de lien immédiat entre le contenu entropique et la complexité ou le degré d'organisation d'un système économique. La thermodynamique peut

85 Weston et Ruth (1997) : « Systèmes biologiques et systèmes économiques humains prospèrent tous deux grâce à la disponibilité d'énergie libre et développent des structures de plus en plus complexes pour faire de cette énergie le meilleur usage* ».

86 Couix (2020, 70) en propose une forme « faible », qui poserait que dans un système fermé, un recyclage parfait est impossible.

87 Si des auteurs acceptent l'idée d'une entropie matérielle, ils s'accordent à dire qu'elle est mineure : en effet, l'immense majorité de l'entropie produite par les systèmes économiques se fait sous la forme de chaleur (entropie thermique), elle-même de très faible importance comparée à l'entropie thermique produite par l'ensemble des systèmes vivants.

révéler les conditions nécessaires à l'existence et au développement du système économique, mais elle ne peut pas l'expliquer pleinement, et encore moins prévoir son avenir*. (p. 183)

Pour Söllner (1997), deux voies se sont offertes pour associer d'une façon cohérente l'économie et la thermodynamique ; (1) par la formulation de « contraintes » déduites de ses principes, et (2) par une refondation de la théorie de la valeur. Dans le premier cas, des contraintes aussi évidentes que fructueuses peuvent être déduites du Premier Principe, lequel implique de tenir une comptabilité des flux matériels et énergétiques. Dès le moment qu'un recyclage imparfait est admis, toutefois, la comptabilité requiert d'être « ouverte » aux pertes irréversibles, et la durabilité n'est plus assurée. Déduire des contraintes du Second Principe est beaucoup moins aisé ; d'abord – et Söllner (p. 182) s'en étonne – parce que sa pertinence est nettement plus discutée par les économistes que le Premier Principe ; ensuite, parce que, selon Söllner, le Second Principe n'interdit pas – contrairement à ce qu'affirmait Georgescu-Roegen – un recyclage complet, donc n'interdit pas d'atteindre un jour une « circularité » complète ; enfin, parce que les seules contraintes « dures » à avoir pu être formulées, les « limites thermodynamiques » des procédés physiques, soit les dépenses énergétiques minimales requises pour qu'ils puissent avoir lieu, permettent d'évaluer la sous-optimalité des procédés, mais en se référant à une situation idéale (le procédé réversible sans dissipation) qui est sans valeur pratique.

La seconde voie d'association théorique consiste non plus en un « cadrage » du corpus économique, mais en une reformulation complète des postulats, en partant cette fois du primat énergétique : c'est la théorie énergétique de la valeur (Costanza 1980; 2004; H. T. Odum 1984). Son hypothèse est simple : puisque les processus économiques ont un fondement énergétique, les prix doivent être proportionnels au contenu énergétique des biens. Parmi les auteurs clé, nous retrouvons Odum : ce qui s'ébauche, c'est un modèle énergétique général associant les sphères économique et écologique. L'hypothèse du maximum de puissance sera d'ailleurs également discutée pour les systèmes économiques, dont il est présumé qu'eux aussi tendent, grâce à une efficacité technique croissante, à accroître le flux d'énergie qui les traverse. La théorie échouera pour plusieurs raisons, dont la moins anodine est de n'avoir pas pu expliquer les comportements économiques observés ; elle ne pouvait guère y parvenir, selon Söllner (1997, 192), ses hypothèses relevant – comme pour l'écologie odumienne – du plus strict réductionnisme énergétique⁸⁸. Concluant à l'impossibilité tant d'établir des « contraintes thermodynamiques » que de recommencer à neuf une théorie fondée sur l'énergie, Söllner s'en remet finalement à la valeur « heuristique » des Principes, ainsi qu'à la coopération interdisciplinaire. Selon lui, « il n'est certainement pas possible de « déduire » une politique environnementale « optimale » à partir des principes thermodynamiques* » (Söllner 1997, 196) ; ceux-ci peuvent toutefois guider les décideurs dans le sens de la durabilité, conscients de ce que l'universalité des Principes contient de menaces. Il apparaît en fin de compte, à la lecture de sa contribution, que la thermodynamique impose moins un modèle qu'elle n'exclut le modèle néoclassique et ses hypothèses de réversibilité. Elle apparaît comme la récusation formelle, la réfutation de l'idée que « peu importe ce qui est fait à la nature, cela peut être défait* » (Söllner 1997, 181).

88 « La théorie de la valeur énergétique doit se vendre à un prix très élevé », conclut Söllner (1997, 192) : « en raison de son déterminisme énergétique, elle doit nier complètement l'élément humain : quoique fassent les hommes, les résultats de leurs efforts économiques sont une fonction de l'énergie uniquement [...]. C'est pourquoi les hypothèses comportementales raisonnables ne peuvent pas exister, et sont même, en fait, superflues. Parce qu'elle crée beaucoup de nouveaux problèmes sans offrir ne serait-ce que la moitié d'une solution satisfaisante aux anciens, la théorie énergétique de la valeur doit être rejetée* ».

3. 2. L'économie environnementale et l'irréversibilité

L'apparition en économie du problème de l'irréversibilité doit beaucoup au principe d'entropie : Godard et Salles (1991, 241-42) en font l'une des principales « figures » de l'irréversibilité, conjointement à l'idée de « perte de l'objet unique » (i. e. d'une valeur de l'unicité) et de celle « d'évolution » (entendue comme processus de destruction / création et de complexification d'un « ordre »). L'irréversibilité, dont Froger et Plumecocq (2018, 40) disent qu'elle se trouve « réactualisée » par la crise écologique, est un problème d'une difficulté redoutable pour l'économie, focalisée depuis ses origines sur l'équilibre a-temporel. On sait son ascendance mécanique : de la même manière que la physique se voit imposer, avec la thermodynamique des phénomènes irréversibles, un temps anisotropique qui contrarie sa conception d'une temporalité « factice », l'économie, avec la démonstration de transformations irréversibles, se voit contrecarrée dans sa tentative de « neutralisation » du temps⁸⁹. « Poser la question de l'irréversibilité, c'est vouloir affronter la temporalité », disent Godard et Salles (1991, 233), en reprenant de Jankélévitch l'idée que temps et irréversibilité se confondent. Nous revenons ici sur les implications de cette irréversibilité pour le problème environnemental, grâce à la magistrale étude des deux économistes.

Avec l'irréversibilité, le temps s'écoule, et par là même le désordre menace : tandis que l'économie posait que tout ce qui est défait peut se refaire, apparaît l'idée inquiétante qu'une réversibilité n'est jamais acquise que localement, et qu'elle se paie d'une irréversibilité transférée dans un système adjacent. Sur le plan théorique comme sur celui de l'expérience, le recours routinier par l'économie standard à l'équivalence spatio-temporelle montre d'indéniables limites. Godard et Salles (1991, 233) font remonter sa mauvaise appréhension de l'irréversibilité environnementale au « clivage » opéré entre les « ressources naturelles » et « la nature » ; entre une nature-gisement, altérable par définition et qui approvisionne la production d'artefacts, et une nature-milieu, garante de « services naturels finals » et supposée « inaltérable dans ses constituants et ses lois » en même temps que « localement plastique à l'aménagement humain ». La distinction apparaît problématique en ceci, en particulier, que le progrès technique, dont on sait la prééminence pour l'analyse économique des problèmes environnementaux, y joue d'une manière nettement asymétrique : tandis qu'une « ressource » peut se substituer à une autre au gré des obstacles et des découvertes, Godard et Salles (p. 239) soulignent que le progrès technique « n'a aucun effet sur les services naturels finals », ne pouvant « ni diminuer le coût de leur mise à disposition ni accroître leur offre ».

La pleine reconnaissance de l'irréversibilité bio-physique apparaît un préalable à toute analyse sérieuse du problème environnemental ; Godard et Salles (1991) montrent qu'elle modifie également, et de manière radicale, la représentation usuelle de l'agent économique environné de « biens ». L'environnement devient, en contexte d'irréversibilité, un « objet » paradoxal : à la fois « extension » du système économique et « double nourricier », mais qui en même temps échappe, en tant qu'extériorité, au « domaine du contrôle pratique et informationnel » (p. 244). L'environnement n'est ni tout à fait proche, ni tout à fait lointain : Godard et Salles (p. 244-245) le situent entre le concept de « patrimoine », où l'appropriation de « l'objet » est telle qu'il devient une « ressource identitaire » (l'environnement devient co-système du système, le sujet s'assimile à « l'objet »), et celui de « nature », soit « ce qui existe en soi et pour soi, indépendamment de l'usage et de l'appropriation ». L'environnement apparaît *méconnu*, en définitive, tout à la fois connu et inconnu ; cette dualité induit une appréhension paradoxale, où la part supposée connue, « construite » cognitivement et pratiquement, le dispute à la part inconnue, de laquelle surgiront les perturbations et les surprises qui commanderont au système de s'adapter. Pour Godard et Salles (1991, 246), cette situation est l'exemple type d'une « hiérarchie enchevêtrée », dans laquelle un jeu de redéfinition permanente *des deux parties* a lieu, qui a pour conséquence essentielle d'engendrer

⁸⁹ Ayres (1991) s'étonnait que les économistes du XIX^e siècle aient adopté une conception statique ou quasi-statique du monde, alors que l'évolution était une idée déjà répandue dans le monde scientifique, et ce dès Adam Smith.

« une dynamique irréversible mettant en jeu l'identité des deux pôles ». Cette situation requiert ainsi, pour le sujet ou le système désireux de durer, de maintenir une position instable :

il faut tout à la fois postuler le sens propre d'une globalité dépassant la logique ou le point de vue du système, et reconnaître que le système n'a accès à ce sens que de manière partielle et fragmentée, au-travers de ses catégories perceptives et cognitives et de la médiation des contraintes que l'environnement constitue pour lui à un moment donné. Un système intentionnel [...] désireux d'éviter une co-évolution aveugle devrait parvenir à se décentrer de sa propre logique, alors même que toute connaissance sur le sens global de l'environnement ne peut être encore que le produit de cette même logique.

Pour les auteurs, l'irréversibilité vient précisément d'un « vide de régulation » entre un système économique auto-régulateur (autonome dans son organisation) qui modifie son environnement pour se maintenir, mais qui requiert en même temps que cet environnement se régule lui-même pour demeurer lui-même stable ; du fait de ce décalage, le système est contraint de s'adapter continûment à cet « extérieur » transformé par lui. D'où il ressort que, pour Godard et Salles (1991, 246-47), les équilibres éventuels entre le système et son environnement sont toujours précaires ; le caractère ouvert des co-systèmes, leurs « forces endogènes d'évolution » ainsi que l'inévitable dissipation associée à la consommation de ressources interdisent, *a contrario* de ce qu'espérait Daly (1973), tout équilibre stationnaire permanent. Finalement, Godard et Salles (p. 248) en arrivent à énoncer ce qu'ils appellent « le problème archétypique en matière d'environnement », dont la formulation fait voir l'extraordinaire difficulté :

devoir provoquer des ajustements substantiels, en porte-à-faux par rapport aux pratiques instituées et aux évolutions spontanées, afin de régler des problèmes, actuels ou potentiels, dont l'essentiel des enjeux sont futurs, sans avoir de certitudes scientifiques, ni sur la réalité des phénomènes ni sur leurs causes, ni sur les conséquences, mais sans pouvoir reporter les décisions jusqu'à l'éventuelle date future où des certitudes scientifiques seraient acquises sur ces différents points.

Mouvement vertigineux, sorte de tarentelle sans fin qui montre à quel point la coévolution est loin d'être un simple « jeu mécanique déterministe » (p. 249) où le comportement social optimal se déduirait simplement de contraintes environnementales avérées.

3. 3. Indéterminations socio-écologiques

À l'issue de ce passage entre les deux rives, quelques leçons peuvent être tirées. On a vu que les différents formalismes d'usage en économie de l'environnement peinaient à refléter « l'objet » que l'écologie scientifique dépeint. Cela est dû en partie à une certaine inertie de la discipline, qui répugne à s'éloigner de la plinthe de ses hypothèses fondamentales (dont celle de sujets et d'objets discrets et stables *a priori*), en partie à un « objet » écologique effectivement difficile à circonscrire. De l'examen de ses pourtours, il ressort, en définitive, une double indétermination :

- indétermination *épistémique* d'abord, la détection d'un « ordre » s'avérant beaucoup moins probable que ce qui était espéré, ou du moins requérant des théories nettement plus complexes, lors même que les données disponibles sont limitées ;
- indétermination *ontologique* ensuite, les systèmes écologiques étant fondamentalement poïétiques, c'est-à-dire se « réinventant » continûment au gré des « contingences » incorporées.

De la première indétermination, il découle 1a) une question d'ordre théorique sur l'éventualité d'une limite à *l'intelligibilité* même des ensembles écologiques, limite qui peut tant provenir des dispositifs de mesure que de l'esprit ; ainsi que 1b) une question d'ordre pratique sur la pertinence (ou l'efficacité) de propriétés écologiques simplifiées qui tendraient à se départir d'une description complète pour privilégier certaines « aspérités » utiles. De la seconde indétermination, il découle 2a) que « l'ordre » écologique s'élabore à la jonction de forces évolutives à la fois endogènes et exogènes ; 2b) que parmi les forces exogènes, l'action humaine figure vraisemblablement au premier plan (Palumbi 2001) ; finalement, 2c) que systèmes écologiques et économiques évoluent ensemble le long de trajectoires concourantes, selon un principe de « co-changement », pour reprendre l'expression de Blandin (2009a, 35).

Le monde biologique peut se représenter comme la confrontation entre l'ordre hiérarchique (organique) et le mouvement de l'évolution à l'intérieur de ses compartiments (de ses « organes ») ; en posant que le système économique est l'un d'entre eux, le problème environnemental devient celui de la coévolution, pressentie par Norgaard (1984) et qui s'est trouvée confirmée par l'écologie historique et l'archéologie environnementale (Szabó 2015). Godard et Salles (1991, 234) en reformulent la résolution en ces termes : « éclairer les conditions de sélection d'une trajectoire historique de co-évolution entre les sociétés humaines et la biosphère »⁹⁰, sachant qu'il y a *de part et d'autre* modification. Il faut, pour « réussir » la coévolution, non seulement être attentif à « l'objet » – tenter, donc, dans la mesure du possible, d'en cerner les mouvements – mais aussi trouver la détermination nécessaire à l'adaptation *par-delà* les modifications qu'elle génère ; en d'autres termes, trouver une sorte de constance « de fond » qui survive à l'altération de l'agent-sujet. C'est là un problème considérable pour l'économie, laquelle avait fait de la stabilité (de l'identité) de ce dernier un postulat constitutif. Reformulé négativement, le problème prend une teinte inquiétante : qu'est-ce qui empêche une érosion irrémédiable du sujet, au point qu'il perde les appuis nécessaires à une coévolution choisie ? Dans un univers chaotique, « l'ordre » qui pouvait encore apparaître comme le plus « sûr », c'était celui de l'agent lui-même ; désir, sur le plan de l'esprit, de faire surgir de l'ordre là où semble ne régner que le « surchargé et le confus », comme dit Dagognet (1990, 156) ; désir, sur le plan de l'action, de faire advenir un ordre qui soit conforme à ses désirs. « L'Ancien » qui croyait voir s'articuler sous ses yeux une délicate et harmonieuse mécanique horlogère n'avait guère de peine à désirer la prolonger dans ses œuvres ; d'où tirera-t-il ce même désir, dans un monde manifestement désordonné ? « Qu'y a-t-il à aimer et à préserver dans un univers chaotique* ? » se demandait Worster (1990, 16) ; Larrère et Larrère (2009, 154), au terme de leur analyse des représentations modernes de la nature, soulignaient la même difficulté :

Si l'équilibre n'est plus le principe régulateur des systèmes écologiques, si la nature a une histoire, si les perturbations d'origine anthropique ne sont pas nécessairement néfastes, comment distinguer les évolutions (ou coévolutions) favorables des autres ? Voilà les sociétés humaines réinscrites dans la nature et, par le même geste, les voici privées de normes pour y guider leur activité.

Pris dans une nature en tourbillons où rien ne paraît demeurer, il reste à voir ce qui peut empêcher l'agent d'y voir son propre reflet ; ce qui peut le protéger du sentiment que ses perceptions et ses désirs sont aussi *friables* que le monde qui l'entoure. « La nature ne s'imposant pas, il va falloir la désirer », dit Blandin (2009a, 70) ; sommes-nous capables d'un tel désir, voilà la question qu'il y a lieu de se poser. En définitive, l'absence dans la nature de tout « ordre » intrinsèque entraîne une reformulation du problème environnemental, qui ne se pose plus en termes écologiques, mais

90 Blandin (2009a, 52) distingue le « co-changement » de la coévolution, en posant celle-ci comme le stade le plus avancé du co-changement, par lequel des espèces deviennent « étroitement coadaptées ».

culturels : face à l'évidence d'un environnement instable, la question devient celle de nos capacités à générer de la stabilisation – ce qui relève de la technique, et plus encore de la culture.

*

Pour réduire le « vide de régulation » qui subsiste entre le système et son environnement, et se prémunir ainsi d'une coévolution aveugle, Godard et Salles (1991, 261) ont recours à l'idée de « patrimoine », conçu comme une extension du domaine du familier jusqu'à cette nature extérieure qui nous est indifférente, et dont nous dépendons pourtant. Ce « coup de force sémantique », comme ils le qualifient eux-mêmes (*ibid.*), doit permettre, selon leur vue, de faire entrer l'environnement dans la sphère des préoccupations humaines, en l'associant à l'ensemble de ces choses « à soi » qui permettent au sujet « d'assumer son devenir tout en préservant son identité » (p. 262). Ce faisant, Godard et Salles ont, en fait, recours aux « ressources culturelles de la tradition », comme ils le reconnaissent eux-mêmes (p. 267) : la logique patrimoniale s'appuie sur la valeur d'unicité et l'impératif de transmission. Pour s'assurer du maintien d'un principe d'orientation dans la coévolution, nulle autre solution ne semble ainsi se présenter que la « transcendance raisonnable » des exigences transmises de génération en génération. Mais il y a alors tout lieu de s'inquiéter : car la tradition n'a sans doute jamais, depuis qu'il y a des choses à transmettre, si peu fait partie de nos prédispositions. Sloterdijk (2016) a décrit l'histoire moderne comme le creusement progressif du hiatus intergénérationnel, la propagation de « l'affect antigénéalogique » qui s'accroît à chaque génération nouvelle. Elle voit le remplacement de « l'imitation des ancêtres » par « l'imitation du simultané », le triomphe du principe d'innovation sur celui de continuité, état de fait que Sloterdijk (p. 328) qualifie « d'explosif sur le plan de la dynamique de civilisation ». La société moderne, dit-il, n'est plus qu'un « agrégat de déserteurs de l'ancienne tradition » (p. 236) gagnés par l'improvisation et l'itération : il renouvelle ici le diagnostic de H. Arendt (1972), qui déjà en 1954 posait que « la rupture dans notre tradition [était] maintenant un fait accompli » (p. 40), et que la culture avait l'allure « d'un champ de ruines qui, loin d'être en mesure de prétendre à la moindre autorité, peut à peine susciter l'intérêt » (p. 42). Quel appui pourrions-nous espérer trouver pour une « transcendance raisonnable », dans ce champ de ruines ? L'individu contemporain, cet homme « pauvre en expérience », dont W. Benjamin (2000) annonçait la venue, paraît s'être entièrement délesté de l'exigence de continuité : il est acquis non pas à la culture mais aux loisirs, c'est-à-dire non pas à l'observation du monde mais à la consommation, dont Arendt (1972, 270) disait qu'elle impliquait « la ruine de tout ce à quoi elle touche ». Danchin (1981, 7) rappelait que le « paradoxe de la vie », tel qu'il se donnait à voir pour tous les organismes vivants, individuels comme sociaux, consistait en un même principe : être capable « d'un changement assez mineur pour conserver son identité » dans un environnement changeant. Avec l'émancipation du principe de rupture, qui ne se voit plus contrebalancé par aucune exigence de conservation, on peut se demander si l'espèce humaine ne s'est pas engagée dans une voie d'exception qui sera aussi sans issue.

Bibliographie

- Åkerman, Maria. 2003. « What Does “Natural Capital” Do? The Role of Metaphor in Economic Understanding of the Environment ». *Environmental Values* 12 (4): 431-48.
- Allen, J. C. 1990a. « Factors contributing to chaos in population feedback systems ». *Ecological Modelling* 51 (3-4): 281-98.
- . 1990b. « Chaos and phase-locking in predator-prey models in relation to the functional response ». *The Florida Entomologist* 73 (1): 100-110.
- Allen, J. C., William M. Schaffer, et D. Rosko. 1993. « Chaos reduces species extinction by amplifying local population noise ». *Nature* 364 (6434): 229-32.
- Allen, Timothy F. H., et Thomas W. Hoekstra. 1992. *Towards a Unified Ecology*. New York: Columbia University Press.
- Allen, Timothy F. H., et Thomas B. Starr. 2017. *Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity*. 2^e éd. Chicago: University of Chicago Press.
- Amir, Shmuel. 1979. « Economic interpretations of equilibrium concepts in ecological systems ». *Journal of Social and Biological Structures* 2 (4): 293-314. [https://doi.org/10.1016/0140-1750\(79\)90012-5](https://doi.org/10.1016/0140-1750(79)90012-5).
- Andersen, Ken H. 2019. *Fish Ecology, Evolution, and Exploitation. A New Theoretical Synthesis*. Monographs in Population Biology. Princeton; Oxford: Princeton University Press.
- Arendt, Hannah. 1972. *La crise de la culture*. Folio essais. Paris: Gallimard.
- Artigiani, Robert. 1987. « Revolution and evolution: Applying Prigogine’s dissipative structures model ». *Journal of Social and Biological Structures* 10 (3): 249-64.
- Atkinson, Giles, Ian J. Bateman, et Susana Mourato. 2014. « Valuing ecosystem services and biodiversity ». In *Nature in the Balance. The Economics of Biodiversity*, édité par Dieter Helm et Cameron Hepburn, 101-34. Oxford: Oxford University Press.
- Aubertin, Catherine, Valérie Boisvert, et Franck-Dominique Vivien. 1998. « La construction sociale de la question de la biodiversité ». *Natures Sciences Sociétés* 6 (1): 7-19.
- Ayres, Robert U. 1991. « Evolutionary economics and environmental imperatives ». *Structural Change and Economic Dynamics* 2 (2): 255-73.
- . 1998. « Eco-thermodynamics: economics and the second law ». *Ecological Economics* 26 (2): 189-209. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00101-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00101-8).
- Ayres, Robert U., et Allen V. Kneese. 1969. « Production, consumption, and externalities ». *The American Economic Review* 59 (3): 282-97.
- Ayres, Robert U., et Benjamin Warr. 2005. « Accounting for growth: the role of physical work ». *Structural Change and Economic Dynamics* 16 (2): 181-209. <https://doi.org/10.1016/j.strueco.2003.10.003>.
- Barber, Willard E. 1988. « Maximum sustainable yield lives on ». *North American Journal of Fisheries Management* 8 (2): 153-57.
- Barbier, Edward B. 2014. « Natural capital ». In *Nature in the Balance. The Economics of Biodiversity*, édité par Dieter Helm et Cameron Hepburn, 153-76. Oxford: Oxford University Press.
- Barnaud, Cécile, et Martine Antona. 2014. « Deconstructing ecosystem services: uncertainties and controversies around a socially constructed concept ». *Geoforum* 56: 113-23.
- Bartkowski, Bartosz, Nele Lienhoop, et Bernd Hansjürgens. 2015. « Capturing the complexity of biodiversity: A critical review of economic valuation studies of biological diversity ». *Ecological Economics* 113 (mai): 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.023>.
- Bastianoni, Simone. 2012. « Emergy, empower and the eco-exergy to empower ratio: a reconciliation of H.T. Odum with Prigogine? » In *Ecodynamics. The Prigogine Legacy*, édité par Carlos A. Brebbia. Southampton & Boston: WIT Press.

- Baumol, William J., et Wallace E. Oates. 1988. *The Theory of Environmental Policy*. 2^e éd. New York: Cambridge University Press.
- Begon, Michael, Colin R. Townsend, et John L. Harper. 2006. *Ecology. From Individuals to Ecosystems*. 4^e éd. Malden, MA; Oxford, UK; Carlton, Victoria, AU: Blackwell Publishing.
- Benjamin, Walter. 2000. « Expérience et pauvreté ». In *Œuvres II*, par Walter Benjamin. Folio essais. Paris: Gallimard.
- Bergandi, Donato. 1999. « Les métamorphoses de l'organicisme en écologie. De la communauté végétale aux écosystèmes ». *Revue d'histoire des sciences*, 5-31.
- . 2011. « Multifaceted Ecology Between Organicism, Emergentism and Reductionism ». In *Ecology Revisited: Reflecting on Concepts, Advancing Science*, édité par Astrid Schwarz et Kurt Jax, 31-43. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer.
- Bergandi, Donato, et Patrick Blandin. 1998. « Holism vs. reductionism: do ecosystem ecology and landscape ecology clarify the debate? » *Acta Biotheoretica* 46 (3): 185-206.
- Berkes, Fikret, Johan Colding, et Carl Folke. 2003. *Navigating Social-Ecological Systems. Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Blandin, Patrick. 2009a. *De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité*. Sciences en questions. Versailles: Éditions Quæ.
- . 2009b. « Le concept de mosaïque en écologie : plus qu'une métaphore ? » *Bulletin d'histoire et d'épistémologie des sciences de la vie* 16 (1): 95-103.
- . 2011. « Ecology and Biodiversity at the beginning of the twenty-first century: towards a new paradigm? » In *Ecology Revisited: Reflecting on Concepts, Advancing Science*, édité par Astrid Schwarz et Kurt Jax, 205-14. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer.
- . 2014. « La diversité du vivant avant (et après) la biodiversité : repères historiques et épistémologiques ». In *La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*, édité par Elena Casetta et Julien Delord, 29-68. Paris: Éditions Matériologiques. <https://www.cairn.info/la-biodiversite-en-question--9782919694549-page-13.htm>.
- Blandin, Patrick, et Maxime Lamotte. 1987. « L'organisation hiérarchique des systèmes écologiques ». In *Atti del 3° Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*, 35-48. Siena.
- Bohm, Peter, et Allen V. Kneese, éd. 1971. *The Economics of Environment. Papers from Four Nations*. London: Palgrave Macmillan.
- Boisvert, Valérie. 2016. « Des limites de la mise en marché de l'environnement ». *Écologie & Politique* 52 (1): 63-79.
- Bormann, F. Herbert, et Gene E. Likens. 1994. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Science & Business Media. New York: Springer.
- Boulding, Kenneth E. 1966. « The Economics of the Coming Spaceship Earth ». In *Environmental Quality in a Growing Economy*, édité par Anil Jarrett, 3-14. Baltimore, MD: Resources for the Future/Johns Hopkins University Press.
- Bourg, Dominique. 2013. « Dommages transcendants ». In *Du risque à la menace*, 109-26. Paris: Presses Universitaires de France. <https://www.cairn.info/du-risque-a-la-menace--9782130606314-page-109.htm>.
- Bourgine, Paul, et Annick Lesne, éd. 2006. *Morphogenèse. L'origine des formes*. Paris: Belin.
- Boutot, Alain. 1988. « Structures dissipatives et catastrophes : la redécouverte du monde sensible ». *Revue Philosophique de la France et de l'Étranger* 178 (2): 171-209.
- Boyd, James, et Spencer Banzhaf. 2007. « What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units ». *Ecological Economics* 63 (2-3): 616-26. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>.

- Braat, Leon C., et Rudolf De Groot. 2012. « The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy ». *Ecosystem services* 1 (1): 4-15.
- Brock, William A., et Anastasios Xepapadeas. 2003. « Valuing Biodiversity from an Economic Perspective: A Unified Economic, Ecological, and Genetic Approach ». *American Economic Review* 93 (5): 1597-1614. <https://doi.org/10.1257/00028280322655464>.
- Burgess, Robin, Matthew Hansen, Benjamin A. Olken, Peter Potapov, et Stefanie Sieber. 2012. « The political economy of deforestation in the tropics ». *The Quarterly Journal of Economics* 127 (4): 1707-54.
- Burley, Peter, et John Foster, éd. 1994. *Economics and Thermodynamics: New Perspectives on Economic Analysis*. New York: Springer Science & Business Media.
- Callicott, J. Baird. 1995. « The value of ecosystem health ». *Environmental values* 4 (4): 345-61.
- Canguilhem, Georges. 1966. « Le tout et la partie dans la pensée biologique ». *Les Études philosophiques* 21 (1): 3-16.
- Casetta, Elena, et Julien Delord, éd. 2014a. *La biodiversité en question : enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*. Paris: Éditions Matériologiques.
- . 2014b. « Versatile biodiversité ». In *La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*, édité par Elena Casetta et Julien Delord, 247-53. Paris: Éditions Matériologiques. <https://www.cairn.info/la-biodiversite-en-question--9782919694549-page-13.htm>.
- Chiapello, Ève, Antoine Missemmer, et Antonin Pottier. 2020. *Faire l'économie de l'environnement*. Presses des Mines via OpenEdition.
- Clark, Colin W. 2010. *Mathematical Bioeconomics: The Mathematics of Conservation*. 3^e éd. Hoboken, New Jersey: Wiley.
- Clements, Frederic E. 1916. *Plant Succession. An Analysis of the Development of Vegetation*. Washington: Carnegie Institution of Washington.
- Coase, Ronald H. 1960. « The problem of social cost ». *The Journal of Law & Economics* 56 (4): 837-77.
- Compagnon, Daniel, et Estienne Rodary. 2017. *Les politiques de biodiversité*. Presses de Science Po. Académique. <https://www.cairn.info/les-politiques-de-biodiversite--9782724621709.htm>.
- Costanza, Robert. 1980. « Embodied energy and economic valuation ». *Science* 210 (4475): 1219-24.
- . 2004. « Value Theory and Energy ». In *Encyclopedia of Energy*, édité par Cutler J. Cleveland, 337-46. New York: Elsevier. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B012176480X001182>.
- Costanza, Robert, Ralph d'Arge, Rudolf De Groot, Stephen Farber, Monica Grasso, Bruce Hannon, Karin Limburg, Shahid Naeem, Robert V. O'Neill, et Jose Paruelo. 1997. « The value of the world's ecosystem services and natural capital ». *Nature* 387 (6630): 253.
- Costanza, Robert, et Herman E. Daly. 1992. « Natural capital and sustainable development ». *Conservation Biology* 6 (1): 37-46.
- Costanza, Robert, et Bruce Hannon. 1989. « Dealing with the "mixed units" problem in ecosystem network analysis ». In *Network Analysis in Marine Ecology: Methods and Applications*, édité par Fredrik Wulff, John G. Field, et Kenneth H. Mann, 90-115. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Costanza, Robert, et Christopher Neill. 1984. « Energy intensities, interdependence, and value in ecological systems: a linear programming approach ». *Journal of Theoretical Biology* 106 (1): 41-57.
- Costanza, Robert, Christopher Neill, Scott G. Leibowitz, Jean R. Fruci, Leonard M. Bahr Jr, et John W. Day Jr. 1983. « Ecological models of the Mississippi Deltaic Plain Region: Data

- collection and presentation ». Bâton-Rouge, Louisiane: Louisiana State University, Center for Wetland Resources.
- Couix, Quentin. 2020. « Ressources naturelles, thermodynamique et théorie économique de la production : une perspective historique et méthodologique ». Thèse de doctorat, Paris 1 Panthéon-Sorbonne. <https://www.theses.fr/2020PA01E010>.
- Dagognet, François. 1990. *Considérations sur l'idée de nature*. Paris: Vrin.
- Daily, Gretchen C. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, D.C.: Island Press.
- Daily, Gretchen C., et Pamela A. Matson. 2008. « Ecosystem services: From theory to implementation ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (28): 9455-56.
- Daly, Herman E. 1973. *Toward a Steady-State Economy*. Reading: W. H. Freeman & Co.
- . 1991. *Steady-State Economics*. 2^e éd. Washington, D.C.; Covelo, California: Island Press.
- Danchin, Antoine. 1981. « La permanence et le changement ». *Le Débat* 15 (8): 106. <https://doi.org/10.3917/deba.015.0106>.
- Dasgupta, Partha. 2008. « Nature in economics ». *Environmental and Resource Economics* 39 (1): 1-7.
- . 2021. *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*. London: HM Treasury.
- De Groot, Rudolf, Brendan Fisher, Mike Christie, James Aronson, Leon Braat, John Gowdy, Roy Haines-Young, Edward Maltby, Aude Neuville, et Stephen Polasky. 2012. « Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation ». In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, 9-40. London & Washington: Earthscan.
- De Groot, Rudolf S. 1987. « Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics ». *Environmentalist* 7 (2): 105-9.
- De Groot, Rudolf S., Matthew A. Wilson, et Roelof M. J. Boumans. 2002. « A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services ». *Ecological Economics* 41 (3): 393-408.
- Delord, Julien. 2014. « La biodiversité : imposture scientifique ou ruse épistémologique ? » In *La biodiversité en question : enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*, édité par Elena Casetta et Julien Delord, 83-116. Paris: Éditions Matériologiques.
- Devictor, Vincent. 2014. « La polycrise de la biodiversité : les métamorphoses de la nature et de sa protection ». In *La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*, édité par Elena Casetta et Julien Delord, 69-81. Paris: Éditions Matériologiques. <https://www.cairn.info/la-biodiversite-en-question--9782919694549-page-13.htm>.
- . 2018. « La prise en charge technoscientifique de la crise de la biodiversité ». PhD Thesis, Université Panthéon-Sorbonne-Paris I.
- Díaz, Sandra, Unai Pascual, Marie Stenseke, Berta Martín-López, Robert T. Watson, Zsolt Molnár, Rosemary Hill, et al. 2018. « Assessing nature's contributions to people ». *Science* 359 (6373): 270-72. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>.
- Drury, William H., et Ian C. T. Nisbet. 1973. « Succession ». *Journal of the Arnold Arboretum* 54 (3): 331-68.
- Dutreuil, Sébastien. 2012. « L'hypothèse Gaïa : pourquoi s'y intéresser même si l'on pense que la Terre n'est pas un organisme ? » *Bulletin d'histoire et d'épistémologie des sciences de la vie* 19 (2): 229-41.
- Ehrlich, Paul R., et Anne H. Ehrlich. 1981. *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. New York: Random house.
- Ehrlich, Paul R., et Harold A. Mooney. 1983. « Extinction, substitution, and ecosystem services ». *BioScience* 33 (4): 248-54.
- Eichner, Thomas, et John Tschirhart. 2007. « Efficient ecosystem services and naturalness in an ecological/economic model ». *Environmental and Resource Economics* 37 (4): 733-55.

- Ekins, Paul. 2003. « Identifying critical natural capital: Conclusions about critical natural capital ». *Ecological Economics* 44 (2-3): 277-92.
- Elton, Charles S. 1958. *The Ecology of Invasions by Plants and Animals*. London: Methuen.
- England, Richard W. 1998. « Should we pursue measurement of the natural capital stock? » *Ecological Economics* 27 (3): 257-66.
- Faber, Malte M., Horst Niemes, et Gunter Stephan. 1995. *Entropy, Environment, and Resources: An Essay in Physico-Economics*. 2^e éd. Berlin ; New York: Springer-Verlag.
- Feest, Alan, Timothy D. Aldred, et Katrin Jedamzik. 2010. « Biodiversity quality: A paradigm for biodiversity ». *Ecological Indicators* 10 (6): 1077-82.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.04.002>.
- Filbee-Dexter, Karen, Jeremy Pittman, Heather A. Haig, Steven M. Alexander, Celia C. Symons, et Matthew J. Burke. 2017. « Ecological surprise: concept, synthesis, and social dimensions ». *Ecosphere* 8 (12): e02005.
- Finisdore, John, Charles Rhodes, Roy Haines-Young, Simone Maynard, Jeffrey Wielgus, Anthony Dvarskas, Joel Houdet, et al. 2020. « The 18 benefits of using ecosystem services classification systems ». *Ecosystem Services* 45 (octobre): 101160.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101160>.
- Finnoff, David, et John Tschirhart. 2008. « Linking dynamic economic and ecological general equilibrium models ». *Resource and Energy Economics* 30 (2): 91-114.
- Fisher, Brendan, Kerry Turner, Matthew Zylstra, Roy Brouwer, Rudolf de Groot, Stephen Farber, Paul Ferraro, et al. 2008. « Ecosystem Services and Economic Theory: Integration for Policy-Relevant Research ». *Ecological Applications* 18 (8): 2050-67.
<https://doi.org/10.1890/07-1537.1>.
- Fisher, Brendan, R. Kerry Turner, et Paul Morling. 2009. « Defining and classifying ecosystem services for decision making ». *Ecological Economics* 68 (3): 643-53.
- Forrester, Jay W. 1971. *World Dynamics*. Cambridge, Massachusetts: Wright-Allen Press.
- Friederichs, Karl. 1958. « A definition of ecology and some thoughts about basic concepts ». *Ecology* 39 (1): 154-59.
- Froger, Géraldine, et Gaël Plumecocq. 2018. « Faire entrer l'environnement dans l'économie. Temps, incertitudes et irréversibilités ». *Revue Française de Socio-Économie* 21 (2): 39-58.
- Gauthier, Yvon. 1984. « De la physique à l'épistémologie: B. d'Espagnat et I. Prigogine ». *Logique et Analyse* 27 (107): 327-42.
- Gayon, Jean. 1994. « De la mesure à l'ordre : Histoire philosophique du concept d'hérédité ». In *Passion des formes : Dynamique qualitative sémiophysique et intelligibilité*, édité par Michèle Porte, 629-45. Fontenay-Saint-Cloud: ENS Éditions.
- . 2014. « Préface ». In *La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*, édité par Elena Casetta et Julien Delord, 5-12. Paris: Éditions Matériologiques.
<https://www.cairn.info/la-biodiversite-en-question--9782919694549-page-5.htm>.
- Georgescu-Roegen, Nicholas. 1971. *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press.
- . 1977. « Inequality, limits and growth from a bioeconomic viewpoint ». *Review of Social Economy* 35 (3): 361-75.
- Gillett, Stephen L. 2006. « Entropy and its misuse, I. Energy, free and otherwise ». *Ecological Economics* 56 (1): 58-70. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.12.020>.
- Giraudoux, Patrick. 2015. « Équilibre écologique et santé des écosystèmes: entre mythe biologique et consensus social ». In *Nature ou Culture, Les colloques de l'Institut Universitaire de France*, édité par Patrick Bonin et Thierry Pozzo, 129-42. Saint-Étienne: Publications de l'Université de Saint-Étienne.
- Glansdorff, Paul, et Ilya Prigogine. 1970. « Non-equilibrium stability theory ». *Physica* 46 (3): 344-66.

- Godard, Olivier, et Jean Michel Salles. 1991. « Entre nature et société, les jeux de l'irréversibilité dans la construction économique et sociale du champ de l'environnement ». In *Les figures de l'irréversibilité en économie*, édité par Robert Boyer, Bernard Chavance, et Olivier Godard, 233-72. Paris: Éditions de l'École des hautes études en sciences sociales.
- Golley, Frank B. 1993. *A History of the Ecosystem Concept in Ecology. More Than the Sum of the Parts*. New Haven and London: Yale University Press.
- Gómez-Baggethun, Erik, Rudolf De Groot, Pedro L. Lomas, et Carlos Montes. 2010. « The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes ». *Ecological Economics* 69 (6): 1209-18.
- Gordon, H. Scott. 1954. « The economic theory of a common-property resource: the fishery ». *Journal of Political Economy* 62: 124-42.
- Grafton, R. Quentin, Wiktor Adamowicz, Diane Dupont, Harry Nelson, Robert J. Hill, et Steven Renzetti. 2004. *The Economics of the Environment and Natural Resources*. Malden, MA; Oxford, UK; Carlton, Victoria, AU: Blackwell Publishing.
- Haber, Wolfgang. 2011. « An Ecosystem View into the Twenty-first Century ». In *Ecology Revisited. Reflecting on Concepts, Advancing Science*, édité par Astrid Schwarz et Kurt Jax, 215-27. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer.
- Hall, Charles, Dietmar Lindenberger, Reiner Kümmel, Timm Kroeger, et Wolfgang Eichhorn. 2001. « The Need to Reintegrate the Natural Sciences with Economics ». *BioScience* 51 (8): 663-73.
- Harte, Michael J. 1995. « Ecology, sustainability, and environment as capital ». *Ecological Economics* 15 (2): 157-64. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(95\)00043-7](https://doi.org/10.1016/0921-8009(95)00043-7).
- Hastings, Alan. 2004. « Transients: the key to long-term ecological understanding? » *Trends in Ecology & Evolution* 19 (1): 39-45.
- Hastings, Alan, Carole L. Hom, Stephen Ellner, Peter Turchin, et H. Charles J. Godfray. 1993. « Chaos in ecology: is mother nature a strange attractor? » *Annual Review of Ecology and Systematics* 24 (1): 1-33.
- Hastings, Alan, et Thomas Powell. 1991. « Chaos in a three-species food chain ». *Ecology* 72 (3): 896-903.
- Heal, Geoffrey M., Edward B. Barbier, Kevin J. Boyle, Alan P. Covich, Steven P. Gloss, Carlton H. Hershner, John P. Hoehn, Catherine M. Pringle, Stephen Polasky, et Kathleen Segerson. 2005. *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making*. Washington, D.C.: National Research Council.
- Helm, Dieter, et Cameron Hepburn, éd. 2014. *Nature in the balance: the economics of biodiversity*. Oxford: Oxford University Press.
- Hertz, J. 2004. « Historique en grandes enjambées de la thermodynamique de l'équilibre ». *Journal de Physique IV* 122: 3-20.
- Hilborn, Ray, et Kevin Stokes. 2010. « Defining overfished stocks: have we lost the plot? » *Fisheries* 35 (3): 113-20.
- Ho, Mae-Wan. 1998. « On the Nature of Sustainable Economic Systems ». *World Futures* 51 (3-4): 199-221. <https://doi.org/10.1080/02604027.1998.9972682>.
- Holling, Crawford S. 1973. « Resilience and stability of ecological systems ». *Annual Review of Ecology and Systematics* 4 (1): 1-23.
- Hooper, David U., F. Stuart Chapin III, John J. Ewel, Andrew Hector, Pablo Inchausti, Sandra Lavorel, John Hartley Lawton, David M. Lodge, Michel Loreau, et Shahid Naeem. 2005. « Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge ». *Ecological Monographs* 75 (1): 3-35.
- Huneman, Philippe. 2014. « Diversités théoriques et empiriques de la notion de biodiversité ». In *La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*, édité par Elena

- Casetta et Julien Delord, 13-28. Paris: Éditions Matériologiques. <https://www.cairn.info/la-biodiversite-en-question--9782919694549-page-13.htm>.
- Hussain, AM Tanvir, et John Tschirhart. 2013. « Economic/ecological tradeoffs among ecosystem services and biodiversity conservation ». *Ecological Economics* 93: 116-27.
- Jansson, AnnMari, Monica Hammer, Carl Folke, et Robert Costanza, éd. 1994. *Investing in Natural Capital: the Ecological Economics Approach to Sustainability*. Washington, D.C.: Island Press.
- Jarvis, Michael, Glenn-Marie Lange, Kirk Hamilton, Deval Desai, Barbara Fraumeni, Bram Edens, Susana Ferreira, Haizheng Li, Lopa Chakraborti, et William Kingsmill. 2011. *The Changing Wealth of Nations. Measuring Sustainable Development in the New Millennium*. Washington, D.C.: IBRD/The World Bank.
- Jax, Kurt. 2006. « Ecological Units: Definitions and Application ». *The Quarterly Review of Biology* 81 (3): 237-58. <https://doi.org/10.1086/506237>.
- . 2007. « Can We Define Ecosystems? On the Confusion Between Definition and Description of Ecological Concepts ». *Acta Biotheoretica* 55 (4): 341-55. <https://doi.org/10.1007/s10441-007-9024-7>.
- . 2010. *Ecosystem Functioning*. Cambridge: Cambridge University Press.
- . 2011. « Formation of Scientific Societies ». In *Ecology Revisited: Reflecting on Concepts, Advancing Science*, édité par Astrid Schwarz et Kurt Jax, 171-73. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer.
- Jax, Kurt, Clive G. Jones, et Steward TA Pickett. 1998. « The self-identity of ecological units ». *Oikos*, 253-64.
- Johnson, Kris H., Kristiina A. Vogt, Heidi J. Clark, Oswald J. Schmitz, et Daniel J. Vogt. 1996. « Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems ». *Trends in Ecology & Evolution* 11 (9): 372-77.
- Jones-Walters, Lawrence, et Ivo Mulder. 2009. « Valuing nature: The economics of biodiversity ». *Journal for Nature Conservation* 17 (4): 245-47. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.06.001>.
- Jørgensen, Sven E. 2001. *Thermo-dynamics and Ecological Modelling*. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Jørgensen, Sven E., et Giuseppe Bendoricchio. 2001. *Fundamentals of ecological modelling*. Vol. 21. Elsevier.
- Jørgensen, Sven E., et Brian D. Fath. 2004. « Application of thermodynamic principles in ecology ». *Ecological Complexity* 1 (4): 267-80. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2004.07.001>.
- Jørgensen, Sven E., Brian D. Fath, Søren N. Nielsen, Federico M. Pulselli, Daniel A. Fiscus, et Simone Bastianoni. 2015. *Flourishing Within Limits to Growth: Following Nature's Way*. London: Routledge.
- Jørgensen, Sven E., et Søren N. Nielsen. 1998. « Thermodynamic orientors: exergy as a goal function in ecological modeling and as an ecological indicator for the description of ecosystem development ». In *Eco Targets, Goal Functions, and Orientors*, édité par Müller, Felix et Maren Leupelt, 63-86. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Jørgensen, Sven E., et Yuri M. Svirezhev. 2004. *Towards a Thermodynamic Theory for Ecological Systems*. Oxford: Elsevier.
- Kleidon, Axel. 2016. *Thermodynamic Foundations of the Earth System*. Cambridge: Cambridge University Press. <http://ebooks.cambridge.org/ref/id/CBO9781139342742>.
- Kondepudi, Dilip, et Ilya Prigogine. 2015. *Modern Thermodynamics: From Heat Engines to Dissipative Structures*. 2^e éd. Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- Kontoleon, Andreas, Unai Pascual, et Timothy Swanson, éd. 2007. *Biodiversity Economics: Principles, Methods, and Applications*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

- Koschke, Lars, Suzanne van der Meulen, Susanne Frank, Anna Schneidergruber, Marion Kruse, Christine Fürst, Esther Neubert, Bettina Ohnesorge, Claudia Schröder, et Felix Müller. 2014. « Do you have 5 minutes to spare?-The challenges of stakeholder processes in ecosystem services studies ». *Landscape Online* 37: 1-25.
- Kovalev, Andrey V. 2016. « Misuse of thermodynamic entropy in economics ». *Energy* 100: 129-36.
- Kremen, Claire. 2005. « Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? » *Ecology Letters* 8 (5): 468-79.
- Kula, Erhun. 1997. *History of environmental economic thought*. London: Routledge.
- Kümmel, Reiner. 2011. *The Second Law of Economics. Energy, Entropy, and the Origins of Wealth*. New York: Springer-Verlag.
- Kümmel, Reiner, et Dietmar Lindenberger. 2014. « How energy conversion drives economic growth far from the equilibrium of neoclassical economics ». *New Journal of Physics* 16 (12): 125008.
- Lange, Glenn-Marie, Quentin Wodon, et Kevin Carey. 2018. *The Changing Wealth of Nations. Building a Sustainable Future*. Washington, D.C.: The World Bank.
- Larkin, Peter A. 1977. « An epitaph for the concept of maximum sustained yield ». *Transactions of the American fisheries society* 106 (1): 1-11.
- Larrère, Catherine, et Raphaël Larrère. 2009. *Du bon usage de la nature: pour une philosophie de l'environnement*. Paris: Flammarion.
- Laurans, Yann. 2016. « Que faire de l'évaluation économique de la biodiversité ? » *Regards croisés sur l'économie* 18 (1): 58-61.
- Laurans, Yann, Aleksandar Rankovic, Raphaël Billé, Romain Pirard, et Laurent Mermet. 2013. « Use of ecosystem services economic valuation for decision making: questioning a literature blindspot ». *Journal of environmental management* 119: 208-19.
- Le Guyader, Hervé. 2008. « La biodiversité : un concept flou ou une réalité scientifique ? » *Le Courrier de l'environnement de l'INRA* 55 (55): 7-26.
- Lefèvre, Victor. 2018. « Faut-il postuler un ordre écologique pour expliquer la persistance des écosystèmes ? » In *L'avenir de la complexité et du désordre*, édité par Jean-Claude S. Lévy et Salomon Ofman, 295-320. Paris: Éditions Matériologiques.
- Leontief, Wassily. 1986. *Input-Output Economics*. 2^e éd. New York: Oxford University Press.
- Lepart, Jacques. 1997. « La crise environnementale et les théories de l'équilibre en écologie ». *COLLOQUES-INRA*, 131-44.
- Levrel, Harold. 2020. « D'une économie de la biodiversité à une économie de la conservation de la biodiversité ». Fondation pour la recherche sur la biodiversité.
- Levrel, Harold, et Antoine Missemer. 2020. « L'émergence d'un "monde écologique" ». In *Faire l'économie de l'environnement*, édité par Ève Chiapello, Antoine Missemer, et Antonin Pottier, 197-211. Paris: Presses des Mines.
- Lindeman, Raymond L. 1942. « The trophic-dynamic aspect of ecology ». *Ecology* 23 (4): 399-417.
- Lorenz, Edward N. 1963. « Deterministic nonperiodic flow ». *Journal of Atmospheric Sciences* 20 (2): 130-41.
- Lotka, Alfred J. 1922. « Contribution to the energetics of evolution ». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 8 (6): 147.
- . 1925. *Elements of Physical Biology*. Baltimore: Williams & Wilkins.
- Lugan, Jean-Claude. 2009. « Le systémisme inspiré du paradigme entropique ». In *La systémique sociale*, 5^e éd., 91-98. Que sais-je ? Paris: Presses Universitaires de France.
<https://www.cairn.info/la-systemique-sociale--9782130575528-page-91.htm>.
- Mace, Georgina M., Ken Norris, et Alastair H. Fitter. 2012. « Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship ». *Trends in Ecology & Evolution* 27 (1): 19-26.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>.

- Mansson, Bengt Å., et James M. McGlade. 1993. « Ecology, thermodynamics and H. T. Odum's conjectures ». *Oecologia* 93 (4): 582-96.
- Maris, Virginie. 2014. *Nature à vendre. Les limites des services écosystémiques*. Versailles: Éditions Quæ.
- May, Robert M. 1974. « Biological populations with nonoverlapping generations: stable points, stable cycles, and chaos ». *Science* 186 (4164): 645-47.
- . 1976. « Simple mathematical models with very complicated dynamics ». *Nature* 261 (5560): 459-67. <https://doi.org/10.1038/261459a0>.
- . 1983. « Nonlinear problems in ecology and resource management ». In *Chaotic Behavior of Deterministic Systems*, édité par Gérard Iooss, Robert H. G. Helleman, et Raymond Stora, 514-83. Amsterdam: North-Holland.
- Mayumi, Kozo, et Mario Giampietro. 2004. « Entropy in ecological economics ». In *Modeling in Ecological Economics*, édité par John Proops et Paul Safonov, 80-101. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing.
- McArthur, Robert H. 1955. « Fluctuations of animal populations and a measure of stability ». *Ecology* 36: 533-36.
- McCann, Kevin S. 2000. « The diversity–stability debate ». *Nature* 405 (6783): 228.
- MEA. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.
- Meade, James E. 1952. « External economies and diseconomies in a competitive situation ». *The Economic Journal* 62 (245): 54-67.
- Meadows, Donella H., Jørgen Randers, William W. Behrens III, et Dennis L. Meadows. 1972. *The Limits to Growth*. Potomac Associates.
- Meinard, Yves. 2011. *L'expérience de la biodiversité. Philosophie et économie du rapport à l'environnement*. Paris: Hermann.
- . 2017. « La biodiversité comme thème de philosophie économique ». In *Philosophie économique*, édité par Gilles Campagnolo et Jean-Sébastien Gharbi, 319-46. Paris: Éditions Matériologiques. <https://www.cairn.info/philosophie-economique--9782373610574-page-319.htm>.
- Meinard, Yves, et Juliette Rouchier. 2019. « L'« argument économique » dans l'aide à la décision en politique environnementale et son évanescence : réflexions à partir du cas des « boues rouges » de Gardanne ». *Natures Sciences Sociétés* 27 (4): 399-409.
- Méral, Philippe. 2012. « Le concept de service écosystémique en économie: origine et tendances récentes ». *Natures Sciences Sociétés* 20 (1): 3-15.
- . 2016. « Les racines économiques de la notion de service écosystémique ». In *Les services écosystémiques. Repenser les relations nature et société*, édité par Philippe Méral et Denis Pesche, 75-98. Versailles: Éditions Quæ.
- Méral, Philippe, Alexandre Péresse, et Denis Pesche. 2016. « Les services écosystémiques, entre controverses et certitudes ». In *Les services écosystémiques. Repenser les relations nature et société*, édité par Philippe Méral et Denis Pesche, 249-64. Versailles: Éditions Quæ.
- Mesarovic, Mihajlo D., et Eduard C. Pestel. 1974. *Mankind at The Turning Point: the Second Report to The Club of Rome*. New York: Dutton.
- Missemer, Antoine. 2018. « Natural capital as an economic concept, history and contemporary issues ». *Ecological Economics* 143: 90-96.
- Müller, Ingo. 2007. *A History of Thermodynamics. The Doctrine of Energy and Entropy*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Nadal, Alejandro. 2016. « The natural capital metaphor and economic theory ». *Real World Economics Review* 74: 64-84.
- Naveh, Zev, et Arthur S. Lieberman. 1994. *Landscape Ecology. Theory and Application*. 2^e éd. New York: Springer Science & Business Media.

- Nehring, Klaus, et Clemens Puppe. 2002. « A Theory of Diversity ». *Econometrica* 70 (3): 1155-98. <https://doi.org/10.1111/1468-0262.00321>.
- Neumann, John von. 1945. « A model of general economic equilibrium ». *Review of Economic Studies* 13: 1-9.
- Neumayer, Eric. 2013. *Weak versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms*. 4^e éd. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing.
- Nielsen, Søren N., Brian D. Fath, Simone Bastianoni, João Carlos Marques, Müller, Felix, Bernard C. Patten, Robert E. Ulanowicz, Sven E. Jørgensen, et Enzo Tiezzi. 2020. *A New Ecology: Systems Perspective*. 2^e éd. Amsterdam; Oxford, UK; Cambridge, MA: Elsevier.
- Nielsen, Søren N., Felix Müller, João Carlos Marques, Simone Bastianoni, et Sven E. Jørgensen. 2020. « Thermodynamics in Ecology - An Introductory Review ». *Entropy* 22 (8): 820.
- Norgaard, Richard B. 1984. « Coevolutionary development potential ». *Land Economics* 60 (2): 160-73.
- . 1994. *Development Betrayed. The End of Progress and a Coevolutionary Revisioning of the Future*. New York: Routledge.
- . 2010. « Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder ». *Ecological Economics* 69 (6): 1219-27. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>.
- NU. 1992. *Convention sur la diversité biologique*.
- Nunes, Paulo A. L. D., Jeroen C. J. M. van den Bergh, et Peter Nijkamp. 2000. « Ecological-Economic Analysis and Valuation of Biodiversity ». Tinbergen Institute. <https://papers.ssrn.com/abstract=286832>.
- Odum, Eugene P. 1953. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia: Saunders.
- . 1964. « The new ecology ». *BioScience* 14 (7): 14-16.
- . 1969. « The strategy of ecosystem development ». *Science* 164 (3877): 262-70.
- . 1984. « The mesocosm ». *BioScience* 34 (9): 558-62.
- Odum, Eugene P., et Gary W. Barrett. 2004. *Fundamentals of Ecology*. 5^e éd. Pacific Grove, California: Brooks/Cole.
- Odum, Howard T. 1971. *Environment, Power and Society*. New York, London, Sydney, Toronto: John Wiley & Sons.
- . 1983. *Systems Ecology: An Introduction*. New York: John Wiley & Sons.
- . 1984. « Embodied energy, foreign trade, and welfare of nations ». In *Integration of economy and ecology: an outlook for the eighties. Proceedings of the Wallenberg Symposium*, 185-99. Stockholm.
- . 1995. *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*. New York: Wiley.
- Odum, Howard T., et Eugene P. Odum. 2000. « The energetic basis for valuation of ecosystem services ». *Ecosystems*, 21-23.
- Odum, Howard T., et Richard C. Pinkerton. 1955. « Time's speed regulator: the optimum efficiency for maximum power output in physical and biological systems ». *American Scientist* 43 (2): 331-43.
- O'Neill, Robert V., Donald L. Deangelis, Jack B. Waide, Timothy F. H. Allen, et Garland E. Allen. 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Palumbi, Stephen R. 2001. « Humans as the world's greatest evolutionary force ». *Science* 293 (5536): 1786-90.
- Parker, Charlie, Matthew Cranford, Nick Oakes, et Matt Leggett. 2012. « The Little Biodiversity Finance Book (3rd Ed.). A Guide for Proactive Investment in Natural Capital ». Oxford: Global Canopy Programme.
- Passet, René. 1979. *L'économie et le vivant*. Paris: Payot.

- . 1987. « Pr vision à long terme et mutation des systèmes économiques ». *Revue d' conomie politique* 97 (5): 532-55.
- Patterson, Murray G. 1983. « Estimation of the quality of energy sources and uses ». *Energy Policy* 11 (4): 346-59.
- . 2002. « Ecological production based pricing of biosphere processes ». *Ecological Economics* 41 (3): 457-78. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00094-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00094-0).
- . 2014. « Evaluation of matrix algebra methods for calculating transformities from ecological and economic network data ». *Ecological Modelling, Environmental Accounting: Energy, Systems Ecology and Ecological Modelling*, 271 (janvier): 72-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.03.011>.
- Patterson, Murray G., Garry McDonald, et Derrylea Hardy. 2017. « Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, life cycle assessment and other methods of environmental accounting ». *Ecological Modelling* 362: 19-36.
- Patterson, Murray G., Garry W. McDonald, et Nicola J. Smith. 2011. « Ecosystem service appropriation in the Auckland region economy: an input–output analysis ». *Regional Studies* 45 (3): 333-50.
- Patterson, Murray G., Graeme C. Wake, Robert McKibbin, et Anthony O. Cole. 2006. « Ecological pricing and transformity: A solution method for systems rarely at general equilibrium ». *Ecological Economics* 56 (3): 412-23.
- Pearce, David W. 1988. « Economics, equity and sustainable development ». *Futures* 20 (6): 598-605.
- . 2001. « Valuing biological diversity: issues and overview ». In *Valuation of Biodiversity Benefits: Selected Studies*, 27-44. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development.
- . 2007. « Do we really care about biodiversity? » In *Biodiversity Economics. Principles, Methods and Applications*,  dit  par Andreas Kontoleon, Unai Pascual, et Timothy Swanson, 22-54. Cambridge, UK; New York: Cambridge University Press.
- Pearce, David W., et Dominic Moran. 2013. *The Economic Value of Biodiversity*. London: Routledge.
- Perrings, Charles, Stefan Baumgärtner, William A. Brock, Kanchan Chopra, Marc Conte, Christopher Costello, Anantha Kumar Duraiappah, et al. 2009. « The economics of biodiversity and ecosystem services ». In *Biodiversity, Ecosystem Functioning, & Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*,  dit  par Naeem, Shahid, Daniel E. Bunker, Andy Hector, Michel Loreau, et Charles Perrings, 230-47. Oxford: Oxford University Press.
- Perrings, Charles, Carl Folke, et Karl-Göran M ler. 1992. « The ecology and economics of biodiversity loss: the research agenda ». *Ambio* 21 (3): 201-11.
- Perrings, Charles, et Ann Kinzig. 2018. « Ecology and economics in the science of anthropogenic biosphere change ». In *Handbook of Environmental Economics, Volume 4*,  dit  par Partha Dasgupta et Subhrendu K. Pattanayak, 61-84. Amsterdam; Oxford: North-Holland.
- Perroux, François. 1980. « L' conomie d'intention scientifique et l'inspiration thermodynamique ». *Bulletins de l'Académie Royale de Belgique* 66 (1): 497-516.
- Perry, Joe N., Robert H. Smith, Ian P. Woiwod, et David R. Morse,  d. 2000. *Chaos in Real Data: The Analysis of Non-Linear Dynamics from Short Ecological Time Series*. Vol. 27. Dordrecht: Springer Science & Business Media.
- Pestre, Dominique. 2020. « Comment l'environnement a été géré depuis 50 ans. Anatomie d'un échec ». In *Faire l'économie de l'environnement*, édité par Ève Chiapello, Antoine Missemer, et Antonin Pottier, 17-36. Paris: Presses des Mines.

- Peterson, Markus J., Damon M. Hall, Andrea M. Feldpausch-Parker, et Tarla Rai Peterson. 2010. « Obscuring ecosystem function with application of the ecosystem services concept ». *Conservation Biology* 24 (1): 113-19. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01305.x>.
- Piaget, Jean. 1977. « L'épistémologie des régulations ». In *L'idée de régulation dans les sciences*, édité par André Lichnerowicz, François Perroux, et Gilbert Gadoffre. Paris: Éditions Maloine & Doin.
- Pickett, Steward T. A., et Peter S. White. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Orlando, Florida: Academic Press.
- Polasky, Stephen, Christopher Costello, et Andrew Solow. 2005. « The Economics of Biodiversity ». In *Handbook of Environmental Economics*, édité par Karl-Göran Mäler et Jeffrey R. Vincent, 3:1517-60. Amsterdam; Oxford: North-Holland. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574009905030299>.
- Prigogine, Ilya. 1972. « La thermodynamique de la vie ». *La Recherche* 3 (24): 547-62.
- . 1976. « L'ordre par fluctuations et le système social ». In *L'Ordre par Fluctuations et le Système Social/Entropie einst und jetzt*, édité par Ilya Prigogine et Josef Meixner, 7-48. Wiesbaden: Springer Fachmedien.
- Prigogine, Ilya, et Paul Glansdorff. 1973. « L'écart à l'équilibre interprété comme une source d'ordre. Structures dissipatives ». *Bulletins de l'Académie Royale de Belgique* 59 (1): 672-702. <https://doi.org/10.3406/barb.1973.60756>.
- Prigogine, Ilya, et Isabelle Stengers. 1984. *Order Out of Chaos: Man's New Dialogue with Nature*. Toronto ; New York, N.Y: Bantam Books.
- Prigogine, Ilya, et Jean-Marie Wiame. 1946. « Biologie et thermodynamique des phénomènes irréversibles ». *Experientia* 2 (11): 451-53.
- Puettmann, Klaus J., K. David Coates, et Christian Messier. 2009. *A Critique of Silviculture. Managing for Complexity*. Washington; Covelo; London: Island Press.
- Rapport, David J., et James E. Turner. 1977. « Economic Models in Ecology ». *Science* 195 (4276): 367-73. <https://doi.org/10.1126/science.195.4276.367>.
- Rives, Fanny, Denis Pesche, Philippe Méral, et Stéphanie M. Carrière. 2016. « Les services écosystémiques: une notion discutée en écologie ». In *Les services écosystémiques. Repenser les relations nature et société*, édité par Philippe Méral et Denis Pesche, 53-74. Versailles: Éditions Quæ.
- Robbins, Lionel. 1932. *An Essay on the Nature and Significance of Economic Science*. London: Macmillan & Co.
- Rouchier, Juliette. 2020. « Modéliser l'environnement avec l'économie : deux approches ». In *Faire l'économie de l'environnement*, édité par Ève Chiapello, Antoine Missemer, et Antonin Pottier, 177-95. Paris: Presses des Mines.
- Ruckelshaus, Mary, Emily McKenzie, Heather Tallis, Anne Guerry, Gretchen Daily, Peter Kareiva, Stephen Polasky, Taylor Ricketts, Nirmal Bhagabati, et Spencer A. Wood. 2015. « Notes from the field: lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions ». *Ecological Economics* 115: 11-21.
- Ruth, Matthias. 1993. *Integrating Economics, Ecology and Thermodynamics*. Dordrecht: Springer Science & Business Media.
- Schaefer, Milner B. 1954. « Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries ». *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* 1 (2): 23-56.
- Schaffer, William M. 1985. « Order and chaos in ecological systems ». *Ecology* 66 (1): 93-106.
- . 1987. « Chaos in ecology and epidemiology ». In *Chaos in biological systems*, 233-48. Springer.

- . 1988. « Perceiving order in the chaos of nature ». In *Evolution of Life Histories: Theory and Pattern from Mammals*, édité par Mark S. Boyce, 313-50. New Haven, Connecticut: Yale University Press.
- Scheffer, Marten, Steve Carpenter, Jonathan A. Foley, Carl Folke, et Brian Walker. 2001. « Catastrophic shifts in ecosystems ». *Nature* 413 (6856): 591.
- Schneider, Eric D., et James J. Kay. 1994. « Life as a manifestation of the second law of thermodynamics ». *Mathematical and Computer Modelling* 19 (6-8): 25-48. [https://doi.org/10.1016/0895-7177\(94\)90188-0](https://doi.org/10.1016/0895-7177(94)90188-0).
- Schrödinger, Erwin. 1944. *What is life? The physical aspect of the living cell and mind*. Cambridge University Press Cambridge.
- Schröter, Matthias, Emma H. Van der Zanden, Alexander PE van Oudenhoven, Roy P. Remme, Hector M. Serna-Chavez, Rudolf S. De Groot, et Paul Opdam. 2014. « Ecosystem services as a contested concept: a synthesis of critique and counter-arguments ». *Conservation Letters* 7 (6): 514-23.
- Schwarz, Astrid, et Kurt Jax. 2011. « Etymology and Original Sources of the Term “Ecology” ». In *Ecology Revisited: Reflecting on Concepts, Advancing Science*, édité par Astrid Schwarz et Kurt Jax, 145-47. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer.
- Seddon, Nathalie, Georgina M. Mace, Shahid Naeem, Joseph A. Tobias, Alex L. Pigot, Rachel Cavanagh, David Mouillot, James Vause, et Matt Walpole. 2016. « Biodiversity in the Anthropocene: prospects and policy ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, décembre. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2094>.
- Simberloff, Daniel. 2014. « The “balance of nature” - evolution of a pantheon ». *PLoS Biology* 12 (10): e1001963.
- Simpson, R. David, Roger A. Sedjo, et John W. Reid. 1996. « Valuing biodiversity for use in pharmaceutical research ». *Journal of Political Economy* 104 (1): 163-85.
- Singh, Vijay P. 2000. « The entropy theory as a tool for modeling and decision-making in environmental and water resources ». *Water SA* 26 (1): 1-11.
- Sloterdijk, Peter. 2016. *Après nous le déluge: les temps modernes comme expérience antigénéalogique*. Paris: Éditions Payot.
- Söllner, Fritz. 1997. « A reexamination of the role of thermodynamics for environmental economics ». *Ecological Economics* 22 (3): 175-201. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00078-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00078-5).
- Solow, Robert M. 1986. « On the intergenerational allocation of natural resources ». *The Scandinavian Journal of Economics* 88 (1): 141-49.
- Souza-Rodrigues, Eduardo. 2019. « Deforestation in the Amazon: A Unified Framework for Estimation and Policy Analysis ». *The Review of Economic Studies* 86 (6): 2713-44. <https://doi.org/10.1093/restud/rdy070>.
- Sprugel, Douglas G. 1991. « Disturbance, equilibrium, and environmental variability: what is ‘natural’ vegetation in a changing environment? » *Biological Conservation* 58 (1): 1-18.
- Sraffa, Piero. 1960. *Production of Commodities by Means of Commodities. Prelude to a Critique of Economic Theory*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Stern, Nicholas H., Siobhan Peters, Vicki Bakhshi, Alex Bowen, Catherine Cameron, Sebastian Catovsky, Diane Crane, Sophie Cruickshank, Simon Dietz, et Nicola Edmonson. 2006. *Stern Review: The economics of climate change*. Vol. 30. Cambridge University Press Cambridge.
- Szabó, Péter. 2015. « Historical ecology: past, present and future ». *Biological Reviews* 90 (4): 997-1014. <https://doi.org/10.1111/brv.12141>.
- TEEB. 2008. « The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report ». European Communities.

- Thom, René. 1968. « Une théorie dynamique de la morphogenèse ». In *The Origin of Life. Toward a Theoretical Biology*, édité par Corand H. Waddington. New York: Routledge.
- . 1980. « Halte au hasard, silence au bruit ». *Le Débat* 3 (3): 119-32.
- . 1982. « La science en crise? » *Le Débat* 18: 39.
- . 1983. *Paraboles et catastrophes. Entretiens sur les mathématiques, la science et la philosophie*. Paris: Flammarion.
- Tordjman, Hélène, et Valérie Boisvert. 2012. « L'idéologie marchande au service de la biodiversité ? » *Mouvements* 70 (2): 31-42.
- Tsikliras, Athanassios C., et Rainer Froese. 2019. « Maximum Sustainable Yield ». In *Encyclopedia of Ecology*, édité par Brian D. Fath, 2^e éd. Vol. 1. Amsterdam; Oxford; Cambridge, MA: Elsevier.
- Ulanowicz, Robert E. 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. 1^{re} éd. New York: Springer-Verlag.
- . 1987. « Growth and development: Variational principles reconsidered ». *European Journal of Operational Research* 30 (2): 173-78.
- . 1990. « Aristotelean causalities in ecosystem development ». *Oikos*, 42-48.
- . 2004. « On the nature of ecodynamics ». *Ecological Complexity* 1 (4): 341-54.
- . 2018. « Biodiversity, functional redundancy and system stability: Subtle connections ». *Journal of The Royal Society Interface* 15 (147): 20180367.
- Victor, Peter A. 1991. « Indicators of sustainable development: some lessons from capital theory ». *Ecological economics* 4 (3): 191-213.
- Vranken, Isabelle, Jacques Baudry, Marc Aubinet, Marjolein Visser, et Jan Bogaert. 2015. « A review on the use of entropy in landscape ecology: heterogeneity, unpredictability, scale dependence and their links with thermodynamics ». *Landscape Ecology* 30 (1): 51-65.
- Wallace, Ken J. 2007. « Classification of ecosystem services: problems and solutions ». *Biological Conservation* 139 (3-4): 235-46.
- Westman, Walter E. 1977. « How much are nature's services worth? » *Science* 197 (4307): 960-64.
- Weston, Roy F., et Matthias Ruth. 1997. « A dynamic, hierarchical approach to understanding and managing natural economic systems ». *Ecological Economics* 21 (1): 1-17.
[https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(96\)00074-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(96)00074-2).
- Wiegand, Gerhard. 2011. « A Few Theses Regarding the Inner Structure of Ecology ». In *Ecology Revisited: Reflecting on Concepts, Advancing Science*, édité par Astrid Schwarz et Kurt Jax, 97-115. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer.
- Wilson, Edward O. 2002. *The Future of Life*. New York: Alfred A. Knopf.
- Wilson, Edward O., et Frances M. Peter, éd. 1988. *Biodiversity*. Washington, D.C.: National Academy Press.
- Worster, Donald. 1990. « The ecology of order and chaos ». *Environmental History Review* 14 (1/2): 1-18.
- . 1994. *Nature's Economy: A History of Ecological Ideas*. 2^e éd. New York: Cambridge University Press.