

Développement d'une approche multidimensionnelle dédiée à
l'évaluation et à la planification des symbioses industrielles
par l'intégration de l'analyse des réseaux écologiques

par

Enora BARRAU

THÈSE PRÉSENTÉE À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION
DU DOCTORAT EN GÉNIE
Ph. D.

MONTREAL, LE 29 SEPTEMBRE 2023

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Enora Barrau, 2023



Cette licence [Creative Commons](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY

CETTE THÈSE A ÉTÉ ÉVALUÉE

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Mathias Glaus, directeur de thèse
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Patrice Seers, président du jury
Département de génie mécanique à l'École de technologie supérieure

Mme Annie Levasseur, membre du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Guillaume Junqua, examinateur externe
Équipe ERT à l'École des Mines d'Alès

ELLE A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 29 AOÛT 2023

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

*À Raymond, parti trop tôt.
J'espère t'avoir rendu fier.*

REMERCIEMENTS

“All we have to decide is what to do with the time that is given to us.”

J.R.R. Tolkien, *The Fellowship of the Ring*

Avec « le temps qui m’a été donné », j’ai choisi de faire de la recherche en environnement, et j’y trouve une immense satisfaction. Toute ma gratitude va à Mathias Glaus, mon directeur de recherche, pour m’avoir emmenée sur ce chemin. Merci pour ton accompagnement pendant ces cinq années de thèse, pour ta disponibilité, ton écoute, ta patience et ton optimisme à toute épreuve. L’aventure aurait été bien plus difficile sans cela.

Un immense merci à Audrey Tanguy, qui m’a encadrée et accompagnée lors de ma venue à l’École des Mines de Saint-Étienne. Ta rigueur et ton regard nouveau m’ont fait progresser dans mon travail doctoral mais aussi en tant que professionnelle de la recherche. Merci pour ton écoute et tes encouragements en fin de parcours, qui ont été très précieux.

Merci également à toute l’équipe de professeur.es de la STEPPE et du génie de l’environnement de l’ÉTS, qui a contribué, de près ou de loin, au travail présenté dans ce manuscrit. En particulier, merci à Annie Levasseur et Fausto Errico pour le temps consacré à répondre à mes questions dans le cadre de ce travail de recherche. À l’École des Mines de Saint-Étienne, merci à Rodolphe Le Riche pour le temps qu’il m’a accordé et pour ses éclairages statistiques.

Mes remerciements les plus sincères à Jessy Anglehart-Nunes, collègue chercheur, pour avoir pris une pause dans la rédaction de son mémoire pour mettre ses compétences et son sérieux au service de cette thèse. Je lui dois la réalisation de l’algorithme présenté dans le dernier volet de ce travail.

VIII

Merci à mes collègues montréalais.es et stéphanois.es pour les moments d'échange sur nos travaux, mais surtout pour les moments plus informels qui permettent de souffler, et de se sentir bien « au bureau ».

Un merci gros comme la Terre à mes ami.es du Québec, de France et de Belgique (et parfois tout ça en même temps!) qui ont été là malgré la distance et le décalage horaire, pour me remonter le moral, pour me dire « t'es capable », ou simplement pour me permettre de prendre une pause. Je suis chanceuse d'être si bien entourée. Un merci particulier à Nico « de l'UTC », pour le temps passé à éclaircir l'obscurité des maths mais aussi (et surtout) pour ses mots lors des moments de profonde remise en question. Ton expérience du cheminement doctoral a donné une couleur différente à ton soutien.

À mes parents, une reconnaissance éternelle pour leur soutien inconditionnel dans tout ce que j'entreprends, et pour avoir façonné la base de la personne que je suis aujourd'hui. Vous avez fait une tellement belle *job*.

Antoine, je ne sais comment te dire suffisamment merci. Merci d'avoir embarqué avec moi dans cette aventure, de m'avoir nourrie (au sens propre comme au figuré), soutenue, encouragée, rassurée. Tu as toujours été là pour ne pas me laisser aller au découragement, mais aussi pour partager les petites et les grandes réussites. Je te dois tellement.

Développement d'une approche multidimensionnelle dédiée à l'évaluation et à la planification des symbioses industrielles par l'intégration de l'analyse des réseaux écologiques

Enora BARRAU

RÉSUMÉ

Les symbioses industrielles et territoriales sont des modes d'organisation de la production inspirés des écosystèmes naturels, mobilisés pour répondre aux enjeux relatifs aux changements climatiques et à la raréfaction des ressources. Par le principe de bouclage des flux, ces modèles entendent diminuer les impacts environnementaux des systèmes de production et l'utilisation de matières premières vierges. Actuellement, ces systèmes sont principalement étudiés sous deux angles, la structure des réseaux et leur fonctionnement. Ceux-ci entendent respectivement comprendre les conditions favorables au déploiement des réseaux et estimer leurs bénéfices, en particulier environnementaux.

Considérant que les systèmes symbiotiques sont des systèmes complexes qui s'inscrivent dans le temps et l'espace, l'approche suivie dans ce projet de recherche propose une analyse systémique afin d'appréhender la complexité et de planifier l'évolution de ces systèmes. L'objectif général du projet est donc de développer une approche dédiée à l'évaluation de la performance et à la planification de l'évolution des symbioses industrielles et territoriales, en mobilisant la méthode d'analyse des réseaux écologiques pour aborder la dimension structurelle. Pour y répondre, le projet se déploie en trois volets, chacun répondant à un objectif spécifique. Les premier et deuxième volets ont pour ambition de développer un cadre d'analyse multidimensionnel incluant les deux angles d'étude, traditionnellement abordés en silo. Appliqué à l'échelle industrielle (volet 1) et territoriale (volet 2), le cadre proposé pose la dimension structurelle des réseaux en regard des dimensions environnementale et territoriale. L'analyse des réseaux écologiques est ensuite mobilisée pour mener une analyse statistique (volet 3) dans le but de caractériser les réseaux à partir de la répartition des volumes des flux. En prenant comme référence la performance de systèmes naturels, cette caractérisation permet de définir des directions d'évolution que les systèmes devraient suivre afin que leurs bénéfices soient maintenus.

À travers une approche par scénarios, les résultats des différents volets montrent que le type de configuration d'un réseau (son agencement) influence davantage sa performance structurelle que fonctionnelle (environnementale ou territoriale), cette dernière étant plutôt influencée par l'intensité des échanges. L'analyse multidimensionnelle à l'échelle industrielle ou territoriale montre que l'évaluation structurelle est un complément à l'optimisation environnementale : elle amène à envisager la performance des systèmes comme une somme de sous-systèmes non-optimaux contribuant à l'atteinte d'un optimum global. L'étude des directions d'évolution montre qu'orienter l'évolution d'un réseau à partir de la répartition des volumes se révèle nécessaire mais non suffisant à la garantie d'un système performant.

L'approche proposée dans le projet de recherche contribue à l'analyse systémique des systèmes symbiotiques tout en proposant des amorces de solutions pour orienter leur évolution et être en mesure d'assurer une continuité de performance, qu'elle soit structurelle ou fonctionnelle. Ce cadre d'analyse est applicable au-delà des symbioses et est une contribution à une forme d'évaluation de la résilience des systèmes anthropiques, par la diversité des angles d'approche qu'il propose. Cette diversité dans l'évaluation de la performance pourrait aussi être un premier pas vers une redéfinition des cadres d'évaluation actuels, qui pourrait accompagner la mise en pratique de nouveaux paradigmes, tels que l'économie circulaire.

Mots-clés : symbioses industrielle et territoriale, analyse multidimensionnelle, analyse des réseaux écologiques, évaluation environnementale, approche systémique

Multidimensional approach development for the assessment and the planification of industrial symbioses based on the integration of the ecological network analysis

Enora BARRAU

ABSTRACT

Industrial and regional symbioses are biologically inspired strategies that aim at mitigating climate change and resources limitation by creating exchanges networks. These systems are mainly studied with a structural and a functional approach, that are led independently. The first one aims at understanding the conditions of symbiosis development and success while the second one intends to quantify their benefits, mainly environmental.

The proposed approach intends to address symbiotic systems complexity and evolution. Thus, the main goal of this research project is to develop a systemic approach to assess the performance and to plan the evolution of symbiotic systems by integrating the ecological network analysis as a method to address the structural dimension. To do so, the project is divided in three parts: the first and second parts develop a multidimensional analysis framework which join the structural and functional approach. Applied to the industrial (part 1) and territorial (part 2) scales, this framework puts the structural aspect of networks in regard of the environmental and territorial dimensions. The ecological network analysis is then mobilized to provide a statistical analysis (part 3) that aims at characterizing networks depending on the flows volume distribution. This characterization allows to define targets for the evolution trajectories that would help systems to evolve while staying in a range of performance close to the natural ecosystems one.

Following a scenario approach, the results showed that the network configuration influenced the structural performance more than the functional one. The latter was more related to the networks' exchanges density. The multidimensional analysis, both at the industrial and regional scale, showed that the structural dimension is complementary to the environmental and regional analysis: it encouraged to consider the systems performances as the combination of non-optimal subsystems that contribute to achieve the global optimum. The evolution trajectories study showed that the volume distribution among the network exchanges can help but is not sufficient to guarantee the system performance.

The proposed approach contributed to the systemic analysis of symbiotic systems by considering their complexity while offering directions to guide their evolution to maintain their performance, either structural or functional. The framework is not only applicable on symbioses but on any system and contribute, by the diversity of dimensions examined, to the resilience assessment of anthropic systems. This diversity in the performance assessment could be considered as a first step toward redefining the current frameworks that could go along with the new paradigms that are gaining importance, such as circular economy.

Keywords: industrial symbiosis, regional symbiosis, multidimensional analysis, ecological network analysis, environmental assessment, systemic approach

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	5
1.1 Écologie industrielle et symbiose industrielle.....	5
1.1.1 Définitions et analogie avec les écosystèmes naturels	5
1.1.2 Relation au territoire.....	7
1.1.3 Mise en opération.....	10
1.2 Analyse des réseaux écologiques	13
1.2.1 Fondements théoriques.....	15
1.2.2 Indicateurs.....	17
1.2.3 Mobilisation du concept de résilience.....	22
1.3 Évaluation des systèmes symbiotiques.....	24
1.3.1 Évaluation structurelle.....	25
1.3.2 Évaluation fonctionnelle.....	29
1.3.3 Évaluation territoriale.....	31
CHAPITRE 2 PROJET DE RECHERCHE.....	35
2.1 Hypothèses de recherche	35
2.2 Objectifs général et spécifiques.....	37
2.3 Publications associées au projet de recherche.....	40
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE.....	41
3.1 Évaluation multidimensionnelle.....	41
3.1.1 Évaluation structurelle.....	41
3.1.2 Évaluation environnementale	43
3.1.3 Évaluation territoriale.....	44
3.2 Détermination des lignes directrices pour l'évolution des symbioses.....	44
3.3 Approche par scénarios.....	46
CHAPITRE 4 ANALYSE MULTIDIMENSIONNELLE D'UNE SYMBIOSE INDUSTRIELLE	49
4.1 Définition du système et des scénarios de symbioses industrielles	49
4.1.1 Scénarios rétrospectifs.....	51
4.1.2 Scénarios prospectifs.....	52
4.1.3 Données et postulats.....	54
4.2 Évaluation de la performance structurelle et environnementale	57
4.2.1 Performances des scénarios de symbiose rétrospectifs	57
4.2.2 Performances des scénarios prospectifs	62
4.3 Synthèse et perspectives	66
CHAPITRE 5 INTÉGRATION TERRITORIALE D'UNE SYMBIOSE INDUSTRIELLE	69

5.1	Définition du système de symbiose territoriale.....	69
5.1.1	Scénarios de symbiose territoriale.....	70
5.1.2	Données et postulats.....	72
5.2	Évaluation des symbioses territoriales.....	75
5.2.1	Performance des symbioses pour l'électricité et le biométhane.....	75
5.2.2	Analyse croisée des cas énergétiques.....	78
5.3	Synthèse et perspectives.....	82
CHAPITRE 6 DÉFINITION DE LIGNES DIRECTRICES POUR ORIENTER L'ÉVOLUTION DES SYSTÈMES SYMBIOTIQUES.....		85
6.1	Caractéristiques des matrices générées aléatoirement.....	86
6.1.1	Indicateurs statistiques globaux.....	87
6.1.2	Classes de matrices et intervalles cibles.....	91
6.2	Preuve de concept de la démarche d'orientation des réseaux.....	93
6.2.1	Illustration détaillée de la démarche.....	96
6.2.2	Application sur un ensemble de configurations.....	98
6.3	Synthèse et perspectives.....	101
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE.....		105
7.1	Retour sur les travaux de recherche.....	105
7.1.1	Mise en perspective des résultats.....	105
7.1.2	Retour sur l'approche développée.....	109
7.2	Symbioses et résilience des systèmes territoriaux.....	111
7.3	Perspectives de recherche.....	113
7.3.1	Consolidation de la place de la dimension structurelle.....	114
7.3.2	Approche territoriale intégrée.....	115
7.3.3	Adaptation du cadre d'évaluation.....	116
CONCLUSION.....		119
ANNEXE I LISTE DES PROCESSUS SÉLECTIONNÉS POUR L'ANALYSE ENVIRONNEMENTALE.....		123
ANNEXE II INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES AU CHAPITRE 4.....		125
ANNEXE III INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES AU CHAPITRE 5.....		127
ANNEXE IV INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES AU CHAPITRE 6.....		131
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		133

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1-1	Exemples de symbioses industrielle/territoriale et leurs caractéristiques . 12
Tableau 1-2	Caractéristiques principales d'un système résilient..... 23
Tableau 1-3	Méthodes et indicateurs mobilisés pour l'évaluation environnementale des symbioses industrielles..... 29
Tableau 1-4	Indicateurs quantitatifs d'évaluation territoriale d'une symbiose..... 32
Tableau 3-1	Indicateurs de structure issus de l'ENA 42
Tableau 4-1	Flux considérés pour le cas d'étude..... 55
Tableau 4-2	Scores d'impact des flux de la symbiose industrielle 56
Tableau 4-3	Indicateurs structuraux et classement des scénarios 58
Tableau 4-4	Indicateurs environnementaux et classement des scénarios 59
Tableau 4-5	Performance environnementale des scénarios prospectifs environnementaux 64
Tableau 5-1	Scénarios de symbiose territoriale 71
Tableau 5-2	Facteurs de conversion énergétique des flux de matière..... 73
Tableau 5-3	Scores d'impact des flux de la symbiose territoriale 74
Tableau 5-4	Évaluation multidimensionnelle de la symbiose territoriale (cas électricité)..... 76
Tableau 5-5	Évaluation multidimensionnelle de la symbiose territoriale (cas biométhane) 77
Tableau 5-6	Performance territoriale des flux de matière et d'énergie..... 81
Tableau 6-1	Comparaison des tirages en fonction des groupes et des variables..... 87
Tableau 6-2	Indicateurs statistiques par groupe de matrices 89
Tableau 6-3	Indicateurs statistiques des configurations P2 à P5..... 100
Tableau 7-1	Type de structure et complexité des scénarios étudiés..... 106

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 1-1	Caractéristiques communes aux projets de symbioses industrielles	7
Figure 1-2	Cadrage conceptuel de l'écologie et de la symbiose territoriale	9
Figure 1-3	Typologie de structure des symbioses industrielles	11
Figure 1-4	Exemples de réseaux présentant (a) une grande stabilité et une faible efficacité; (b) une faible stabilité et une grande efficacité	17
Figure 1-5	Robustesse en fonction du degré d'ordre et position	22
Figure 2-1	Schéma synthèse de la construction du projet de recherche doctorale	39
Figure 3-1	Formalisation des réseaux pour le calcul des indicateurs de structure	42
Figure 3-2	Symbiose industrielle de Sötenas	47
Figure 4-1	Nouvelle typologie de structure de symbioses industrielles	50
Figure 4-2	Symbiose industrielle considérée pour l'analyse multidimensionnelle	51
Figure 4-3	Scénarios considérés pour l'étude multidimensionnelle de la symbiose industrielle de Sötenas	52
Figure 4-4	Structure des scénarios prospectifs pour un flux (a) redirigé vers un acteur et (b) redirigé vers deux acteurs	53
Figure 4-5	Position des scénarios sur la courbe de robustesse et classement environnemental	61
Figure 4-6	Position des scénarios prospectifs structuraux sur la courbe de robustesse	63
Figure 5-1	Acteurs impliqués dans la symbiose territoriale et flux associés	70
Figure 5-2	Position des scénarios de symbiose territoriale sur la courbe de robustesse et classement des dimensions territoriale et environnementale	79
Figure 6-1	Présentation des résultats issus de l'algorithme (extrait)	86
Figure 6-2	Positionnement des 1 000 matrices sur la courbe de robustesse	88

Figure 6-3	(a) Indicateurs en fonction de α et (b) répartition du nombre de matrices pour α arrondi au centième90
Figure 6-4	Abaque présentant (a) l'identification des classes de résultats et (b) les indicateurs statistiques des classes de la fenêtre de vitalité92
Figure 6-5	Démarche d'application des directions d'ajustement des réseaux94
Figure 6-6	Configurations initiales de réseaux96
Figure 6-7	Position des réseaux de la configuration P1 sur la courbe de robustesse et représentation schématique correspondante.....97
Figure 6-8	Position des configurations étudiées sur la courbe de robustesse99
Figure 7-1	Position des scénarios étudiés sur la courbe de robustesse associée au type de structure et au degré de complexité.....107

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACV	Analyse du cycle de vie
ÉC	Économie circulaire
ÉI	Écologie industrielle
ENA	Analyse des réseaux écologiques (<i>Ecological Network Analysis</i>)
FEP	Potentiel d'eutrophisation de l'eau douce (<i>Freshwater eutrophication potential</i>)
GES	Gaz à effet de serre
GWP	Potentiel de réchauffement global (<i>Global warming potential</i>)
SI	Symbiose industrielle
SIG	Système d'information géographique
ST	Symbiose territoriale
TAP	Potentiel d'acidification terrestre (<i>Terrestrial acidification potential</i>)

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

km	kilomètre
t	tonne
kg	kilogramme
t·km	tonne-kilomètre
kWh	kilowattheure
kJ	kilojoule
kg CO ₂ eq	kilogramme de dioxyde de carbone équivalent
kg SO ₂ eq	kilogramme de dioxyde de soufre équivalent
kg Peq	kilogramme de phosphore équivalent

INTRODUCTION

Les activités humaines et en particulier l'organisation linéaire du système de production des biens sont à l'origine de divers problèmes environnementaux, allant des changements climatiques à la dégradation de la biodiversité. Plusieurs enjeux sont associés à ces problèmes, le plus global étant celui du maintien des conditions de viabilité de la planète, dont la dégradation devient de plus en plus visible (augmentation de la fréquence des phénomènes climatiques extrêmes, raréfaction de la ressource en eau, etc.). Deux axes complémentaires sont suivis pour répondre à ces enjeux complexes : l'atténuation des impacts environnementaux et l'adaptation des systèmes. Dans le cas des systèmes de production, il s'agit de leur permettre de faire face aux éventuelles perturbations liées en particulier aux changements climatiques et à la raréfaction des ressources, qui viennent remettre en question la capacité à maintenir une production stable.

Dans la pratique, différentes réponses aux problèmes environnementaux ont été proposées, allant de concepts globaux tels que le développement durable à des méthodes plus spécifiques, comme les 3RV dans le cas de la gestion des matières résiduelles. Concernant les systèmes de production, l'écologie industrielle propose de repenser l'organisation de la production en s'inspirant du fonctionnement des écosystèmes naturels. L'objectif est de diminuer les pressions sur les environnements humain et non-humain avec lesquels les acteurs impliqués dans le système interagissent. Pour cela, des systèmes d'échanges (symbioses) sont mis en place : les résidus d'un acteur sont réutilisés par un autre, contribuant ainsi à « boucler les flux » du système. Les systèmes symbiotiques peuvent donc être assimilés à un réseau alimentaire, les espèces animales étant représentées par les acteurs et les relations de prédation par les échanges. Initialement pensés à l'échelle des chaînes de production, les principes à l'origine des symbioses se sont aussi déployés à l'échelle des territoires, impliquant des acteurs non-industriels et contribuant ainsi à favoriser une forme de résilience territoriale.

Ces symbioses, en tant que leviers mobilisés pour diminuer les pressions sur l'environnement, sont étudiées sous divers angles afin, d'une part, de comprendre les conditions favorables à

leur déploiement et, d'autre part, d'estimer les bénéfices qu'elles apportent lorsqu'elles sont mises en place. Le fait que les systèmes symbiotiques soient inspirés du vivant a amené à évaluer ces systèmes par des méthodes héritées de la biologie et de l'étude des réseaux écologiques, en particulier celles issues de la théorie des graphes. Ainsi, deux pans de recherche se développent : l'un, structurel, se concentre sur les questions d'agencement des symbioses (configurations) afin d'évaluer si celles-ci sont en mesure de faire face à des perturbations d'ordre topologique (disparition d'un acteur ou d'un échange, par exemple); l'autre, fonctionnel, se focalise sur leurs processus afin d'évaluer les avantages sur le plan environnemental, mais également économique et social. Néanmoins, les systèmes symbiotiques sont des systèmes complexes et dynamiques ayant une forte composante spatiale, appelant une approche systémique. Ce type d'approche globale permet de saisir l'ensemble des dimensions qui entrent en jeu dans la mise en place de symbioses et, au-delà, dans leur maintien tant temporel que fonctionnel. Ainsi, il apparaît pertinent de croiser les angles d'analyse, pour contribuer à une aide à la prise de décision éclairée en matière de stratégies industrielle et territoriale. Dans ce contexte, le projet de recherche propose de répondre à cette nécessité en s'appuyant sur deux axes complémentaires : d'une part, l'appréhension des systèmes symbiotiques sous l'angle de leur complexité et, d'autre part, la planification de leur évolution pour être en mesure d'assurer une continuité de performance. Il s'agit donc de développer une approche systémique dédiée à l'évaluation de la performance et à la planification des systèmes symbiotiques en associant les dimensions structurelle et fonctionnelle.

Afin de présenter ce projet de recherche, le présent manuscrit est construit en sept chapitres. Le premier présente une revue de la littérature mettant l'accent sur la question de l'évaluation des réseaux et les méthodes mobilisées. Il traite notamment de l'analyse des réseaux écologiques en tant que méthode d'évaluation des réseaux naturels et anthropiques. Le deuxième chapitre introduit le projet de recherche en exposant les lacunes sur lesquelles il repose ainsi que les trois hypothèses et objectifs spécifiques poursuivis. Le troisième présente l'approche méthodologique, c'est-à-dire les différentes méthodes mobilisées pour répondre aux objectifs posés, ainsi que le cas utilisé comme support d'application du projet proposé. Les

quatrième, cinquième et sixième chapitres présentent les trois volets constituant le travail de recherche. Ils exposent les particularités méthodologiques ainsi que les résultats des études menées, en proposant une analyse et une discussion spécifique de ceux-ci. Enfin, le septième chapitre présente une discussion générale du travail réalisé, en commençant par un retour sur les résultats croisés des trois volets, leurs apports et leurs limites, puis en situant le projet dans un cadre conceptuel plus large et en terminant par des perspectives de recherche.

CHAPITRE 1

REVUE DE LA LITTÉRATURE

La revue de la littérature présentée dans ce chapitre introduit l'objet d'étude (les symbioses) et la manière dont elles sont étudiées. Elle aborde dans un premier temps le cadre conceptuel et opérationnel dans lequel se placent les symbioses. Dans un second temps, elle présente l'analyse des réseaux écologiques en tant qu'approche pour l'étude des réseaux puis, dans un troisième temps, elle décrit les différentes méthodes et indicateurs utilisés pour l'évaluation des symbioses.

1.1 Écologie industrielle et symbiose industrielle

L'écologie industrielle (ÉI) constitue le cadre conceptuel dans lequel les symbioses industrielles (SI) ont été développées, en tant que modèle d'organisation de la production. Une démarche biomimétique est à l'origine de la conceptualisation de l'ÉI. La mise en opération de ce concept, via les symbioses, se déploie à différentes échelles, allant de la zone industrielle au territoire.

1.1.1 Définitions et analogie avec les écosystèmes naturels

Les principes regroupés aujourd'hui sous le terme « écologie industrielle » ont émergé à la fin des années 1960, notamment au Japon (Erkman, 1997). Depuis son émergence, deux jalons ont favorisé la démocratisation des principes de l'ÉI et son étude :

- la publication de l'article de Frosch et Gallopoulos (1989) évoquant un nouveau mode de production, basé sur un « écosystème industriel ». Cette approche est définie un peu plus tard par Erkman (1997) comme « une distribution particulière de flux de matière, d'énergie et d'information »;
- la création, en 1997, de la revue *Journal of Industrial Ecology* et l'organisation de la première conférence sur le thème de l'ÉI (Erkman, 2004).

L'ÉI est un cadre conceptuel qui s'est développé sur la base d'une analogie avec les systèmes naturels. En effet, ceux-ci sont en mesure de gérer les ressources et les résidus de façon optimale, puisqu'ils sont peu impactants pour le reste de l'environnement (Erkman, 2004). Afin de construire des systèmes industriels inspirés de la nature, il s'agit d'abord de comprendre le fonctionnement des écosystèmes naturels pour ensuite être en mesure « d'imiter les meilleures caractéristiques des écosystèmes biologiques » (Frosch et Gallopoulos, 1989). Les réseaux industriels sont donc envisagés comme « une application directe du concept de réseau alimentaire entre entreprises » afin de mettre en place des systèmes industriels qui, d'une part, seront des sous-systèmes de la biosphère (des « biocénoses industrielles » d'après Erkman, 1997) et, d'autre part, seront capables de perdurer dans le temps.

Quatre caractéristiques principales des écosystèmes naturels ont été identifiées et transposées aux écosystèmes industriels : (i) le bouclage des flux, (ii) la diversité des acteurs et des relations, (iii) la localité des acteurs, des ressources et des limites considérées et (iv) le changement progressif du système (Korhonen, 2001). Cette dernière idée d'évolution des systèmes est présente dans plusieurs textes fondateurs de l'ÉI. À l'échelle des écosystèmes industriels, Frosch et Gallopoulos (1989) proposent d'envisager le produit d'une industrie comme une variable pouvant s'ajuster en fonction de la disponibilité des ressources ou des besoins. Erkman (1997) élargit cette idée à l'ÉI en elle-même, en spécifiant qu'elle peut être vue comme un stade ou une étape dans l'évolution continue de la façon de produire. L'objet de production, au même titre que l'ÉI, n'est donc pas une finalité mais une phase dans l'évolution des systèmes de production, qui n'ont cessé de se modifier depuis leur apparition.

Ce parallèle entre les systèmes naturels et anthropiques s'est opérationnalisé à trois niveaux : celui de l'entreprise, celui du groupe d'entreprises et celui du territoire. Les SI sont le mode d'opérationnalisation du second niveau (Chertow, 2000). Elles sont définies comme une coopération entre des entités séparées, situées ou non sur un même territoire, dans le but de créer des synergies pour échanger de la matière, de l'énergie, du savoir et/ou pour partager des infrastructures. Ces collaborations permettent au réseau d'entreprises ainsi créé d'apporter une valeur différente à leurs produits tout en faisant évoluer leurs modèles d'affaires (Chertow,

2000 ; Lombardi et Laybourn, 2012 ; Zhang *et al.*, 2015). Les différents projets de mise en place de SI partagent un certain nombre de caractéristiques regroupées autour de trois piliers, présentés sur la Figure 1-1 : les conditions de formation de la symbiose, les propriétés structurelles et les bénéfiques.

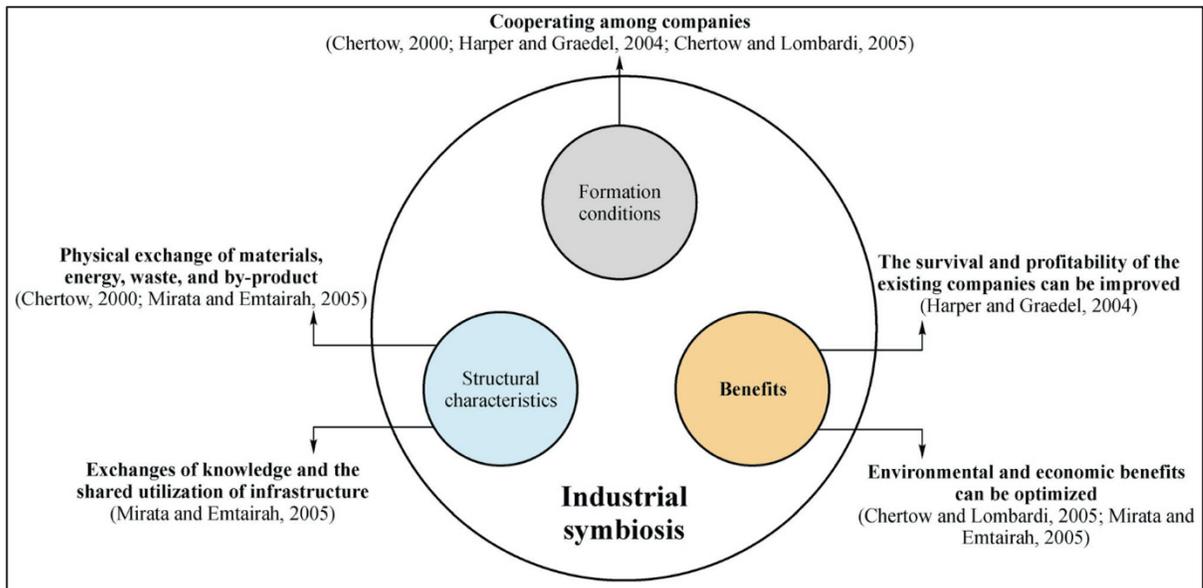


Figure 1-1 Caractéristiques communes aux projets de symbioses industrielles
Tirée de Zhang *et al.* (2015)

1.1.2 Relation au territoire

L'élargissement des frontières des SI est une notion présente dès l'émergence de l'ÉI. En effet, le principe d'échange de matière peut s'envisager au-delà des frontières de la zone industrielle, amenant à une « pensée territorialisée » (*regional thinking*) permettant l'inclusion d'acteurs non industriels, en particulier publics et citoyens (Erkman, 1997 ; Korhonen, 2001). Cet élargissement des frontières, qui correspond au troisième niveau d'opérationnalisation de l'ÉI selon Chertow (2000), conduit à définir trois conceptions du territoire en ÉI (Cerceau *et al.*, 2014) : (i) une perception matérielle (le territoire est vu comme un espace géographique donnant accès à des ressources); (ii) une perception organisationnelle (le territoire est un lieu de déploiement d'un système d'acteurs) et (iii) une perception mixte, mêlant les deux

précédentes, qui conçoit le territoire comme un « système complexe et dynamique ». Dès lors, il s'agit de considérer le territoire comme un écosystème naturel en interaction avec un écosystème humain, de manière à ce que l'ÉI devienne « une science des interactions d'un système d'acteurs avec son milieu » (Cerceau *et al.*, 2014).

Adopter une approche biomimétique pour l'analyse spatiale de l'ÉI permet de prendre en compte les ressources disponibles à proximité, comme le feraient les espèces animales (Dermine-Brullot et Torre, 2020 ; Korhonen, 2001). De plus, favoriser les échanges de proximité permet de mieux gérer les conséquences des flux en jeu, en limitant le transfert d'impacts entre différents processus de la chaîne de production. La proximité des acteurs permet également de faciliter la construction d'un modèle de production travaillant à une même finalité, puisqu'ils sont en mesure de voir et de mesurer les efforts communs sur leur propre territoire (Korhonen, 2002). Finalement, élargir les frontières du système symbiotique s'inscrit également dans une perspective de réduction de la consommation de ressources vierges et des impacts environnementaux. En effet, étant donné la mondialisation du système économique actuel, les SI sont construites autour de l'échange de flux dont on ne peut raisonnablement réduire l'impact à la zone industrielle concernée. Considérer l'origine et le devenir de ces flux amène donc à réfléchir au-delà des frontières du système industriel (Cerceau, Mat et Junqua, 2018).

La terminologie utilisée pour désigner les systèmes de symbiose élargie varie en fonction des objets d'étude (tels que les symbioses impliquant un milieu urbain ou centrées sur un type de flux donné) et du domaine de recherche (tel que la géographie ou l'ingénierie). En effet, en recherche francophone et en particulier en géographie, il est commun de trouver le mot « territoire » dans les recherches concernant les SI, car cette notion a été intégrée dès la définition de l'ÉI en France (Brullot, Maillefert et Joubert, 2014). En revanche, les publications d'auteurs non francophones utilisent davantage la notion de « région » lorsqu'il s'agit de traiter de SI élargies (*regional industrial symbiosis, regional level*). Par ailleurs, lorsqu'il s'agit de relations entre des SI et des territoires urbanisés, il est courant de trouver l'expression *urban-industrial symbiosis*. Dans la suite de ce manuscrit, il a été choisi de désigner ce type de

système par l'expression « symbiose territoriale » (ST) afin de conserver l'idée de territoire et de la diversité des acteurs (non limités aux secteurs industriels) pouvant être impliqués dans les échanges. Il n'existe pas de définition consensuelle de ce qu'est une ST mais la vision que propose Bijon (2022), présentée sur la Figure 1-2, permet de faire un lien conceptuel et pratique entre les objets définis initialement comme « industriels » et leur transposition à l'échelle du territoire.

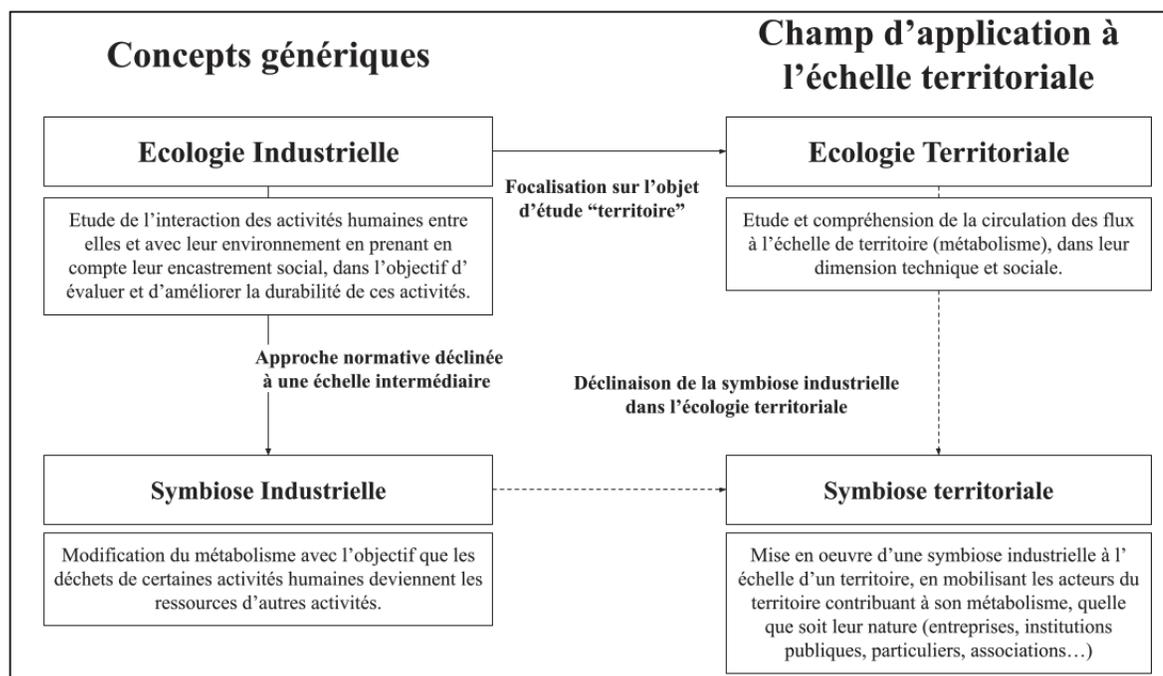


Figure 1-2 Cadrage conceptuel de l'écologie et de la symbiose territoriale
Tirée de Bijon (2022)

Dans la pratique, les premiers liens entre le territoire et l'ÉI se sont faits via l'étude des villes et de leur métabolisme. Cela permet d'aborder la question des flux (en particulier de déchets) et de leurs impacts (Kennedy, 2016). Plus récemment, le concept d'économie circulaire (ÉC) a émergé et de nombreuses publications établissent des liens entre ÉC et ÉI (Bassi *et al.*, 2021 ; Dermine-Brullot et Torre, 2020 ; Harris, Martin et Diener, 2021 ; Tapia *et al.*, 2021), car l'ÉI est perçue comme une stratégie d'opérationnalisation de l'ÉC (Institut EDDEC, 2016 ; Le Tellier *et al.*, 2019). La tendance est à la mise en place d'initiatives circulaires à différentes échelles, en particulier en milieu urbain. En Europe, l'initiative *Circular Cities and Regions*

en est un exemple (European Union, [s d]). Il existe également de nombreux cas internationaux, répertoriés entre autres par l'OCDE (OECD, 2020) et la Fondation Ellen MacArthur (Ellen MacArthur Foundation, [s d]). Ainsi, les symbioses sont perçues comme des stratégies de circularité territoriale dans la mesure où le bouclage des flux assure un ancrage local du système (Dermine-Brullot et Torre, 2020 ; Tapia *et al.*, 2021).

1.1.3 Mise en opération

Qu'elles soient de nature industrielle ou territoriale, les symbioses se développent partout dans le monde et sont largement étudiées (Neves *et al.*, 2020). Les cas de symbioses documentés dans la littérature scientifique révèlent la diversité des types de réseaux associés à cette appellation. Les éléments principaux qui différencient les symbioses sont (i) le nombre d'acteurs impliqués dans les échanges, (ii) le nombre de synergies, (iii) le type de flux échangé et (iv) le type de structure du réseau, ou son agencement. Ce dernier point a été étudié par Rohde-Lütje et Wohlgemuth (2020), qui ont développé une typologie des SI. Ils ont identifié sept catégories structurelles, qui sont présentées sur la Figure 1-3.

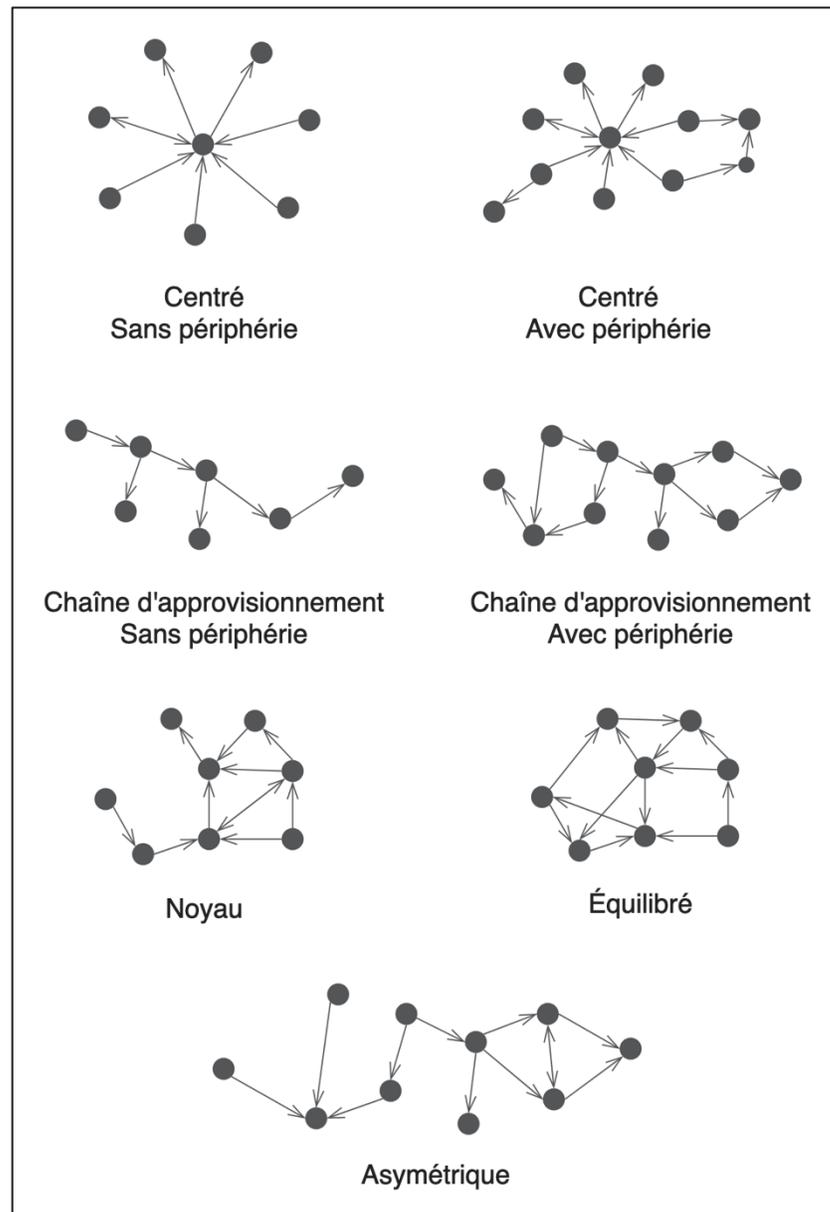


Figure 1-3 Typologie de structure des symbioses industrielles
Adaptée de Rohde-Lütje et Wohlgemuth (2020)

Pour illustration, le Tableau 1-1 présente les quatre cas de symbiose les plus présents dans la littérature tels qu'identifiés par Neves *et al.* (2020), ainsi que leurs caractéristiques principales. Certaines sont uniquement industrielles (SI), d'autres mettent en jeu des acteurs non industriels (ST). Le nombre d'acteurs dans une symbiose est variable mais se situe généralement autour de dix. Kalundborg avec 17 et surtout Ulsan avec 43 acteurs font partie des extrêmes. En

revanche, le nombre d'échanges peut varier plus largement en fonction de la diversité des flux présents dans la symbiose. En effet, une symbiose basée sur un seul type de flux (énergétique par exemple) aura tendance à avoir un nombre d'échanges moins grand qu'une symbiose échangeant des flux variés. Il est à noter que l'échange d'un seul type de flux est rare et, lorsque c'est le cas, il s'agit généralement de flux de matière (Neves *et al.*, 2020).

Tableau 1-1 Exemples de symbioses industrielle/territoriale et leurs caractéristiques

Symbiose (SI/ST)	Nombre d'acteurs	Nombre de synergies	Type de flux	Type de structure	Référence
Kalundborg, Danemark (ST)	17	30	Énergie (vapeur, chaleur, biogaz), eau (de surface et usée), matière (levure, gypse, pellets, cendres)	Noyau	Valentine, 2016 ; Zhang et Chai, 2019
Ulsan, Corée du Sud (SI)	43	35	Énergie (vapeur, gaz), eau, matière (aluminium, poudre de zinc, déchets organiques, nutriments, pétrole)	Asymétrique	Park et Behera, 2014
Kawasaki, Japon (ST)	11	19	Matière (boues, déchets plastique et papier, métal, laitier)	Centré avec périphérie	Dong <i>et al.</i> , 2014
Guigang, Chine (SI)	8	12	Énergie (vapeur), matière (canne à sucre, résidus de sucre, cendres, alcool)	Chaîne d'approvisionnement avec périphérie	Q. Wang <i>et al.</i> , 2018

La symbiose de Kalundborg est un cas emblématique dans le domaine. En effet, cette ST est la première à avoir vu le jour (1972), et n'a cessé d'évoluer au fil du temps : les acteurs impliqués ont changé, de même que les flux et les infrastructures mises en place pour favoriser les échanges (Valentine, 2016). Ce cas présente une réussite du concept, souvent attribuée au fait que les relations inter-entreprises se sont construites de manière volontaire et spontanée, sur la base d'un intérêt économique pour les deux parties engagées dans la synergie (Ehrenfeld et Chertow, 2002 ; Ehrenfeld et Gertler, 1997). Ceci dit, les bénéfices environnementaux ont également été considérés étant donné les politiques et restrictions environnementales qui ont été mises en place au fil du temps et ils sont considérés comme un « effet secondaire bienvenu » par les acteurs de la symbiose (Sterr et Ott, 2004).

Les cas de symbioses font l'objet d'études portant sur des thèmes variés, ayant pour objectif principal de comprendre les conditions de leur succès et les retombées de leur mise en place (Ehrenfeld et Chertow, 2002 ; Valentine, 2016). De par la filiation conceptuelle avec les systèmes naturels, l'approche biomimétique est souvent choisie pour aborder certains aspects des symbioses, en particulier leur structure. Celle-ci est étudiée en mobilisant les méthodes d'analyse des réseaux écologiques, qui fournissent un ensemble d'indicateurs permettant d'appréhender les forces et les faiblesses d'un réseau (Neves *et al.*, 2020).

1.2 Analyse des réseaux écologiques

L'analyse des réseaux écologiques se concentre sur l'étude des relations entre les acteurs d'un même réseau (Bodini, 2012 ; Massol *et al.*, 2015). Initialement, elle a été développée pour l'étude des réseaux trophiques (chaînes alimentaires) qui sont définis comme (i) une série d'interactions ayant lieu entre les organismes dans le but de se nourrir (d'après Elton, 1927 dans Pfafflin et Ziegler, 1983) et (ii) des organismes reliés fonctionnellement entre eux comme les composants d'un système organisé pour le transfert d'énergie et de matière (Pfafflin et Ziegler, 1983).

D'après la littérature disponible en écologie et en biologie, il est possible de distinguer trois niveaux d'analyse de ces réseaux, basés sur la classification établie par Borrett *et al.* (2018) :

- 1) niveau « structure », centré sur l'étude de l'organisation structurale, basée principalement sur les matrices d'adjacence¹ et mobilisant un ensemble d'indicateurs topologiques (degré, connectivité, diversité, spécialisation, etc.) issu de la théorie des graphes (Besson *et al.*, 2019 ; Massol *et al.*, 2015);
- 2) niveau « flux », centré sur l'étude des relations entre acteurs, basée sur les matrices de flux² et sur des calculs d'algèbre linéaire pour déterminer la nature des relations entre deux acteurs en interaction (compétition, mutualisme ou exploitation) et les effets que les acteurs ont les uns sur les autres (Fath et Patten, 1999 ; Ulanowicz, 2004);
- 3) niveau « information », centré sur l'analyse des performances globales du réseau (*whole system status*), qui mobilise un ensemble d'indicateurs issu de la théorie de l'information et qui permet de caractériser plusieurs propriétés du réseau (Kharrazi *et al.*, 2013 ; Ulanowicz, 2004).

Le premier niveau d'analyse se concentre sur la description et la compréhension du système (Besson *et al.*, 2019). Il présente la limite de ne pas considérer l'intensité des relations entre les acteurs (le poids du lien), puisque la matrice d'adjacence ne traduit que la présence ou l'absence d'une relation. Les deux niveaux d'analyse suivants viennent combler cette lacune (Zorach et Ulanowicz, 2003). Le deuxième est utilisé en écologie pour comprendre les mécanismes de prédation présents dans les réseaux trophiques (Fath, 2012) mais également en ingénierie ou en économie pour l'analyse de réseaux anthropiques (Borrett *et al.*, 2018 ; Kharrazi, Fath et Katzmair, 2016).

Le troisième présente l'avantage de ne pas être uniquement descriptif puisqu'il permet de positionner le réseau étudié dans un champ de performance (Dave et Layton, 2020 ; Morris, Weissburg et Bras, 2020 ; Warrington et Layton, 2022). En intégrant l'évaluation de la performance, cette troisième approche permet de supporter une démarche d'analyse sur le devenir de ce réseau et la manière dont son développement peut être envisagé. Elle a été utilisée en écologie (Heymans, Guénette et Christensen, 2007 ; Ulanowicz, 2011) et en ÉI (Fan, Qiao

¹ Matrice A associée à un graphe (orienté ou non) dont le terme a_{ij} vaut 1 si les sommets i et j sont reliés par une arête et 0 sinon.

² Matrice A associée à un graphe dont le terme a_{ij} prend la valeur du poids de l'arête si les sommets i et j sont reliés et 0 sinon. En biologie, le poids correspond généralement à la quantité d'énergie transférée entre une proie et un prédateur.

et Chen, 2017 ; Morris, Weissburg et Bras, 2020). Les études appliquant cette approche aux réseaux industriels présentent la particularité d'aller au-delà de la description du système et peuvent avoir une dimension prospective, voire de conception (Chatterjee et Layton, 2020 ; Dave et Layton, 2020 ; Layton, Bras et Weissburg, 2016 ; Souza, Bloemhof-Ruwaard et Borsato, 2019).

La construction théorique et méthodologique de ce dernier niveau ainsi que les indicateurs qui ont été développés sont présentés dans les sections 1.2.1 et 1.2.2, respectivement. Par souci de clarté, la méthode sera désignée par « *ecological network analysis* » (ENA) dans la suite de ce manuscrit, sachant toutefois que dans la littérature, l'ENA couvre les deux derniers niveaux d'analyse. La section 1.2.3 propose un cadrage conceptuel du concept de résilience, un concept issu de la recherche en biologie mais mobilisé en ÉI et souvent associé aux indicateurs ENA.

1.2.1 Fondements théoriques

L'ENA est une méthode d'analyse des relations entre entités développée principalement par Ulanowicz (professeur de biologie) et ses collègues. Ses premières publications sur le sujet remontent au début des années 1980. Il explique la nécessité de développer un nouveau paradigme d'analyse des réseaux biologiques par les limites des lois physiques traditionnellement utilisées. En effet, celles-ci sont rendues caduques en raison de leur incapacité à déterminer les résultats émergeant des systèmes complexes que sont les systèmes vivants (Ulanowicz, 2021). En particulier, les lois physiques s'intéressent à l'étude des objets, laissant de côté la notion de dynamique entre les entités. Ainsi, l'ENA se concentre davantage sur les processus (les flux) que sur les objets (les entités) (Ulanowicz, 2004).

Les objectifs principaux de l'ENA sont de deux types : (i) l'étude de la structure, de la fonction et de l'évolution des systèmes complexes (Borrett *et al.*, 2018) et (ii) la quantification des performances du système (Kharrazi *et al.*, 2013). Afin d'atteindre ces objectifs, des équations issues de la théorie de l'information ont été développées (Ulanowicz, 2001). Grâce à elles,

l'ENA permet d'évaluer les performances d'un système ainsi que sa capacité d'adaptation aux perturbations (Kharrazi *et al.*, 2013).

La théorie de l'information appliquée à l'écologie a été introduite par MacArthur en 1955 et a été utilisée dans un premier temps pour mesurer la diversité des espèces dans un écosystème (nombre d'espèces différentes et nombre d'individus de l'espèce) (Ulanowicz, 2001). Par la suite, MacArthur amène l'idée d'équilibre dynamique des écosystèmes et introduit la mesure de la diversité comme étant la « probabilité qu'ont d'appartenir à la même espèce deux individus extraits au hasard de la communauté étudiée » (Deléage, 1991). Celle-ci permet de mesurer plus adéquatement la diversité d'un écosystème à partir d'un échantillon donné (Deléage, 1991). Il s'appuie sur la mesure de l'entropie³ de Shannon (1948), calculée suivant l'équation (1.1).

$$S = - \sum_{i=1}^n p_i \log(p_i) \quad (1.1)$$

où p_i est la probabilité d'obtenir i .

En posant que p_i représente la fraction d'un flux d'énergie i par rapport à la somme de l'ensemble des flux en jeu dans le système (Ulanowicz, 2001), l'équation (1.1) fournit des indications sur la stabilité des réseaux trophiques, liée au choix existant dans un système (Rutledge, Basore et Mulholland, 1976 ; Ulanowicz, 2001). En effet, plus les individus disposent d'alternatives pour se nourrir (c'est-à-dire pour récupérer de l'énergie), plus le réseau est stable. Ceci va de pair avec la notion d'incertitude, qui diminue lorsque le choix diminue. Par exemple, si un prédateur se nourrit de quatre types de proies à parts égales (a), le choix est plus grand que si une proie donnée représente la quasi-totalité de son régime alimentaire (b). Alors, l'incertitude quant à la source d'énergie que mobilise le prédateur est plus grande dans la situation (a) que dans la (b) (Rutledge, Basore et Mulholland, 1976). L'utilisation de ces probabilités en écologie traduit donc le choix offert aux espèces pour se nourrir, ce qui

³ Il est à noter que le sens du mot « entropie » est ici différent du sens thermodynamique (Ulanowicz, 2001).

correspond à leur capacité à procéder à des transferts d'énergie qui soient suffisants pour maintenir leur existence. Sur cette base, plusieurs indicateurs ont été développés pour décrire et quantifier l'état du système à l'étude.

1.2.2 Indicateurs

La recherche en écologie a montré que deux notions antagonistes sont nécessaires au bon fonctionnement des écosystèmes : (i) l'efficacité⁴, soit l'efficacité des individus à transférer de l'énergie et (ii) la stabilité, soit la possibilité pour les individus d'avoir accès à des sources d'énergie, qui est favorisée par le choix dont elles disposent. Autrement dit, un régime alimentaire restreint diminue la stabilité mais permet l'efficacité (Ulanowicz, 2001). La Figure 1-4 illustre deux réseaux à la topologie similaire (même nombre de nœuds et mêmes liens) mais présentant des caractéristiques différentes en matière d'efficacité et de stabilité.

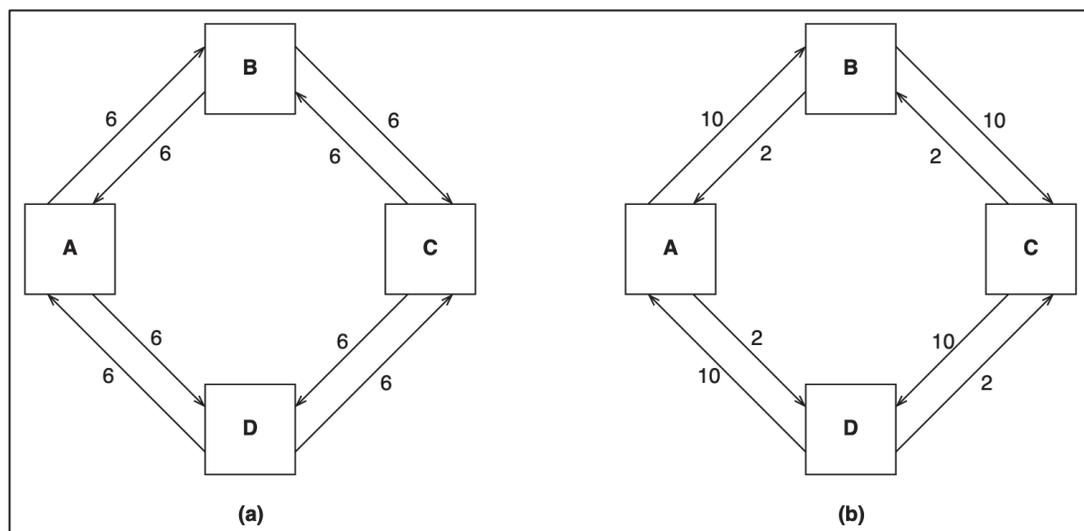


Figure 1-4 Exemples de réseaux présentant (a) une grande stabilité et une faible efficacité; (b) une faible stabilité et une grande efficacité
Inspirée de Fath et Scharler (2019)

⁴ Le terme « efficacité » est ici retenu afin de rester au plus proche du terme utilisé par les chercheurs anglo-saxons (« *efficiency* »). Cependant, il est à noter que l'efficacité en ENA ne s'apparente pas au sens traditionnel en ingénierie mais davantage à une forme d'efficacité, associée aux contraintes que le réseau impose en matière de circulation de flux (Morris, 2020).

Les indicateurs développés en ENA s'attachent donc à traduire cet antagonisme. Afin de limiter les confusions, les noms des indicateurs présentés dans la suite de ce manuscrit ont été conservés en anglais dans la mesure où il n'existe pas d'équivalent en français dans la littérature scientifique.

Average Mutual Information et Ascendency

L'*Average Mutual Information* (AMI) traduit le degré de contrainte, ou l'ordre, présent dans un réseau d'espèces et correspond à l'efficacité (Ulanowicz, 2009a). À partir de l'équation (1.1), Rutledge et ses collègues (1976) ont développé une expression tenant compte du fait que les relations entre deux individus sont connues. Cette expression considère la diminution de l'incertitude lorsque les connexions présentes dans le réseau sont connues (Kharrazi, Fath et Katzmaier, 2016). Ainsi, l'AMI, en termes de probabilité, s'écrit selon l'équation (1.2).

$$I(A;B) = \sum_{i,j} p(a_i, b_j) \log\left(\frac{p(a_i|b_j)}{p(b_j)}\right) \quad (1.2)$$

où $p(a_i, b_j)$ est la probabilité commune que les événements a_i et b_j se déroulent en même temps, $p(a_i|b_j)$ la probabilité conditionnelle que a_i arrive sachant que b_j est arrivé et $p(b_j)$ la probabilité que b_j arrive (Ulanowicz, 2001).

Pour un réseau écologique où t_{ij} est l'intensité de flux entre i et j et, par conséquent, $T_{..}$ est l'ensemble des flux du système⁵, l'équation (1.2) peut être réécrite (équation (1.3)). L'équation de l'AMI utilisée en ENA est ainsi obtenue. La probabilité commune est égale à $t_{ij}/T_{..}$, la probabilité conditionnelle à $t_{ij}/T_{.j}$ et la probabilité que t_{ij} arrive à $t_{.j}/T_{.j}$. (Ulanowicz, 2001).

$$AMI = k \sum_{i,j} \frac{t_{ij}}{T_{..}} \log\left(\frac{t_{ij} T_{..}}{T_{.i} T_{.j}}\right) \quad (1.3)$$

⁵ La notation $T_{..}$ réfère à une sommation sur l'ensemble de l'index et est équivalente à $T = \sum_{i,j} t_{ij}$.

où k est une constante.

Par convention, k est fixée à 1 pour obtenir la valeur de l'AMI. Elle peut également prendre la valeur de $T_{..}$; dans ce cas, l'AMI devient l'indicateur *Ascendency* A (Ulanowicz, 2004), exprimé selon l'équation (1.4).

$$A = T_{..} \cdot \text{AMI} \quad (1.4)$$

Cette opération permet de donner une grandeur à l'indicateur AMI (Fath et Scharler, 2019). En revanche, cela complique la comparaison entre systèmes puisque le flux total influence la valeur absolue du résultat pour deux systèmes pouvant avoir le même degré de contrainte (Layton, 2014).

Residual uncertainty et Overhead

Le choix présent dans le réseau, ou le degré de liberté, est traduit par l'indicateur de *Residual uncertainty* H_c et correspond à la stabilité. En terme probabiliste, il s'agit de l'incertitude restante après avoir observé les flux existants (Kharrazi, Fath et Katzmaier, 2016). Il est exprimé selon l'équation (1.5) (Ulanowicz, 2004).

$$H_c = -k \sum_{i,j} \frac{t_{ij}}{T_{..}} \log\left(\frac{t_{ij}^2}{T_i \cdot T_j}\right) \quad (1.5)$$

L'indicateur *Overhead* Φ est obtenu en normalisant H_c par $T_{..}$ et s'exprime selon l'équation (1.6) (Ulanowicz, 2004).

$$\Phi = T_{..} \cdot H_c \quad (1.6)$$

En exprimant le degré de liberté d'un réseau, les indicateurs H_c et Φ traduisent également la propriété de redondance des réseaux, c'est-à-dire l'existence de chemins parallèles (Fath et Scharler, 2019). Ainsi, en reprenant les deux configurations de réseau présentées sur la Figure

1-4, la configuration (a) est plus redondante qu'efficace ($AMI < H_c$) et, à l'inverse, la configuration (b) est plus efficace que redondante ($AMI > H_c$).

Diversité de Shannon et capacité

La capacité de développement des systèmes écologiques représente le potentiel d'un système à évoluer ou à s'organiser (Kharrazi, Fath et Katzmair, 2016). Elle est plafonnée par l'indice de diversité de Shannon H qui tient compte des deux caractéristiques du système, soit l'efficace et la redondance. Cet indice s'exprime comme la somme de AMI et de H_c et s'écrit selon l'équation (1.7) (Ulanowicz, 2004).

$$H = AMI + H_c = -k \sum_{i,j} \frac{t_{ij}}{T_{..}} \log\left(\frac{t_{ij}}{T_{..}}\right) \quad (1.7)$$

Similairement, la capacité C est obtenue en normalisant H par $T_{..}$ et s'exprime selon l'équation (1.8) (Ulanowicz, 2004).

$$C = A + \Phi \quad (1.8)$$

Les études menées sur les réseaux écologiques montrent que ceux-ci ont tendance à favoriser la redondance au début de leur existence pour favoriser leur développement puis à se défaire des connections les moins efficaces (Baird, McGlade et Ulanowicz, 1991 ; Ulanowicz, 2009a). Les écosystèmes les plus efficaces sont donc considérés comme plus matures, atteignant un point où les deux propriétés de leur réseau sont en équilibre (Kharrazi *et al.*, 2013). Les chercheurs en écologie ont ensuite cherché à caractériser cet équilibre, en développant deux autres indicateurs (degré d'ordre et robustesse) permettant *in fine* de regrouper les deux propriétés antagonistes (efficace et redondance) en une seule mesure (Fath et Scharler, 2019 ; Ulanowicz, 2020).

Degré d'ordre et robustesse

Le degré d'ordre α traduit l'efficacité globale du système, c'est-à-dire le degré d'organisation des flux au sein du système (Ulanowicz *et al.*, 2008 ; Ulanowicz, 2009a). Il est calculé par le rapport entre l'efficacité (AMI ou A) et la capacité (H ou C) (équation (1.9)). De cette manière, α est l'expression de l'intensité avec laquelle l'ordre domine le système (Kharrazi *et al.*, 2014 ; Morris, 2020).

$$\alpha = \text{AMI}/H = A/C \quad (1.9)$$

Si α représente le degré d'organisation d'un système, alors $-\log(\alpha)$ peut être considéré comme son complément, le degré de désordre⁶. Le produit de ces deux grandeurs correspond à la robustesse R, exprimée selon l'équation (1.10), qui caractérise donc l'équilibre entre l'efficacité globale (α) et la possibilité de se réorganiser, d'évoluer ($-\log(\alpha)$) (Ulanowicz, 2020). La robustesse correspond ainsi à l'expression du compromis entre la capacité du système à faire circuler les flux efficacement et les réserves qui sont nécessaires à son adaptation (Morris, 2020).

$$R = -\alpha \log(\alpha) \quad (1.10)$$

Des études empiriques et théoriques, utilisant des données venant soit de réseaux naturels connus soit de constructions aléatoires de réseaux (Morris, Christian et Ulanowicz, 2005 ; Zorach et Ulanowicz, 2003), ont permis de mettre en évidence que les réseaux naturels ont tendance à se positionner dans un intervalle de valeurs de degré d'ordre compris entre 0,3 et 0,58, appelé « fenêtre de vitalité » (Layton, 2014 ; Ulanowicz, 2009b). La Figure 1-5 présente la courbe $R = f(\alpha)$, ou courbe de robustesse, qui permet de visualiser graphiquement le positionnement des réseaux dans la fenêtre de vitalité ainsi que leur tendance à être plutôt

⁶ Cette formulation s'appuie sur l'expression du désordre de Boltzman ($-\log(x)$) pour exprimer le complément de x dans le cas de transformations irréversibles, comme c'est le cas dans les écosystèmes naturels. C'est pour cette raison qu'elle est jugée plus appropriée que $(1-x)$, qui est davantage réservée aux transformations réversibles (Ulanowicz, 2009a).

efficaces ou redondants. Si les réseaux présentés sur la Figure 1-4 étaient positionnés sur cette courbe, la configuration (a) serait à gauche de la fenêtre de vitalité et la (b) à droite. En faisant la synthèse des deux tendances présentes dans un réseau, la robustesse est souvent considérée comme une mesure de la résilience des systèmes, notion qui est développée dans la section suivante.

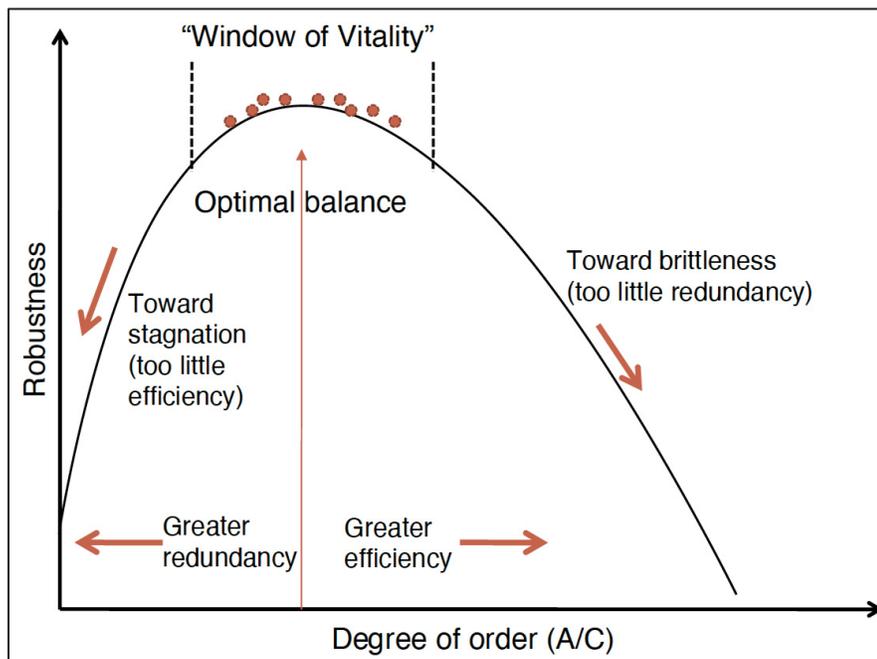


Figure 1-5 Robustesse en fonction du degré d'ordre et position de la fenêtre de vitalité
Tirée de Fath et Scharler (2019)

1.2.3 Mobilisation du concept de résilience

Le concept de résilience est mobilisé dans diverses disciplines, conduisant à l'émergence de différentes définitions, chacune amenant des nuances liées à la discipline (Meerow et Newell, 2015). Il est initialement défini en biologie comme la capacité d'un système à absorber des changements de paramètres tout en maintenant son fonctionnement; une propriété dont le résultat est le maintien ou la disparition du système (Holling, 1973). En ingénierie, la résilience est vue comme la mesure de la vitesse à laquelle le système peut revenir à son état d'équilibre (Hashimoto, Stedinger et Loucks, 1982). La principale divergence entre ces deux visions porte

sur la possibilité du système à se transformer : dans le premier cas, le système peut se réorganiser afin de trouver un nouvel état d'équilibre alors que dans le second, il s'agit de revenir à l'état d'équilibre initial (Kharrazi *et al.*, 2014 ; Roostaie, Nawari et Kibert, 2019).

La résilience en tant que propriété d'un système est le plus souvent décrite comme la combinaison de plusieurs caractéristiques dont les plus globales sont la persistance, l'adaptabilité et la capacité à se transformer (Folke, 2016). Des caractéristiques plus spécifiques émergent également de différents travaux de synthèse (Markolf *et al.*, 2022 ; Meerow et Newell, 2015 ; Morris, 2020). Le Tableau 1-2 présente les quatre éléments le plus souvent cités, également retrouvés dans une application des principes de la résilience à l'échelle territoriale proposée par le Cerema⁷ (Cerema, 2020).

Tableau 1-2 Caractéristiques principales d'un système résilient

Caractéristique	Définition	Référence
Redondance	Surcapacité du système (existence d'alternatives) lui permettant de compenser la perte d'une fonction.	Cerema, 2020 ; Markolf <i>et al.</i> , 2022
Robustesse	Capacité à absorber les perturbations pour limiter la propagation de leurs conséquences. Présente la limite de devoir anticiper les perturbations potentielles.	Cerema, 2020 ; Markolf <i>et al.</i> , 2022 ; Woods, 2015
Diversité	Variété et équilibre des éléments du système favorisant son adaptation aux changements.	Cerema, 2020 ; Markolf <i>et al.</i> , 2022
Flexibilité	Capacité à adopter différentes stratégies pour faire face à des perturbations de natures différentes (prévue/non prévue, progressive/abrupte).	Cerema, 2020 ; Markolf <i>et al.</i> , 2022

Plus largement, la résilience est perçue comme un cadre de réflexion inclus dans la soutenabilité qui, selon Folke (2016), doit considérer l'imbrication des systèmes socio-écologiques et de la biosphère comme un élément central. Il définit alors la résilience des systèmes comme la « capacité à développer et maintenir le bien-être humain dans des contextes variés faisant face [à des] changements à la fois progressifs et abrupts, mais également à

⁷ Établissement public français qui « accompagne l'État et les collectivités territoriales pour l'élaboration, le déploiement et l'évaluation de politiques publiques d'aménagement et de transport » (Cerema, [s d]).

s'adapter et se transformer en réponse aux changements »⁸ (Folke, 2016). Cette définition, qui reste large et peu normative, sous-entend la potentielle nécessité de faire des compromis entre les différentes caractéristiques d'un système pour atteindre une forme de résilience (Kharrazi, Fath et Katzmaier, 2016).

La résilience est aussi mobilisée dans l'évaluation des performances des SI dans la mesure où elle constitue à la fois un objectif à atteindre et une propriété souhaitable pour les systèmes anthropiques (Cerema, 2020). Lors de l'évaluation de systèmes de symbioses par des indicateurs de niveau « structure », la résilience est souvent évaluée mais n'est pas associée à une méthode ou un indicateur spécifique (Chopra et Khanna, 2014 ; Fraccascia, Giannoccaro et Albino, 2017 ; Valenzuela-Venegas *et al.*, 2018). Elle se réfère par contre à une même idée, qui est proche de la résilience écologique et fait référence à la capacité du système à maintenir les échanges en cas de perturbation (Fraccascia, Giannoccaro et Albino, 2017). Lors d'une évaluation avec les indicateurs ENA, la résilience est souvent associée à l'indicateur de robustesse (Morris, 2020 ; Kharrazi *et al.*, 2015 ; Souza, Bloemhof-Ruwaard et Borsato, 2019) de par sa capacité à prendre en compte deux dimensions contradictoires mais nécessaires à l'équilibre du système. L'indicateur *Overhead* y est aussi associé (Goerner, Lietaer et Ulanowicz, 2009 ; Huang et Ulanowicz, 2014 ; Markolf *et al.*, 2022) car il traduit les réserves dont un réseau dispose pour faire face à des perturbations, faisant écho à la caractéristique de redondance recherchée dans les systèmes résilients. L'évaluation des systèmes symbiotiques, y compris celle de leur résilience, est abordée plus spécifiquement dans la section suivante.

1.3 Évaluation des systèmes symbiotiques

À l'image des réseaux naturels, les symbioses font l'objet de nombreuses études consacrées à la compréhension des conditions favorables à leur mise en place et à l'évaluation de leurs performances. Les dimensions évaluées peuvent être regroupées en deux grandes catégories :

⁸ « Resilience of a social-ecological system refers to the capacity to develop and sustain human well-being in diverse contexts in the face of such change, both incremental and abrupt, but also through adapting or transforming in response to change. »

l'agencement (structure) et le fonctionnement (bénéfices environnemental, économique, etc.) (Fraccascia et Giannoccaro, 2020). Ces dimensions peuvent être évaluées à l'échelle industrielle mais également à l'échelle territoriale.

1.3.1 Évaluation structurelle

L'évaluation structurelle des symbioses comprend une variété de jeux d'indicateurs permettant de décrire l'état du réseau ou de juger de sa performance en regard de son organisation structurelle. Cette diversité vient du fait que l'essentiel des indicateurs mobilisés est issu des méthodes utilisées en écologie. Les trois niveaux d'analyse identifiés dans la section 1.2 (niveaux structure, flux et information) se retrouvent dans les études de réseaux de SI. Néanmoins, les deux premiers niveaux d'analyse sont majoritairement représentés (Borrett *et al.*, 2018).

Niveau « structure »

Les indicateurs relevant du niveau « structure » sont d'ordre topologique et reposent sur les propriétés de graphes. Ce sont principalement des indicateurs en lien avec le nombre de nœuds ou de liens du réseau :

- le degré d'un nœud, qui traduit la densité d'interaction avec les autres entités du réseau et se calcule en comptant le nombre de liens (Besson *et al.*, 2019);
- la connectivité, qui représente le niveau d'interaction dans le réseau et se calcule grâce au rapport entre le nombre d'interactions existantes et le nombre d'interactions potentielles (Besson *et al.*, 2019);
- la centralité, qui traduit l'influence d'un nœud au sein du réseau. Il existe plusieurs types de centralité, la plus utilisée en SI étant la centralité d'intermédierité⁹.

⁹ Considérant trois nœuds s , t et v , la centralité d'intermédierité de v se calcule grâce au rapport entre le nombre de plus courts chemins entre s et t passant par v et le nombre total de plus courts chemins entre s et t (Chopra et Khanna, 2014).

Ces indicateurs sont utilisés pour évaluer des caractéristiques ou des propriétés des réseaux, comme la vulnérabilité (Li *et al.*, 2017), la stabilité (Han, Yang et Shi, 2020) ou la résilience (Ashton, Chopra et Kashyap, 2017 ; Chopra et Khanna, 2014 ; Fraccascia, Giannoccaro et Albino, 2017 ; Li et Xiao, 2017). Afin d'évaluer ces propriétés, les auteurs procèdent à des simulations de perturbations dans le réseau (suppression de nœuds ou de liens qui peut être ciblée ou non-ciblée), permettant de conclure, entre autres, que les nœuds ayant le plus d'importance (degré et/ou centralité élevés) sont ceux qui contribuent le plus à la vulnérabilité du réseau (Chopra et Khanna, 2012 ; Liu, Wang et Yan, 2022 ; Zhu et Ruth, 2013). Le type de configuration du réseau a également une importance pour le maintien du système, puisque les réseaux maillés ont tendance à être plus performants que les réseaux en étoile (Fraccascia, Giannoccaro et Albino, 2017 ; Valenzuela-Venegas *et al.*, 2018). Certaines études concluent également que la vulnérabilité est favorisée par les liens ayant le plus grand poids (Li *et al.*, 2017 ; Li et Xiao, 2017). Afin de renforcer la capacité des réseaux à faire face aux perturbations, les études topologiques préconisent, de manière générale, de densifier les échanges et les chemins alternatifs ainsi que de diversifier les fonctions des nœuds (Chopra et Khanna, 2014 ; Fraccascia, Giannoccaro et Albino, 2017 ; Liu, Wang et Yan, 2022 ; Zhu et Ruth, 2013).

Enfin, en s'appuyant sur les indicateurs présentés, certains auteurs ont construit des métriques destinées à évaluer la résilience des SI. Par exemple, Fraccascia, Giannoccaro et Albino (2017) comptabilisent le nombre de flux différents échangés dans la symbiose, le nombre d'entités produisant ou recevant un type de flux donné et la part de chaque flux donné ou reçu par une entité. Valenzuela-Venegas *et al.* (2018) ont quant à eux développé un indicateur composé d'une mesure de la connectivité du réseau et de sa capacité à remplacer un flux en cas de perturbation, calculée à partir des quantités de flux entrant et sortant associées à un acteur.

L'analyse des réseaux est également mobilisée sous l'angle social (*social network analysis*) dans le but de comprendre la manière dont les relations entre les acteurs se mettent en place (Neves *et al.*, 2020). Les études se penchant sur ces questions permettent d'avoir une appréciation qualitative de la construction du réseau, en identifiant par exemple les raisons qui

poussent les acteurs à mettre en place des synergies, de manière à identifier les conditions favorables à leur mise en place (Ashton et Bain, 2012). Par exemple, la reconnaissance, le degré de confiance et la présence de relations formelles et informelles favorisent l'existence d'une SI (Ashton, 2008 ; Domenech et Davies, 2011). Une autre étude se concentre sur le degré de connexion sociale entre les différents acteurs et montre qu'une distance mentale courte (*short mental distance*) et un avantage économique favorisent la mise en place d'échanges de matières résiduelles (Ashton et Bain, 2012).

Niveau « flux »

Les indicateurs du niveau « flux » sont basés sur les matrices de flux et sont utilisés pour caractériser la nature des relations entre acteurs (analyse d'utilité) et l'importance d'un acteur par rapport à un autre (analyse de contrôle). Les méthodes issues de l'algèbre linéaire développées en écologie (Fath, 2012 ; Fath, 2004 ; Fath et Patten, 1999) et appliquées aux SI ont permis de démontrer que :

- certains types de relations sont dominants au sein des réseaux industriels, variant en fonction du type de flux considéré : l'exploitation pour un réseau de sulfure (Zhang, Zheng et Fath, 2015) et de déchets solides (Guan *et al.*, 2019); le mutualisme pour un réseau de fer (Wu et Jin, 2020), par exemple;
- un petit nombre de nœuds contrôlent les autres, traduisant une relation de dépendance forte entre les nœuds « forts » et « faibles » (degré de contrôle élevé ou faible) (Guan *et al.*, 2019 ; Wu et Jin, 2020).

Niveau « information »

Les indicateurs de niveau « information », eux aussi basés sur les matrices de flux, sont les indicateurs issus de la théorie de l'information. Les études mobilisant ces indicateurs sont plus rares. Leur intérêt porte sur le fait qu'ils permettent de mettre en évidence les spécificités d'une SI en regard des réseaux naturels. Par exemple, les réseaux industriels centrés sur l'énergie sont plutôt redondants (Fan, Qiao et Chen, 2017 ; Li et Zheng, 2021) alors que les réseaux d'eau sont plutôt efficaces (Layton, Bras et Weissburg, 2016). Peu importe la tendance, les réseaux industriels présentent une robustesse généralement inférieure à celle des réseaux

écologiques (Fan, Qiao et Chen, 2017 ; Layton, Bras et Weissburg, 2016). La courbe de robustesse est également utilisée pour positionner les réseaux anthropiques vis-à-vis des réseaux naturels (Dave et Layton, 2020 ; Morris, Weissburg et Bras, 2020 ; Panyam *et al.*, 2019 ; Warrington et Layton, 2022), permettant ainsi de mesurer l'écart entre les réseaux étudiés et l'objectif fixé, qui est d'être à l'intérieur de la fenêtre de vitalité.

Par ailleurs, certains travaux utilisent aussi les indicateurs ENA dans une démarche de conception de réseaux. Les indicateurs de degré d'ordre et de robustesse sont par exemple utilisés dans les fonctions objectifs d'un processus d'optimisation (Chatterjee et Layton, 2020 ; Chatterjee, Malak et Layton, 2021 ; Panyam *et al.*, 2019 ; Souza, Bloemhof-Ruwaard et Borsato, 2019), permettant de rapprocher les réseaux de la fenêtre de vitalité. Layton (2014) montre également que la robustesse est plus élevée lorsqu'un réseau est optimisé à l'aide d'une combinaison d'indicateurs structuraux de l'ENA que lorsqu'il l'est sur la base de l'efficacité, utilisée plus classiquement en industrie. En complément de la robustesse, Souza, Bloemhof-Ruwaard et Borsato (2019) utilisent d'autres critères dans le processus d'optimisation (l'impact environnemental, entre autres), et montrent que l'optimum structurel se fait au détriment de l'optimum environnemental. À l'inverse, Chatterjee et Layton (2020) et Chatterjee, Malak et Layton (2021) montrent que les réseaux se trouvant dans la fenêtre de vitalité sont également les réseaux les plus avantageux économiquement. Morris (2020) propose une autre démarche, qui consiste à déterminer des lignes directrices (*guidelines*) à partir des caractéristiques des réseaux naturels (approche biomimétique). Celles-ci concernent principalement les acteurs des réseaux (nombre, type, degré de connexion) et leur application sur des réseaux industriels montre par exemple que certains types d'acteurs (les détritivores) devraient être davantage inclus dans les symbioses. L'auteur propose également de procéder à des ajustements sur les volumes échangés entre les acteurs. Suite à l'application de ces préconisations sur de nombreux cas de symbioses issus de la littérature, il conclut que les indicateurs ENA sont davantage influencés par la magnitude des flux que par le nombre de connexions dans le réseau (Morris, 2020).

1.3.2 Évaluation fonctionnelle

L'évaluation fonctionnelle des symbioses concerne principalement les performances environnementales anticipées (études prospectives) ou constatées (études de cas) des réseaux (Neves *et al.*, 2020). Celles-ci sont évaluées par des méthodes d'évaluation environnementale génériques, applicables à d'autres systèmes que les SI, qui mesurent principalement la consommation de ressources, la production de déchets et les émissions vers l'environnement (eau, air) avant et après la mise en place de synergies (Neves *et al.*, 2020 ; Wolf et Karlsson, 2008). Les principales méthodes utilisées pour l'évaluation des performances environnementales sont présentées dans le Tableau 1-3, avec les indicateurs principaux correspondants et les avantages et inconvénients de chacune.

Tableau 1-3 Méthodes et indicateurs mobilisés pour l'évaluation environnementale des symbioses industrielles

Méthode	Indicateur	Force	Faiblesse	Référence
Analyse du cycle de vie (ACV)	Indicateurs <i>midpoint</i> : - émissions GES; - acidification terrestre; - eutrophisation eau douce; - utilisation énergie; - épuisement ressources.	- précision de l'évaluation des impacts; - possibilité de cibler certains aspects du processus.	- limites liées à la définition des unités fonctionnelles; - allocation des impacts des co-produits non-harmonisée et source de variabilité forte des résultats; - possibilité de calcul des impacts localisés (liés au site d'implantation) limitée; - aspects territoriaux rarement considérés.	Aissani <i>et al.</i> , 2019 ; Felicio <i>et al.</i> , 2016 ; Martin, Svensson et Eklund, 2015 ; Neves <i>et al.</i> , 2019
Bilan des flux	Quantité matière : - diminution de la consommation ressources vierges et eau; - diminution de la quantité déchets générés. Quantité énergie : - diminution de la consommation.	- facile à manipuler; - estimation rapide des flux en jeu et de leur source; - considère les relations entre les entités.	- ne peut pas constituer un outil d'aide à la décision; - indicateurs ne renseignant pas sur les impacts; - analyse séparée de chaque flux.	Felicio <i>et al.</i> , 2016 ; Neves <i>et al.</i> , 2019
Empreinte écologique	Empreinte : - production;	- tient compte à la fois de la demande	- indicateur agrégé;	Fraccascia et Giannoccaro,

Méthode	Indicateur	Force	Faiblesse	Référence
	<ul style="list-style-type: none"> - consommation; - eau; - CO₂. 	<ul style="list-style-type: none"> et de la capacité des territoires; - permet d'exprimer les flux et les impacts avec une même unité. 	<ul style="list-style-type: none"> - méthode de calcul remise en question sur plusieurs aspects; - considère uniquement le CO₂ comme gaz à effet de serre; - se base sur le découpage administratif des territoires. 	2020 ; Kharrazi <i>et al.</i> , 2014
Exergie	<i>Exergetic sustainability index</i> Gain et perte d'exergie Consommation cumulée d'exergie	<ul style="list-style-type: none"> - permet la comparaison de flux d'énergie et de matière; - met en lumière les flux les moins efficaces à différentes échelles. 	<ul style="list-style-type: none"> - ne permet pas de considérer les flux non énergétiques; - limité à l'évaluation de l'efficacité. 	Fraccascia et Giannoccaro, 2020 ; Kharrazi <i>et al.</i> , 2014 ; Wu <i>et al.</i> , 2018
Énergie	<i>Emergy sustainability index</i> Quantité d'énergie Taux émergie par rapport à : <ul style="list-style-type: none"> - production; - pression sur l'environnement; - coût. 	<ul style="list-style-type: none"> - intégration des relations entre l'environnement et l'économie; - évalue la quantité et la qualité de l'énergie mobilisée pour produire; - tient compte de la contribution des écosystèmes naturels et des services écologiques. 	<ul style="list-style-type: none"> - pas d'information sur les émissions associées aux flux. 	Fraccascia et Giannoccaro, 2020 ; Neves <i>et al.</i> , 2019 ; Ohnishi <i>et al.</i> , 2017 ; Sun <i>et al.</i> , 2017

Les études évaluant les performances environnementales des SI concluent qu'elles permettent globalement l'amélioration des impacts environnementaux des systèmes de production industriels. En effet, il a été démontré, à travers de multiples études de cas, que la mise en place de synergies permet la diminution de (i) la consommation de matière vierge (Chertow et Lombardi, 2005 ; Wen et Meng, 2015), d'énergie (Li, Cui et Han, 2015) et d'eau (Jacobsen, 2006); (ii) la génération de déchets (van Berkel *et al.*, 2009) ou (iii) l'émission de polluants (GES et autres) (Chertow et Lombardi, 2005). Néanmoins, il peut exister une variabilité contextuelle (type d'industrie, de territoire) qui amène des contre-performances. Par exemple, certaines études ont montré une augmentation des flux de matières consommées (van Berkel *et al.*, 2009) ou des émissions de polluants (Chertow et Lombardi, 2005 ; Jacobsen, 2006).

L'ACV est également un outil pertinent pour mettre en lumière les éventuels désavantages des SI, avec, par exemple, l'effet de transfert d'impacts à l'échelle locale (Martin *et al.*, 2020).

Similairement à l'évaluation structurelle, des indicateurs environnementaux globaux ont été développés spécifiquement pour les SI, en s'appuyant sur les méthodes présentées. Entre autres, celui développé par Felicio *et al.* (2016) mobilise le bilan des flux et un indice qualitatif d'impact environnemental associé à chaque co-produit de la symbiose pour évaluer un taux d'utilisation. Par ailleurs, de plus en plus d'études traitent de la dimension économique des SI (Chertow et Miyata, 2011 ; Jacobsen, 2006 ; Park, Park et Park, 2019), qui est parfois couplée à une analyse environnementale (Trokanas, Cecelja et Raafat, 2015). En revanche, la dimension sociale est encore très peu abordée (Fraccascia et Giannoccaro, 2020 ; Neves *et al.*, 2020).

1.3.3 Évaluation territoriale

L'évaluation des performances des systèmes de ST se fait à l'aide d'indicateurs similaires à ceux utilisés pour l'évaluation des SI (Vahidzadeh *et al.*, 2021). La différenciation est d'ailleurs peu présente dans la littérature, les articles de synthèse sur les méthodes d'évaluation des SI traitant la plupart du temps les deux échelles (industrielle et territoriale) (Fraccascia et Giannoccaro, 2020 ; Neves *et al.*, 2020). Les tendances des résultats des évaluations divergent également peu. Au niveau environnemental, les ST permettent aussi une diminution des consommations d'énergie, de matière et d'eau (Fujii *et al.*, 2016 ; Geng, Tsuyoshi et Chen, 2010 ; Sun *et al.*, 2017) ainsi que des émissions de CO₂ (Butturi *et al.*, 2019). En revanche, au niveau structurel, l'ENA a permis de mettre en avant certaines spécificités des réseaux urbano-industriels. Par exemple, les réseaux impliquant des acteurs agricoles présentent de meilleures performances car ils assurent une fonction de détritivore, permettant de conserver la matière dans le réseau et créant ainsi des boucles territoriales (Morris, Weissburg et Bras, 2020).

Peu d'études proposent une évaluation territoriale en tant que telle, qui mobiliserait des indicateurs destinés à juger de l'implantation d'une symbiose sur un territoire donné. Parmi les

auteurs ayant travaillé sur le sujet, Ogé (2021) propose un protocole pour évaluer les impacts de la mise en place de synergies sur les acteurs d'un territoire et leurs répercussions sur son fonctionnement. Pour cela, il identifie sept enjeux territoriaux (enjeu d'attractivité, économique, sociétal, environnemental, de planification, d'innovation et d'autonomie) auxquels il associe un ensemble d'indicateurs. Les enjeux d'intérêt pour ce travail sont les enjeux environnemental et d'autonomie, les autres étant davantage liés à des questions économiques ou sociales. Les indicateurs proposés par Ogé (2021) sont qualitatifs et quantitatifs; ces derniers sont récapitulés dans le Tableau 1-4.

Tableau 1-4 Indicateurs quantitatifs d'évaluation territoriale d'une symbiose
D'après Ogé (2021)

Indicateur	Mesure	Signification
Enjeu environnemental		
Qualité de l'air	Quantité de PM _{2.5} évitées	Impact local sur la santé humaine (mobilise les facteurs d'ACV)
Volume de déchets évités	Quantité annuelle; part des déchets totaux	Quantité absolue ou relative de déchets évités grâce aux synergies territoriales
Performance matière/énergie	Quantité de matière/d'énergie par tonne de produit	Gains en matière/énergie réalisés grâce aux synergies territoriales
Énergie renouvelable et de récupération	Part de l'énergie renouvelable et de récupération dans la consommation totale d'énergie	Quantité relative d'énergie renouvelable et de récupération consommée grâce aux synergies
Enjeu d'autonomie		
Dépendance matière/énergie	Part des importations matière/énergie dans la consommation totale	Variation de la dépendance en matière/énergie du système suite à l'implantation de synergies territoriales
Circularité	Part de matière premières secondaires dans la consommation totale de matière	Circularité du territoire (réutilisation, valorisation, recyclage) atteinte grâce aux synergies
Autonomie matière à long terme	Temps d'exploitation du gisement de matières premières	Contribution de la synergie à réduire le rythme d'exploitation des matières premières disponibles sur le territoire

La proposition de Ogé (2021) concernant l'enjeu environnemental du territoire fait appel à des indicateurs proches de ceux utilisés dans une évaluation environnementale classique. Quant aux indicateurs d'autonomie territoriale, ils sont proches de ceux mobilisés lors d'une évaluation sous l'angle de l'ÉC; deux champs souvent mis en relation et confondus (Harris,

Martin et Diener, 2021 ; Vahidzadeh *et al.*, 2021). Les études d'évaluation de la circularité des territoires sont cependant moins courantes que celles concernant les produits (Virtanen *et al.*, 2019). Elles peuvent néanmoins fournir des éléments intéressants concernant la pertinence de la mise en place de stratégies de circularité. Par exemple, à l'échelle de la chaîne de valeur, Brändström et Eriksson (2022) ont montré que ces stratégies ont permis de diminuer les flux de matière entrants et sortants. A l'échelle urbaine, les résultats sont parfois plus nuancés car ils peuvent dépendre du niveau de développement technologique des zones étudiées (Guo *et al.*, 2017). Plus globalement, les résultats de circularité à une échelle donnée ne se répercutent pas nécessairement à une échelle plus large (N. Wang *et al.*, 2018) et peuvent varier en fonction des indicateurs considérés (Guo *et al.*, 2017).

CHAPITRE 2

PROJET DE RECHERCHE

Le projet de recherche est construit sur les hypothèses de travail suivantes : (i) les systèmes symbiotiques (industriels et territoriaux) sont complexes et dynamiques et s'inscrivent dans l'espace et dans le temps. Par conséquent, (ii) il est pertinent de définir des trajectoires d'évolution propices à les maintenir et à assurer un renforcement des bénéfiques qu'ils apportent¹⁰ (en matière environnementale, de résilience, etc.). Ainsi, il s'agit d'une part d'appréhender les systèmes symbiotiques sous l'angle de leur complexité (liée à la diversité de flux et aux possibilités de déploiement) pouvant influencer leurs performances (axe spatial). D'autre part, il s'agit de planifier leur évolution pour être en mesure d'assurer un renforcement de ces performances (axe temporel). Les hypothèses et les objectifs de recherche de ce projet sont définis et présentés dans ce chapitre.

2.1 Hypothèses de recherche

Les deux axes de recherche identifiés sont explorés, à des degrés divers, par trois volets contribuant chacun à l'ambition du projet, qui est de poser un regard systémique sur le déploiement des systèmes symbiotiques. Considérant (i) que la configuration d'un réseau peut avoir des répercussions sur son fonctionnement et ses performances (Fraccascia *et al.*, 2021 ; Neves *et al.*, 2020) et (ii) qu'elle est un des leviers pour atteindre une forme de résilience (Fraccascia, Giannoccaro et Albino, 2017), la dimension structurelle est placée au cœur de la construction du projet de recherche. Elle est évaluée à l'aide des indicateurs issus de l'ENA.

¹⁰ Cette prémisse est en partie inspirée par la définition des écosystèmes industriels que propose Ashton (2009) en conclusion de son étude, qui dépasse la définition statique des systèmes : « [...] industrial ecosystems are dynamic systems in which companies, groups of companies, and governments operating at different levels and on different time scales employ a range of strategies to adapt to and resist perturbations to the system ».

Volet 1 – Multidimensionnalité des systèmes symbiotiques

Dans ce premier volet, il s'agit de combler des lacunes relatives à l'évaluation des systèmes symbiotiques, à l'heure actuelle peu systémique. En effet, elle se concentre principalement sur la dimension structurelle ou environnementale (Neves *et al.*, 2020) mais rarement sur les interactions entre celles-ci. Les quelques études qui explorent cette voie sont soit des études d'optimisation de réseau (Souza, Bloemhof-Ruwaard et Borsato, 2019), soit des études de cas (Dong *et al.*, 2022 ; Fang et Chen, 2019 ; Gao *et al.*, 2021) qui par conséquent explorent peu les effets de la diversité des configurations de réseau sur ses performances. Ces constats amènent à formuler la première hypothèse de ce projet de recherche.

Hypothèse 1 :

Les différentes configurations potentielles d'une SI ont des conséquences sur la performance structurelle et environnementale du système.

Volet 2 – Spatialisation des stratégies de symbioses

L'échelle territoriale est identifiée comme pertinente pour répondre à des enjeux de soutenabilité des systèmes (Cerema, 2020 ; Laurent, 2015). De plus, les SI s'inscrivent, par les liens qu'elles ont avec des acteurs extérieurs à la symbiose, dans un système territorial sur lequel elles peuvent avoir un impact. Évaluer cet impact, à travers l'étude de la contribution des synergies à la performance d'un système plus large, est identifié comme un besoin (Dong *et al.*, 2022). Ainsi, la question concernant l'apport de l'implantation d'une SI dans un système territorial conduit à la formulation d'une deuxième hypothèse.

Hypothèse 2 :

L'élargissement des stratégies symbiotiques, à travers l'intégration d'une SI aux échanges s'effectuant sur un territoire, permet de favoriser son autonomie.

Volet 3 – Aide à la planification de l'évolution des symbioses

Les deux premiers volets placent la configuration des systèmes symbiotiques au cœur des préoccupations de l'analyse des performances. Ce troisième volet entend mobiliser cette

dimension structurelle pour établir des lignes directrices afin d'accompagner la planification des réseaux et renforcer les bénéfices qu'ils apportent. L'utilisation de l'ENA et en particulier de la robustesse tend à devenir une méthode de conception, dépassant une utilisation orientée vers l'analyse (Morris, 2020). Cet emploi comme outil de conception est majoritairement développé à travers l'optimisation des systèmes, qui peut être limitée par la complexité des modèles à retranscrire, ainsi que par l'absence d'information sur les critères ayant mené au choix optimal (Tanguy, 2017). En revanche, les études statistiques en ENA permettent de mettre en lumière certaines caractéristiques des réseaux, en regard des règles fixées lors de la génération de réseaux aléatoires. Ce type d'approche est peu utilisé pour des réseaux anthropiques mais a servi à déterminer des tendances dans les systèmes biologiques (Morris, Christian et Ulanowicz, 2005 ; Zorach et Ulanowicz, 2003). Par ailleurs, Morris (2020) met en avant le fait que l'importance du poids des liens dans un réseau peu avoir une influence sur les indicateurs ENA. À partir de ces constats, une troisième hypothèse est formulée.

Hypothèse 3 :

L'étude statistique de la répartition des poids des flux dans un réseau permet d'établir des lignes directrices permettant de planifier l'évolution des systèmes.

2.2 Objectifs général et spécifiques

L'objectif général du travail de recherche est de développer une approche systémique dédiée à l'évaluation de la performance et à la planification de l'évolution des SI et des ST, en intégrant la méthode ENA. Cet objectif général se décline en trois objectifs spécifiques, répondant aux trois hypothèses. Le premier concerne le développement d'un cadre d'analyse.

Objectif 1 :

Développer un cadre d'analyse multidimensionnel (structure et environnement) appliqué à un ensemble de scénarios construits en fonction d'une typologie de réseaux spécifique aux SI.

Le deuxième objectif vise à inclure la dimension territoriale dans le processus d'évaluation, permettant de caractériser les systèmes territoriaux. Par la conception de scénarios d'intégration de SI à un territoire, il s'agit d'aborder un des enjeux résidant dans la capacité à appréhender les évolutions des systèmes symbiotiques, qui sont appelés à dépasser les frontières industrielles.

Objectif 2 :

Enrichir le cadre d'analyse développé dans l'objectif 1 avec des indicateurs d'autonomie territoriale et l'appliquer à des scénarios traduisant l'intégration progressive d'une SI au sein d'un territoire.

Dans le prolongement de l'objectif 2, le troisième objectif permet de définir des lignes directrices pour planifier les évolutions des systèmes symbiotiques.

Objectif 3 :

Établir des directions d'évolution des réseaux en matière de répartition des volumes des flux, sur la base de l'analyse statistique de réseaux générés aléatoirement à l'aide d'un algorithme.

La construction du projet de recherche est synthétisée sur la Figure 2-1, qui reprend les principaux éléments de l'état des connaissances ainsi que les lacunes identifiées sur lesquels s'appuie le travail de recherche.

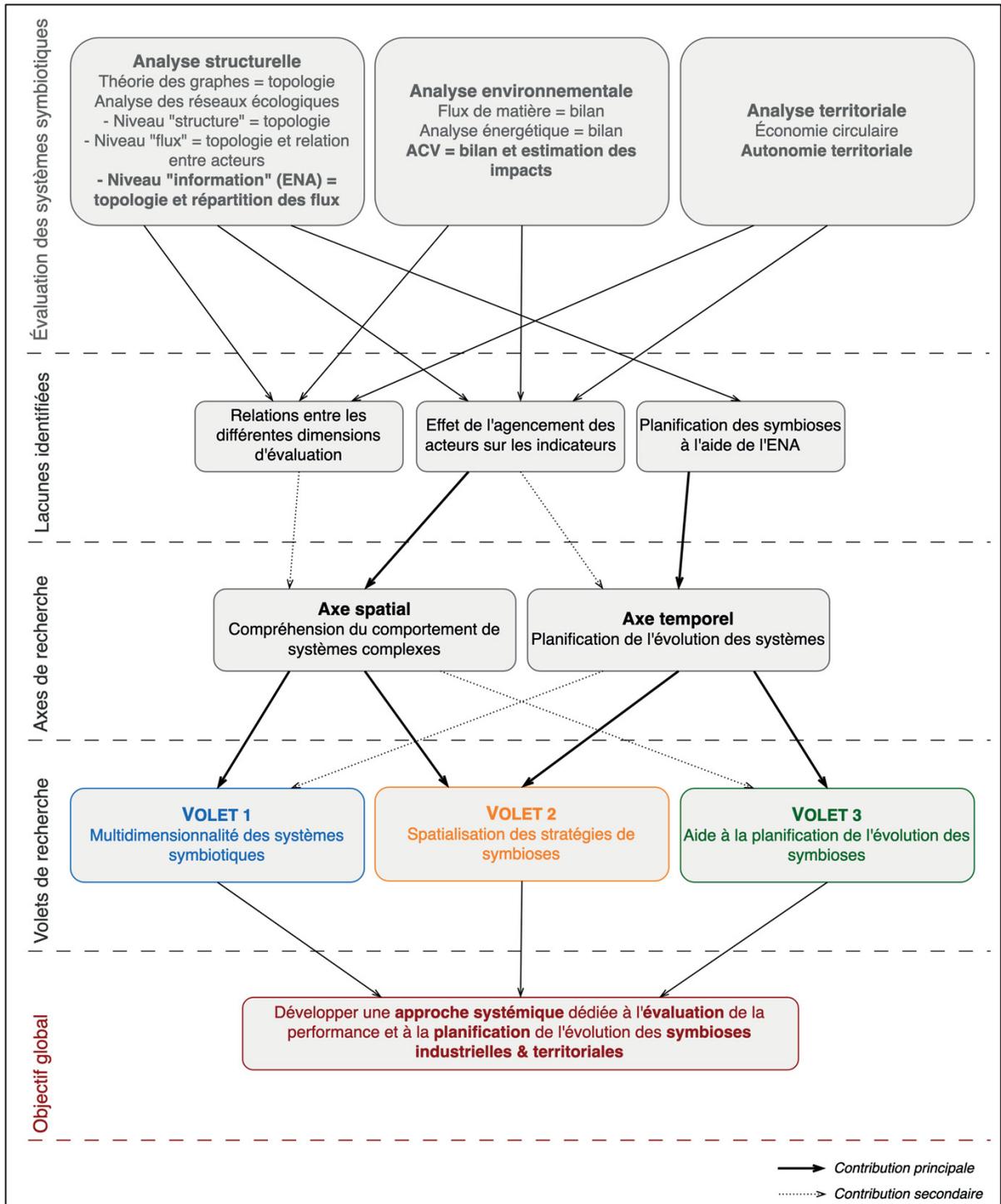


Figure 2-1 Schéma synthèse de la construction du projet de recherche doctorale

2.3 Publications associées au projet de recherche

Le travail réalisé dans le cadre de cette thèse fait l'objet de plusieurs publications, qui sont listées ci-dessous.

- 1) Barrau, Enora et Mathias Glaus. 2019. « Application des principes d'analyse des réseaux écologiques aux symbioses territoriales ». In *Congrès ACFAS 2019*. (Gatineau, QC, Canada, 31 mai 2019).
- 2) Barrau, Enora et Mathias Glaus. 2020. « Industrial Symbiosis and Ecological Network Analysis: Robustness as a network structural assessment metric ». In *ISIE Americas - Industrial Ecology for Resilient and Sustainable Cities: Enhancing circularity and wellbeing*. (Lima, Pérou, 6 juillet 2020, à distance).
- 3) Barrau, Enora et Mathias Glaus. 2023. « Structural and Environmental Performance of Evolving Industrial Symbiosis: A Multidimensional Analysis ». *Sustainability*, vol. 15, n° 1, p. 693. <<https://doi.org/10.3390/su15010693>>.
- 4) Barrau, E., Audrey Tanguy, Mathias Glaus. 2023. « Multidimensionnal assessment of regional symbiosis deployment: influence of the regional context ». In *International Industrial Ecology Conference (IIECON-2023)*. (Paris, France, 21 septembre 2023).
- 5) Barrau, E., Audrey Tanguy, Mathias Glaus. À paraître. « Closing the loop: Structural, environmental and regional assessments of industrial symbiosis ». Article soumis dans la revue *Sustainable Production and Consumption*.

CHAPITRE 3

MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE

L'approche méthodologique de ce projet de recherche repose sur la mobilisation de plusieurs méthodes d'évaluation et d'analyse reconnues, combinées afin de répondre aux hypothèses de recherche et atteindre les objectifs. Ce chapitre présente donc les différents éléments mobilisés ainsi que les démarches plus générales sur lesquelles s'appuie le travail. Une synthèse de l'approche méthodologique est présentée en fin de chapitre.

3.1 Évaluation multidimensionnelle

L'évaluation des systèmes symbiotiques porte sur trois dimensions (structurelle, environnementale et territoriale) qui sont chacune évaluées à l'aide de méthodes spécifiques. L'analyse structurelle s'appuie sur les indicateurs de l'ENA de niveau « information », et en particulier sur la robustesse. L'analyse environnementale s'appuie sur une approche de type ACV, mobilisant les catégories d'impact habituellement évaluées en étude de SI. Enfin, l'analyse territoriale s'appuie sur des indicateurs d'autonomie et traditionnellement retrouvés en évaluation de la circularité.

3.1.1 Évaluation structurelle

L'évaluation structurelle des systèmes symbiotiques s'appuie sur l'ENA. Pour cela, les symbioses sont représentées sous forme de graphes, puis de matrices de flux. La formalisation générale des systèmes est présentée sur la Figure 3-1.

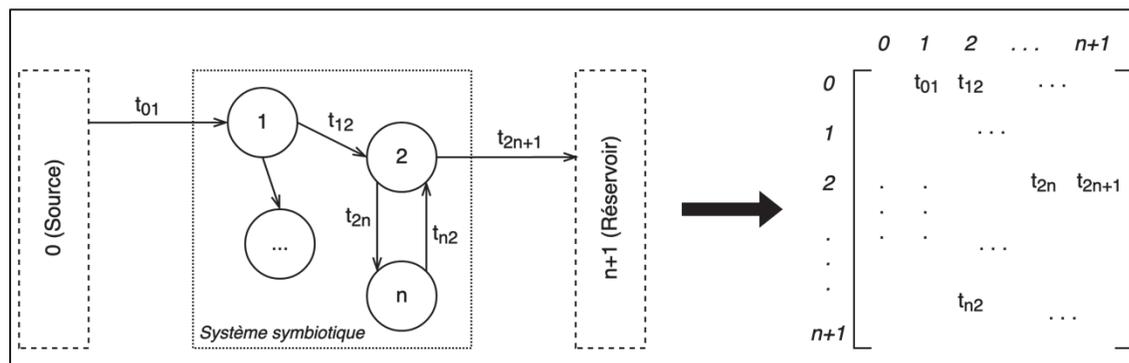


Figure 3-1 Formalisation des réseaux pour le calcul des indicateurs de structure

Les indicateurs de structure sont calculés à partir de la matrice de flux T où t_{ij} représente le flux allant de i vers j et où les flux doivent être exprimés sur une même unité. En particulier, l'indicateur de robustesse est calculé à l'aide de la diversité de Shannon (H) et de l'AMI. Les équations généralisées de Ulanowicz (2004) permettent d'introduire une distinction entre les éventuelles couches d'un réseau. Une couche k correspond à une matrice dans laquelle les échanges de flux dépendants sont répertoriés : si un réseau échange de l'eau et de la matière de manière indépendante (c'est-à-dire qu'aucun des échanges de matière ne dépend des échanges en eau et inversement), le réseau comprend deux couches et deux matrices de flux sont établies. Les équations issues de l'ENA utilisées pour évaluer la performance structurelle des réseaux monocouches (2D) et multicouches (3D) sont présentées dans le Tableau 3-1.

Tableau 3-1 Indicateurs de structure issus de l'ENA

Indicateur	Équations 2D	Équations 3D
AMI	$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{t_{ij}}{T_{..}} \log_2 \left(\frac{t_{ij} T_{..}}{t_i t_j} \right)$	$\sum_{ijk} \frac{t_{ijk}}{T_{...}} \log_2 \left(\frac{t_{ijk}^2 T_{...}}{t_{ij} t_{i,k} t_{jk}} \right)$
H	$-\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{t_{ij}}{T_{..}} \log_2 \left(\frac{t_{ij}}{T_{..}} \right)$	$-\sum_{ijk} \frac{t_{ijk}}{T_{...}} \log_2 \left(\frac{t_{ijk}}{T_{...}} \right)$
H_c	$H - \text{AMI}$	$H^{3D} - \text{AMI}^{3D}$
α	AMI / H	AMI^{3D} / H^{3D}
R	$-\alpha \ln(\alpha)$	$-\alpha^{3D} \ln(\alpha^{3D})$

L'analyse structurelle se concentre sur les échanges qui ont lieu à l'intérieur du périmètre de la symbiose puisqu'il s'agit de mesurer la performance du réseau en tant que tel. Par conséquent, les liens avec les nœuds représentant l'environnement extérieur (source et réservoir) sont exclus du calcul des indicateurs (Ulanowicz et Norden, 1990). En incluant ces derniers, les indicateurs donnent une information différente, qui considère le rapport entre les flux venant de l'extérieur et ceux circulant à l'intérieur du système. En dernier lieu, les résultats sont positionnés sur la courbe de robustesse où R est tracé en fonction de α ($R = -\alpha \ln(\alpha)$) afin de pouvoir les situer en regard des performances des systèmes écologiques, en particulier de la fenêtre de vitalité.

3.1.2 Évaluation environnementale

La dimension environnementale des systèmes est évaluée selon une approche d'ACV. Il ne s'agit pas de mener une ACV complète mais de mobiliser les outils disponibles (base de données, études existantes) pour évaluer les impacts environnementaux en s'appuyant sur une méthode établie et reconnue. Par ailleurs, l'approche ACV permet de tenir compte d'impacts environnementaux divers, qui reflètent la complexité de l'évaluation environnementale. Trois catégories d'impact sont évaluées, sur la base des catégories les plus courantes en ACV de SI (Liu *et al.*, 2021 ; Martin *et al.*, 2014 ; Røyne *et al.*, 2018). Il s'agit des catégories de Potentiel de réchauffement global (GWP, kg de CO₂eq), Potentiel d'acidification terrestre (TAP, kg SO₂eq) et Potentiel d'eutrophisation de l'eau douce (FEP, kg Peq).

Pour chaque type de flux, un score d'impact est déterminé à partir de la littérature ou de la base de données Ecoinvent (version 3.7, Wernet *et al.*, 2016), en utilisant la méthode de calcul d'impact ReCiPe (version 1.13, midpoint H). Pour les flux de matière, un impact lié à leur transport est également pris en compte. L'impact I associé à la symbiose est calculé grâce à l'équation (3.1).

$$I = \sum_f q_f S_{mf} + t_f S_{tf} \quad (3.1)$$

où q_f est la quantité du flux f dont l'unité dépend du type de flux, t_f est le transport du flux f exprimé en quantité kilomètres (généralement t·km) et s est le score d'impact associé au flux f exprimé en quantité par unité de flux (par exemple, pour l'impact GWP d'un flux de déchet, kg CO₂eq/kg déchet). Les indices m et t font respectivement référence au score d'impact associé à la matière et au transport.

3.1.3 Évaluation territoriale

L'évaluation territoriale des systèmes est menée à l'aide de la grille d'analyse de l'autonomie territoriale définie par Ogé (2021) (pour rappel, voir le Tableau 1-4). Il s'agit des indices de circularité et de dépendance. Le premier est le rapport entre la somme des flux circulant dans la symbiose et la somme des flux consommés dans la symbiose (venant de l'extérieur du système et circulant à l'intérieur), calculé selon l'équation (3.2). Le second est le rapport entre la somme des flux entrant dans la symbiose dans une situation symbiotique et non symbiotique, calculé selon l'équation (3.3).

$$C = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n t_{ij}}{\sum_{i=0}^n \sum_{j=1}^n t_{ij}} \quad (3.2)$$

$$D = \frac{\sum_{j=1}^n t_{0j}}{(\sum_{j=1}^n t_{0j})_{NS}} \quad (3.3)$$

où t_{ij} est le flux allant de i à j , n est le nombre d'acteurs de la symbiose et l'indice 0 réfère au nœud d'où proviennent les imports. La notation NS réfère à la situation non symbiotique par rapport à laquelle la dépendance est évaluée.

3.2 Détermination des lignes directrices pour l'évolution des symbioses

La méthodologie suivie pour établir des lignes directrices de planification des symbioses est basée sur une approche statistique. La démarche globale développée est inspirée de celle suivie par Morris, Christian et Ulanowicz (2005), qui proposent une analyse statistique des indicateurs ENA calculés pour un échantillon de réseaux écologiques connus d'une part, et

plusieurs échantillons de réseaux fictifs générés aléatoirement d'autre part. Ainsi, la méthodologie développée est construite en trois temps.

Dans un premier temps, il s'agit de développer un algorithme permettant de générer un échantillon de matrices construites aléatoirement. Elles peuvent être traduites sous forme de graphes représentant des configurations de réseaux. L'algorithme est développé en trois modules :

- 1) le premier est la génération aléatoire d'un échantillon de matrices suivant des critères de construction et de remplissage :
 - a) critères de construction : les matrices sont de taille $n \times n$ où n est le nombre d'acteurs (de nœuds). Les graphes associés aux matrices doivent être faiblement connexes, c'est-à-dire d'un seul tenant (tous les nœuds font partie d'un seul et même graphe);
 - b) critères de remplissage : le poids de la diagonale des matrices est fixé à 0; le poids des autres cellules est tiré aléatoirement selon une distribution uniforme (intervalle de 0 à 100). Étant donné la contrainte sur la diagonale, le nombre de cellules non nulles varie de $(n - 1)$ à $(n^2 - n)$;
- 2) le deuxième est le calcul des indicateurs issus de l'ENA, en particulier de α et de R;
- 3) le troisième est le calcul des indicateurs statistiques pour chaque matrice générée.

Dans un second temps, il s'agit de mener une analyse des résultats statistiques issus de la génération des matrices. Les indicateurs statistiques mobilisés sont la moyenne des poids relatifs des cellules non nulles d'une matrice (liens), les valeurs minimales et maximales et leur écart-type. Ils sont calculés pour chaque matrice. Le poids relatif est calculé comme suit : pour une matrice A, le poids relatif du lien a_{ij} est égal à $a_{ij} / \sum_{i,j} a_{ij}$. Afin de mener une analyse de l'échantillon à plusieurs niveaux, les indicateurs sont calculés :

- au niveau global, c'est-à-dire en considérant l'ensemble des matrices de l'échantillon;
- au niveau de groupes définis en fonction des valeurs de l'indicateur α (groupes A, B et C correspondant respectivement à la gauche de la fenêtre de vitalité, à la fenêtre et à la droite de la fenêtre);
- au niveau de classes de résultats déterminées en fonction des valeurs de α et R.

À partir des indicateurs calculés aux trois niveaux, des intervalles de valeurs cibles sont établis (bornes minimum et maximum) pour le nombre de liens, leur poids relatif et leur écart-type. Il est à noter que le nombre de liens n'est cependant pas considéré comme une variable impactant

fortement les indicateurs de l'ENA (Morris, 2020). Par conséquent, il est utilisé comme un paramètre de contrôle. Ces intervalles constituent des points de référence sur lesquels s'appuie la démarche de planification de l'évolution des réseaux.

Dans un troisième temps, une preuve de concept est réalisée afin de vérifier si les intervalles définis par l'analyse statistique permettent effectivement de planifier l'évolution d'un réseau en orientant sa performance. Le principe général de la démarche consiste à ajuster une configuration de réseau donnée afin que celui-ci soit positionné dans la fenêtre de vitalité. L'ajustement est fait sur le poids des liens et leur écart-type, en fonction (i) du positionnement sur la courbe de robustesse et (ii) des indicateurs statistiques du réseau initial.

3.3 Approche par scénarios

Les méthodes précédemment présentées dans ce chapitre sont appliquées sur des scénarios destinés à balayer un spectre de possibles quant à l'organisation structurelle et fonctionnelle des symbioses, et ce à différentes échelles (industrielle et territoriale). Les scénarios permettent donc de faire varier principalement la configuration des réseaux et, de manière secondaire, les processus ou les procédés mis en jeu, dans le but d'observer le comportement des indicateurs.

L'ensemble des scénarios présenté dans ce travail de recherche est construit à partir d'un cas d'étude, dont le choix a été motivé par plusieurs éléments. Il s'agit de (i) la complexité du réseau, afin d'être en mesure de mettre en avant des tendances avec l'étude structurelle, (ii) la disponibilité des données permettant de décrire quantitativement et qualitativement le réseau (volume des échanges et nature des flux échangés) et (iii) la présence de données concernant les scores d'impact afin de guider l'évaluation environnementale. Considérant ces éléments, le cas d'étude sélectionné dans la littérature est la symbiose industrielle de Sötenas, située en Suède. Centrée autour de l'industrie de transformation du poisson, cette symbiose, telle que décrite par Martin et Harris (2018), comprend sept acteurs échangeant 12 flux, qui sont de l'eau et de la matière (principalement de la matière organique issue du poisson). Un digesteur reçoit la matière organique venant des entreprises impliquées dans la SI et produit de

l'électricité. La symbiose telle que présentée dans l'article de Martin et Harris (2018) est schématisée sur la Figure 3-2.

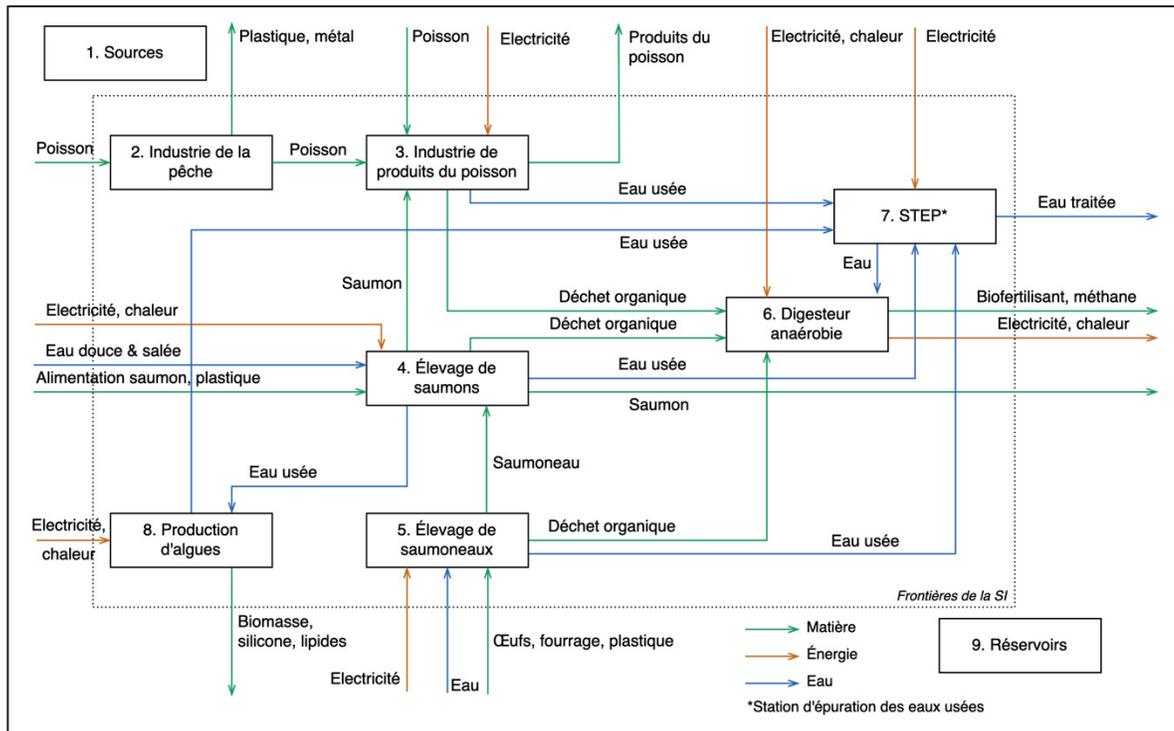


Figure 3-2 Symbiose industrielle de Sötenas
Adaptée de Martin et Harris (2018)

Un des facteurs principaux orientant ce choix est la présence de données concernant la façon de mener l'analyse environnementale (scores d'impacts en particulier). Les données manquantes concernant principalement les scores d'impact relatifs à l'industrie du poisson (élevage et transformation) sont issues de la littérature. Ainsi, les choix méthodologiques relatifs à l'analyse environnementale (catégorie d'impact, méthode d'évaluation des impacts et procédés Ecoinvent) ont été faits en mettant en regard les pratiques courantes issues de la littérature et la disponibilité des données relatives au cas sélectionné.

Chaque volet du projet de recherche combine plusieurs des méthodes précédemment présentées. Elles sont appliquées sur des scénarios développés spécifiquement pour répondre

aux hypothèses et objectifs de recherche, dont l'élaboration est détaillée dans les chapitres suivants :

- Le chapitre 4 présente le Volet 1, qui mobilise l'ENA pour évaluer la dimension structurelle des scénarios et l'approche ACV pour évaluer la dimension environnementale.
- Le chapitre 5 présente le Volet 2, qui mobilise les mêmes outils que le Volet 1 et qui intègre les indicateurs d'autonomie territoriale.
- Le chapitre 6 présente le Volet 3, qui étudie les différents scénarios à l'aide de l'ENA et de l'analyse statistique.

CHAPITRE 4

ANALYSE MULTIDIMENSIONNELLE D'UNE SYMBIOSE INDUSTRIELLE

Ce chapitre présente l'étude menée afin de répondre au premier objectif du travail de recherche, qui est de développer un cadre d'analyse multidimensionnel (structure et environnement) appliqué sur des scénarios construits en fonction d'une typologie de réseaux spécifique aux SI. Plus spécifiquement, il s'agit d'observer les effets de l'organisation structurelle d'une SI sur sa performance environnementale afin d'identifier une typologie de structure favorisant à la fois les bénéfices environnementaux du réseau et son maintien. Pour cela, plusieurs scénarios structureaux sont construits et sont évalués à l'aide d'une grille d'analyse bidimensionnelle combinant l'évaluation structurelle (ENA) et l'évaluation environnementale (approche ACV). Dans un premier temps, le système étudié et les scénarios analysés sont présentés puis, dans un second temps, l'évaluation bidimensionnelle est présentée et analysée. Enfin, une synthèse des conclusions et des perspectives de recherche sont proposées.

4.1 Définition du système et des scénarios de symbioses industrielles

Afin de révéler les relations potentielles entre l'organisation structurelle des SI et leurs performances environnementales, des scénarios sont construits dans le but d'aborder les différentes formes que les réseaux pourraient prendre. Pour cela, la typologie des SI développée par Rohde-Lütje et Wohlgemuth (2020) sert de point de départ. Les auteurs identifient sept catégories qui sont ici réduites à trois, regroupant dans une même catégorie typologique les structures avec ou sans périphérie. La catégorie « Asymétrique » a été exclue car elle regroupe les réseaux qui ne présentent pas de schéma structurel identifiable. La distinction entre les structures avec et sans périphérie est reprise pour différencier des générations de symbiose, qui ont pour objectif de traduire le développement d'une SI au cours du temps. La nouvelle typologie développée est présentée sur la Figure 4-1. Les scénarios se déploient en trois catégories (chaîne d'approvisionnement, centrée et centrée avec cœur), chacune pouvant donner lieu à un nombre de générations déterminé par les contraintes du réseau à l'étude (nombre d'acteurs et de liens).

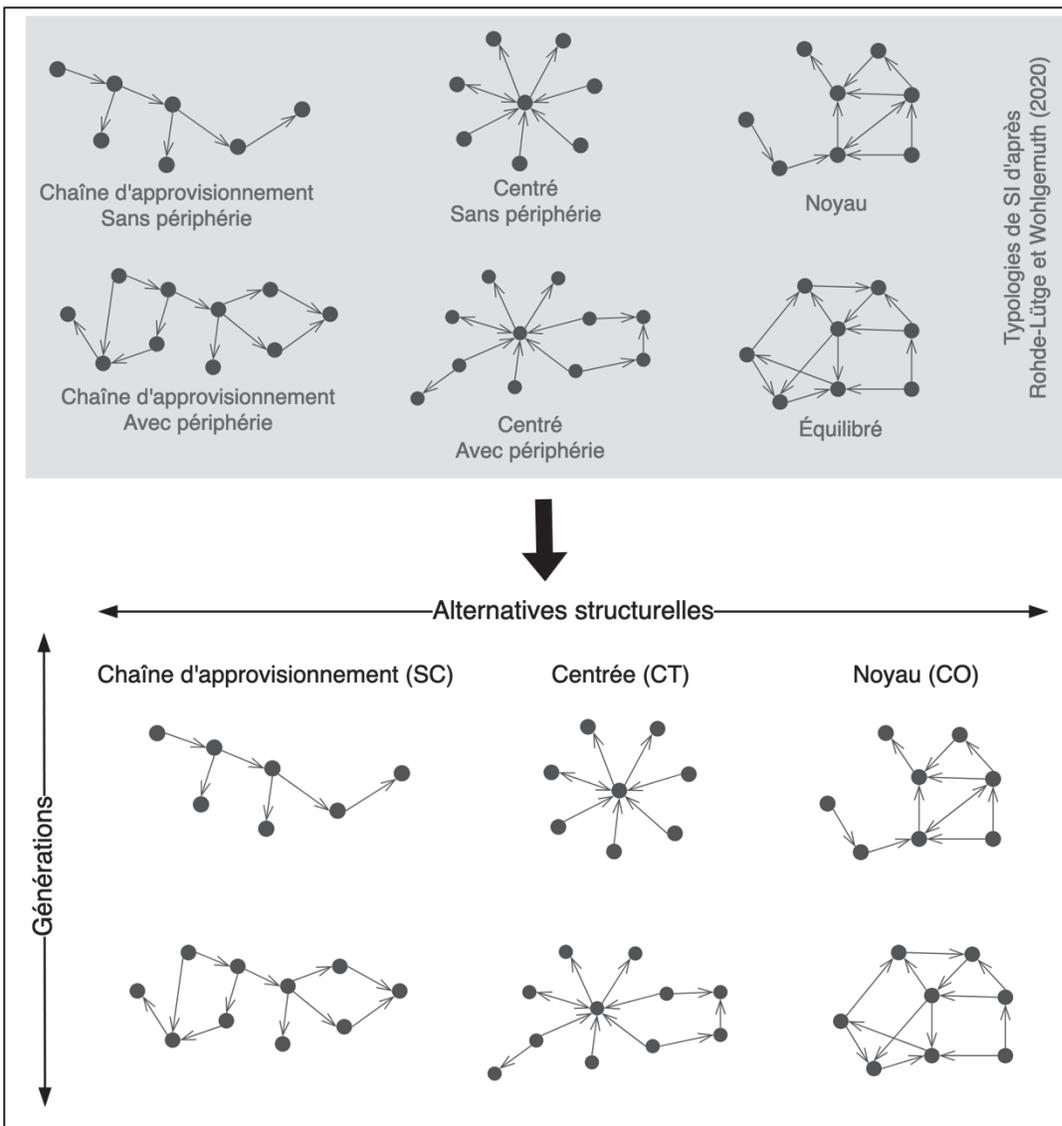


Figure 4-1 Nouvelle typologie de structure de symbioses industrielles

Le système choisi pour mener l'étude est basé sur la SI de Sötenas (Martin et Harris, 2018). L'évaluation se fait ici à l'échelle de la symbiose; les flux considérés sont donc limités à ceux échangés entre les acteurs impliqués dans les synergies. La symbiose considérée est présentée sur la Figure 4-2.

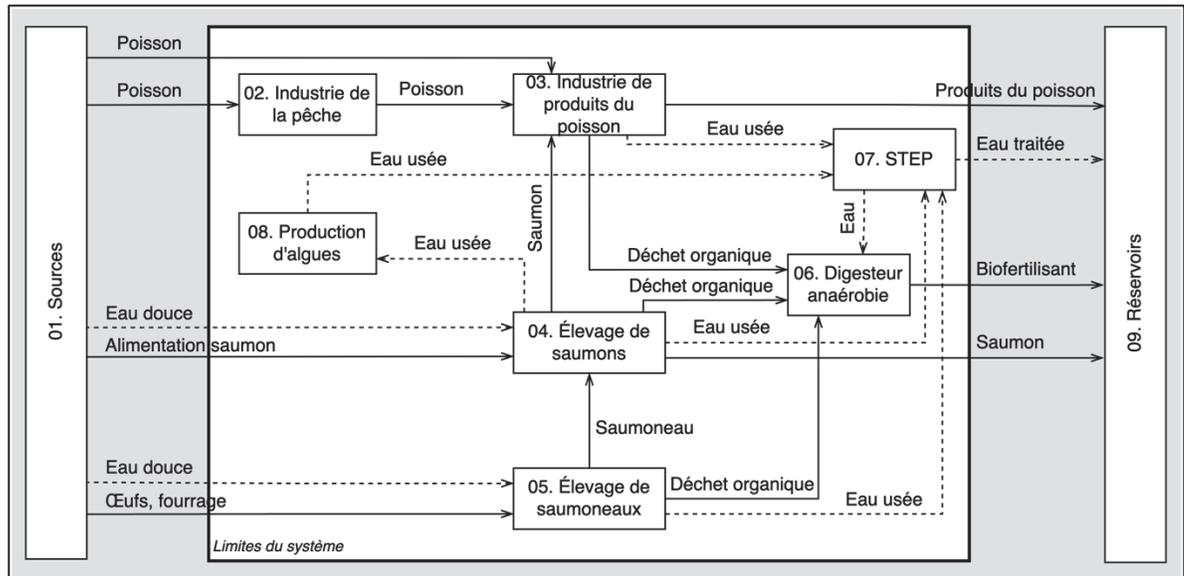


Figure 4-2 Symbiose industrielle considérée pour l'analyse multidimensionnelle

La SI étudiée repose uniquement sur des flux de matière et d'eau (pas d'échange d'énergie). Ces deux types de flux sont indépendants, dans le sens où les échanges de l'un ne conditionnent pas les échanges de l'autre. Ils constituent donc deux couches et, par conséquent, les indicateurs structuraux calculés sont les indicateurs « 3D ». À partir de ce système et de la typologie de structure, deux types de scénarios sont construits : (i) des scénarios rétrospectifs, qui traduisent la construction progressive du réseau pour aboutir à la SI existante, et (ii) des scénarios prospectifs, qui permettent d'explorer les possibilités d'évolution de la SI.

4.1.1 Scénarios rétrospectifs

Dans ce cas de figure, les générations sont considérées comme les états antérieurs du réseau, et les typologies comme des branches d'évolution alternatives. En suivant ce raisonnement, sept scénarios sont construits : les trois alternatives structurelles se déploient sur deux générations et convergent vers la SI existante qui est considérée comme la troisième génération. Les scénarios étudiés sont présentés sur la Figure 4-3, avec le nombre de flux par couche (chiffre entre parenthèses) et les flux ajoutés en deuxième génération (flèches rouges). Par soucis de clarté, les flux entrants et sortants du système ne sont pas représentés sur la figure

mais sont pris en compte dans l'évaluation environnementale de chaque scénario. Un scénario de référence correspondant à une situation sans symbiose est également considéré.

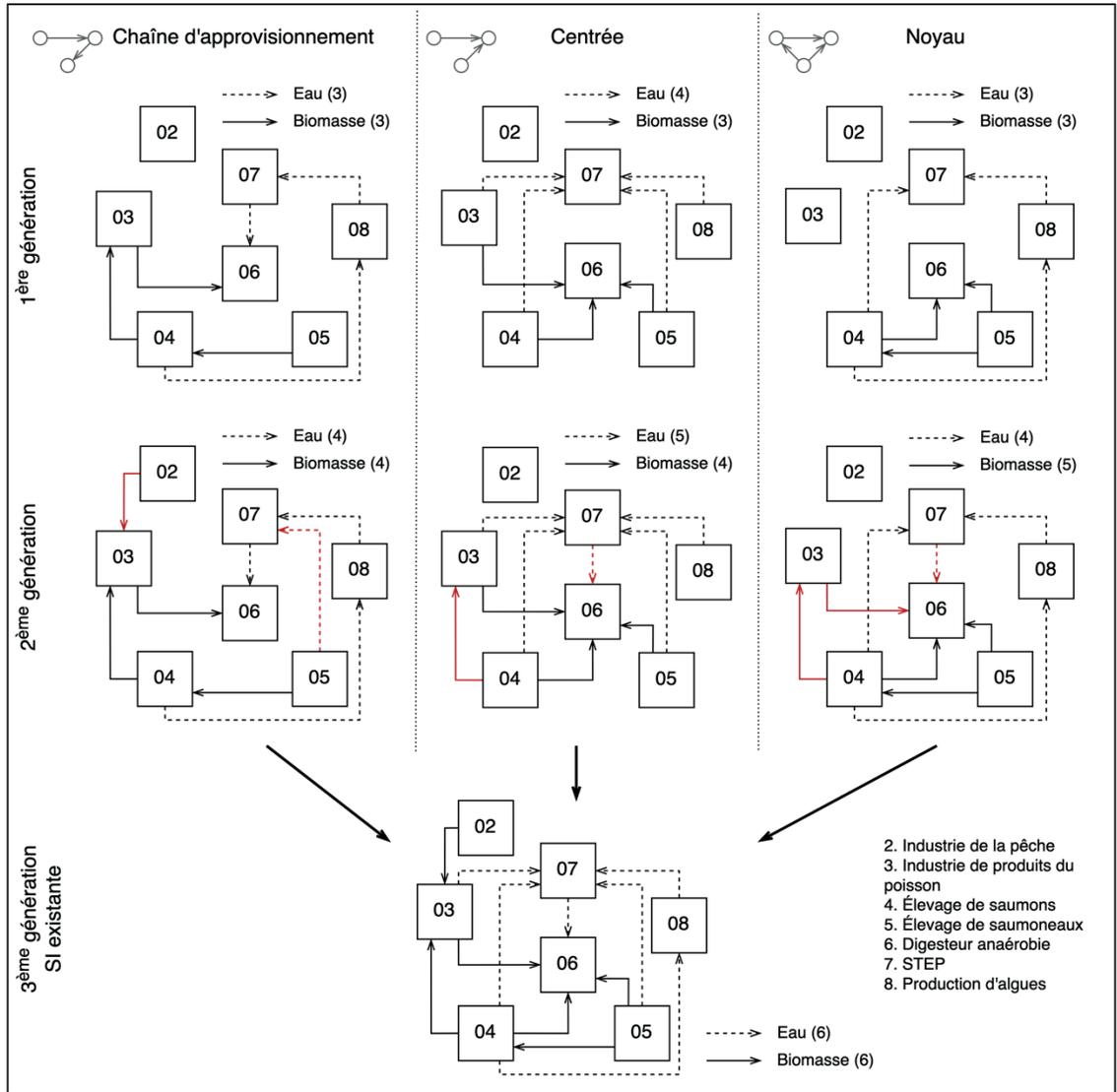


Figure 4-3 Scénarios considérés pour l'étude multidimensionnelle de la symbiose industrielle de Sötenas

4.1.2 Scénarios prospectifs

Pour développer des scénarios d'évolution de SI, deux approches distinctes sont suivies : une approche orientée (i) par l'aspect structurel du réseau et (ii) par l'aspect environnemental de la

SI. La première approche conduit à la construction d'une quatrième génération de SI. Il s'agit de faire évoluer la structure de la symbiose existante de manière à créer davantage de boucles de circulation de flux, afin d'observer si la création d'alternatives d'approvisionnement favorise une meilleure robustesse du réseau. Pour cela, il est choisi de se concentrer sur la couche d'eau, en considérant que l'eau traitée est un flux utilisable tel quel par n'importe quel autre acteur du réseau en ayant besoin. Les nouvelles boucles créées permettent donc de diminuer le volume d'eau entrant (pour les acteurs 04 et 05, soient l'élevage de saumon et l'élevage de saumoneau) et le volume sortant de la station d'épuration (acteur 07). Étant donné les volumes en jeu (le flux sortant de la station peut couvrir la totalité des besoins de 05 mais pas ceux de 04), deux configurations sont testées, présentées sur la Figure 4-4. Le pourcentage de recirculation (RP) du flux sortant de la station varie de 20 à 100 % par pas de 20 %, aboutissant à la création de 10 scénarios structuraux de quatrième génération (G4).

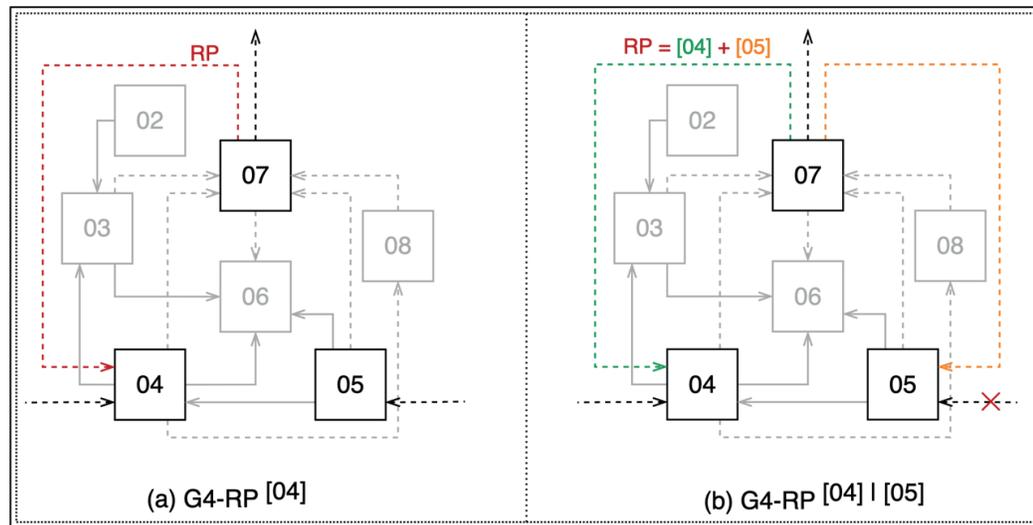


Figure 4-4 Structure des scénarios prospectifs pour un flux (a) redirigé vers un acteur et (b) redirigé vers deux acteurs

L'approche environnementale vient quant à elle modifier les procédés présents dans la SI, afin de jouer sur les impacts qui lui sont associés. Les scénarios construits suivant cette approche sont développés en considérant des alternatives aux procédés de la SI existante. Trois nouveaux scénarios sont proposés :

- le flux de poisson pêché est remplacé par un flux de poisson élevé dans la région (élevage de saumon), en accord avec un des principes des SI qui est de relocaliser les flux (Korhonen, 2001 ; Cerceau, Mat et Junqua, 2018);
- le processus de biométhanisation est remplacé par du compostage, alternative possible pour la gestion des déchets organiques;
- les deux alternatives précédentes sont combinées.

Afin de pouvoir mener l'évaluation de l'ensemble de ces scénarios, un certain nombre de données sont nécessaires et des hypothèses de travail sont posées. Elles sont présentées dans la section suivante.

4.1.3 Données et postulats

Les données nécessaires à l'évaluation bidimensionnelle des scénarios sont les volumes, les distances de transport et les scores d'impact associés à chaque flux. En premier lieu, les volumes considérés sont présentés dans le Tableau 4-1. La numérotation des acteurs (colonnes « Origine » et « Destination ») correspond à celle présentée sur la Figure 4-2; les lignes surlignées en bleu correspondent aux flux hydriques et constituent donc la deuxième couche de flux. L'évaluation structurelle est faite à partir des flux impliqués dans la symbiose seulement (flux internes), ceux-ci servant à construire la matrice de flux utilisée pour calculer les indicateurs issus de l'ENA. L'évaluation environnementale mobilise quant à elle les volumes de l'ensemble des flux du système, ainsi que les distances de transport.

Tableau 4-1 Flux considérés pour le cas d'étude
Adapté de Martin et Harris (2018)

Catégorie	Origine	Destination	Flux	Quantité [t]	Distance de transport [km]
Entrant	01	02	Poisson (pêché)	5 000	200
	01	03	Poisson (pêché)	27 900	225
	01	05	Œuf (poisson)	0,35	2130
	01	05	Fourrage	202	100
	01	04	Alimentation saumon	7140	100
	01	04	Eau	551 000	0
	01	05	Eau	530	0
Sortant	03	09	Produit du poisson	14 400	200
	04	09	Saumon (élevé)	2 100	100
	06	09	Digestat	30 000	100
	07	09	Eau traitée	228 000	0
Interne	04	03	Saumon (élevé)	2 400	2,5
	03	06	Déchet organique	27 900	1,5
	02	03	Poisson (pêché)	5 000	2,5
	05	04	Saumoneau (élevé)	184	0,5
	04	06	Déchet organique	3 630	2,5
	05	06	Déchet organique	60,9	2,5
	03	07	Eau usée	230 000	0
	04	07	Eau usée	54 900	0
	04	08	Eau usée	240	2,5
	05	07	Eau usée	530	0
	08	07	Eau usée	240	0
	07	06	Eau	46 000	0

En deuxième lieu, les scores d'impact associés aux flux sont présentés dans le Tableau 4-2, où les lignes surlignées en vert font référence aux scores utilisés uniquement dans le cas des scénarios prospectifs environnementaux. Les processus issus de la base de données Ecoinvent sont détaillés dans l'Annexe I (Tableau-A I-1).

Tableau 4-2 Scores d'impact des flux de la symbiose industrielle

Flux	GWP	TAP	FEP	Référence
Matériel	kg CO ₂ eq/t	kg SO ₂ eq/t	kg Peq/t	
Fourrage	1,49 · 10 ³	4,45	9,60 · 10 ⁻²	Song <i>et al.</i> (2019), ajusté avec la grille énergétique de la Suède tirée de Ecoinvent
Saumoneau (élevé)	4,68 · 10 ³	4,02 · 10 ¹	1,56	
Alimentation saumon	3,23 · 10 ³	3,36 · 10 ¹	5,31	
Saumon (élevé)	3,29 · 10 ³	1,28 · 10 ¹	9,22 · 10 ⁻¹	
Produit du poisson	3,26 · 10 ²	1,10	8,00 · 10 ⁻²	Maiolo <i>et al.</i> (2021), obtenu avec ReCiPe 2016
Poisson (pêché)	2,47 · 10 ³	5,81 · 10 ¹	9,64 · 10 ⁻³	Ecoinvent
Déchets organiques (digestion anaérobie)	1,06 · 10 ²	1,70 · 10 ⁻¹	1,76 · 10 ⁻³	
Déchets organiques (compostage)	5,40 · 10 ¹	1,81	9,68 · 10 ⁻⁴	
Eau	kg CO ₂ eq/t	kg SO ₂ eq/t	kg Peq/t	
Eau	3,30 · 10 ⁻¹	1,43 · 10 ⁻³	2,72 · 10 ⁻⁵	Ecoinvent
Eau traitée	4,72 · 10 ⁻¹	4,24 · 10 ⁻³	9,30 · 10 ⁻⁴	
Transport	kg CO ₂ eq/t·km	kg SO ₂ eq/t·km	kg Peq/t·km	
Camion (fret)	1,64 · 10 ⁻¹	5,00 · 10 ⁻⁴	1,31 · 10 ⁻⁶	Ecoinvent
Avion (fret)	4,34 · 10 ⁻¹	1,71 · 10 ⁻³	9,62 · 10 ⁻⁷	

Afin de mener l'évaluation environnementale, il est nécessaire de poser certaines hypothèses de travail concernant la manière de considérer les frontières du système et d'appliquer les scores d'impact. Les postulats établis, pour les deux types de flux en jeu (matière et eau), sont les suivants :

- les flux de matière entrants portent l'impact environnemental de la chaîne de procédés ainsi que le transport vers la SI;
- les flux de matière internes portent l'impact du procédé utilisé dans la SI et le transport entre les deux acteurs;
- les flux de matière sortants de type « produit » (produits du poisson et saumon) portent l'impact de la chaîne de production ainsi que le transport vers la destination;
- les flux de matière sortants de type « co-produit » (digestat) portent uniquement le transport vers la destination dans la mesure où l'impact environnemental du procédé est compté dans le flux « produit »;

- l'impact environnemental du traitement de l'eau est appliqué sur le volume sortant de la station;
- le transport de l'eau n'est pas considéré, hormis dans le cas du transfert entre les acteurs 04 (élevage de saumons) et 08 (production d'algues) pour lequel l'eau est utilisée pour son contenu en nutriments (Martin et Harris, 2018).

4.2 Évaluation de la performance structurelle et environnementale

L'évaluation multidimensionnelle des scénarios est menée en considérant les choix méthodologiques et les données présentées dans la section 4.1. Les performances structurelles et environnementales des scénarios rétrospectifs sont d'abord présentées, suivies des performances des scénarios prospectifs. Puisqu'il s'agit de mettre en lumière les caractéristiques des alternatives structurelles, l'emphase est mise sur les performances relatives des scénarios les uns par rapport aux autres, plutôt que sur leur performance absolue.

4.2.1 Performances des scénarios de symbiose rétrospectifs

Les résultats des indicateurs structuraux obtenus pour chaque scénario ainsi que leur classement (basé sur la robustesse) sont présentés dans le Tableau 4-3. D'après la formalisation du réseau, les paramètres des équations de l'ENA sont $i = j = 7$ et $k = 2$. Les scénarios sont identifiés avec la génération et le type de structure qu'ils traduisent, sous la forme GX-AB où X est le numéro de génération et AB l'abréviation correspondant au type de structure. Les résultats structuraux pour le scénario de référence (G0-NS) sont nuls, dans la mesure où il n'y a pas de synergies.

Tableau 4-3 Indicateurs structuraux et classement des scénarios

	Scénario	AMI ^{3D}	H ^{3D}	H _c ^{3D}	α ^{3D}	R ^{3D}	Classement
G0	NS	-	-	-	-	-	-
G1	SC 	0,59	0,59	0,00	1,00	0,000	7
	CT 	0,47	1,18	0,71	0,39	0,367	1
	CO 	0,36	0,45	0,09	0,81	0,172	4
G2	SC 	1,00	1,20	0,20	0,83	0,154	5
	CT 	0,99	1,63	0,64	0,61	0,302	2
	CO 	1,39	1,67	0,28	0,83	0,152	6
G3	EX	1,07	1,72	0,65	0,62	0,296	3
NS = scénario non symbiotique; SC = chaîne d’approvisionnement; CT = centrée; CO = noyau; EX = symbiose existante							

Globalement, les réseaux ont tendance à être plus efficaces que redondants ($AMI^{3D} > H_c^{3D}$), ce qui est cohérent avec les résultats d’analyse ENA de réseaux anthropiques (Layton, Bras et Weissburg, 2016 ; Morris, Weissburg et Bras, 2020). Cette caractéristique est liée au fait que les réseaux humains sont davantage orientés vers le profit que les réseaux naturels (Morris, 2020). Ceci dit, le scénario G1-CT est légèrement plus redondant ($H_c^{3D} > AMI^{3D}$), et c’est également ce scénario qui présente la meilleure robustesse.

Au regard du classement, il y a un écart notable entre les trois scénarios les plus performants (G1-CT, G2-CT et G3-EX) et les autres. Les premiers ont tous une robustesse supérieure à 0,29 et les derniers présentent une robustesse inférieure à 0,20. Le fait que le scénario G3-EX appartienne au groupe de tête, uniquement composé de réseaux de type centré, indique qu’il appartient à cette catégorie. Ce constat est cohérent avec les observations faites sur la représentation schématique du réseau ainsi qu’avec la répartition des flux : 67 % des flux de la couche eau va vers la station de traitement des eaux et 50 % des flux de la couche matière va

vers le digesteur. Ces résultats permettent également de conclure que le type de structure semble influencer la performance structurelle, dans la mesure où les scénarios CO sont eux aussi proches. En revanche, le cas des scénarios SC présente une plus grande variabilité, expliquée par le fait que, par nature, une structure SC sans périphérie (G1-SC) ne présente aucun chemin alternatif (Souza, Bloemhof-Ruwaard et Borsato, 2019) et possède donc une redondance nulle ($H_c^{3D} = 0$). Le simple ajout d'une synergie venant perturber la chaîne entraîne donc une amélioration de la redondance, permettant au scénario de deuxième génération d'améliorer la robustesse de ce type de structure.

Les résultats obtenus pour les indicateurs environnementaux ainsi que le classement des scénarios pour chaque catégorie d'impact sont présentés dans le Tableau 4-4. Les cases grisées indiquent un changement dans le classement par rapport au classement basé sur le GWP. Le classement est établi sur la base des écarts entre les différents scénarios, qui représentent en moyenne 3 840 t CO₂eq, 49 t SO₂eq et 7 940 t Peq. Ainsi, malgré la proximité des valeurs présentées dans le tableau, le classement proposé reflète une réelle évolution des impacts.

Tableau 4-4 Indicateurs environnementaux et classement des scénarios

Scénario	GWP [kg CO ₂ eq]	Classement	TAP [kg SO ₂ eq]	Classement	FEP [kg Peq]	Classement
G0-NS	1,57·10 ⁸	8	2,58·10 ⁶	8	4,68·10 ⁴	8
G1-SC	1,45·10 ⁸	5	2,55·10 ⁶	5	4,43·10 ⁴	4
G1-CT	1,51·10 ⁸	6	2,57·10 ⁶	7	4,68·10 ⁴	7
C1-CO	1,52·10 ⁸	7	2,57·10 ⁶	6	4,65·10 ⁴	6
G2-SC	1,30·10 ⁸	2	2,24·10 ⁶	2	4,42·10 ⁴	2
G2-CT	1,43·10 ⁸	4	2,54·10 ⁶	4	4,45·10 ⁴	5
G2-CO	1,42·10 ⁸	3	2,53·10 ⁶	3	4,43·10 ⁴	3
G3-EX	1,30·10 ⁸	1	2,24·10 ⁶	1	4,42·10 ⁴	1

Quelle que soit la catégorie d'impact, tous les scénarios présentent des résultats dans le même ordre de grandeur. Le classement des scénarios présente également des similitudes dans les

trois catégories d'impact. Les trois scénarios en tête sont toujours les mêmes et dans le même ordre (G3-EX, G2-SC, G2-CO) et le dernier est systématiquement le scénario non symbiotique. Ces résultats confirment les études d'ACV de SI indiquant que les synergies sont en mesure d'améliorer l'impact environnemental d'un système industriel (Daddi, Nucci et Iraldo, 2017 ; Røyne *et al.*, 2018 ; Zhang *et al.*, 2017). Les résultats trouvés pour G3-EX sont également cohérents avec les résultats de l'étude de référence de Martin et Harris (2018), qui montre une amélioration de l'impact environnemental pour les catégories GWP et TAP. La catégorie FEP présente la plus grande variation de classement, sans pour autant remettre en cause les tendances globales.

Contrairement aux résultats structuraux, qui suggèrent une discrimination des scénarios en regard du type de structure, les résultats environnementaux montrent plutôt une discrimination en regard de la génération. En effet, les scénarios de deuxième génération performant généralement mieux que ceux de première génération, à l'exception de G1-SC qui performe mieux que G2-CT pour la catégorie FEP. Le scénario de troisième génération est systématiquement en tête du classement, et ce, quelle que soit la catégorie d'impact.

Afin de positionner les réseaux analysés par rapport aux réseaux naturels d'une part, et de mettre en regard la performance structurelle et environnementale d'autre part, les scénarios sont positionnés sur la courbe de robustesse. Elle est présentée sur la Figure 4-5, sur laquelle la fenêtre de vitalité est identifiée par la zone grisée.

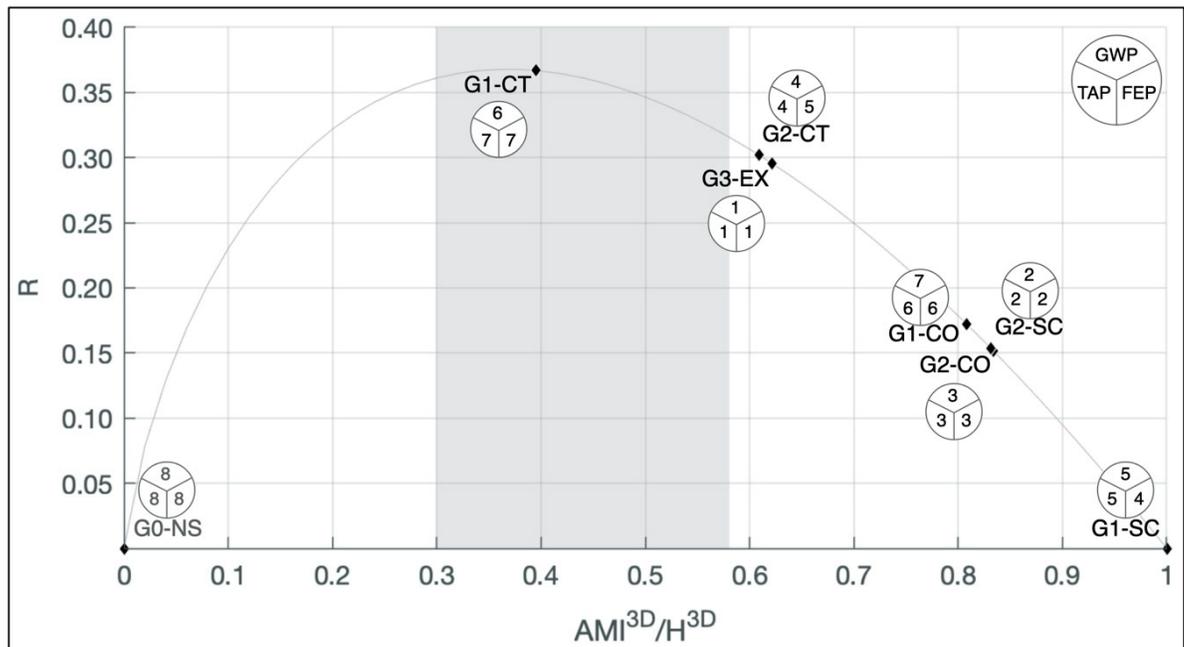


Figure 4-5 Position des scénarios sur la courbe de robustesse et classement environnemental

Le scénario G1-CT est le seul à être positionné dans la fenêtre de vitalité, mais sa performance environnementale est plus faible que celle des autres scénarios. Le scénario le plus proche de la fenêtre (G2-CT) présente une performance environnementale moyenne mais le scénario G3-EX, qui est le deuxième scénario le plus proche, est le meilleur d'un point de vue environnemental. La plupart des scénarios sont positionnés à droite de la fenêtre, confirmant le caractère efficient des réseaux (Fath et Scharler, 2019). Il est à noter que le scénario G0-NS est positionné à gauche de la fenêtre mais ne présente pas de caractère redondant ; il est positionné sur la figure pour référence uniquement. Par ailleurs, l'efficacité des réseaux est plus grande pour les scénarios de deuxième génération (déplacement des marqueurs vers la droite de la courbe), à l'exception du type SC, dont la particularité a été évoquée plus haut. La plus grande redondance de G2-SC par rapport à G1-SC se traduit donc graphiquement par un déplacement du marqueur vers la gauche de la courbe.

Aucun des scénarios n'apparaît comme étant à la fois performant au niveau structurel et environnemental. Par conséquent, il s'agit de trouver un compromis entre les deux dimensions, qui pourrait être représenté par le scénario G2-CT (proche de la fenêtre de vitalité, avec une

performance environnementale moyenne). Cette idée de compromis se retrouve dans d'autres études mettant en regard la robustesse et une forme de performance environnementale. Par exemple, Souza, Bloemhof-Ruwaard et Borsato (2019) montrent que la configuration correspondant à l'optimum environnemental n'est pas celle maximisant la robustesse. Ceci étant, il peut être intéressant d'explorer si l'un ou l'autre des aspects évalués peut être amélioré, par exemple en cherchant à rapprocher un scénario de la fenêtre de vitalité en modifiant sa structure, ou en améliorant sa performance environnementale en changeant de technologie ou de procédé. Ces pistes sont explorées dans l'étude des scénarios prospectifs.

4.2.2 Performances des scénarios prospectifs

L'évaluation structurelle et environnementale des scénarios prospectifs est présentée, en commençant par les scénarios guidés par l'aspect structurel puis en continuant avec ceux guidés par l'aspect environnemental. Dans le premier cas, les résultats de performance environnementale sont peu impactés et dans le second, les résultats de performance structurelle sont similaires à ceux du scénario G3-EX puisque la structure du réseau est inchangée (flux internes similaires).

Scénarios guidés par la structure

Les résultats des indicateurs structuraux sont positionnés sur la courbe de robustesse, avec le scénario G3-EX en référence, présentée sur la Figure 4-6. Les scénarios sont identifiés avec la génération (G4) et le pourcentage de recirculation associé (G4-20 pour 20 %, par exemple). Les marqueurs en diamant (un lien supplémentaire) correspondent à la configuration (a) présentée sur la Figure 4-4 et les marqueurs carrés (deux liens supplémentaires) correspondent à la configuration (b). Les résultats numériques associés à cette figure sont disponibles en Annexe II (Tableau-A II-1).

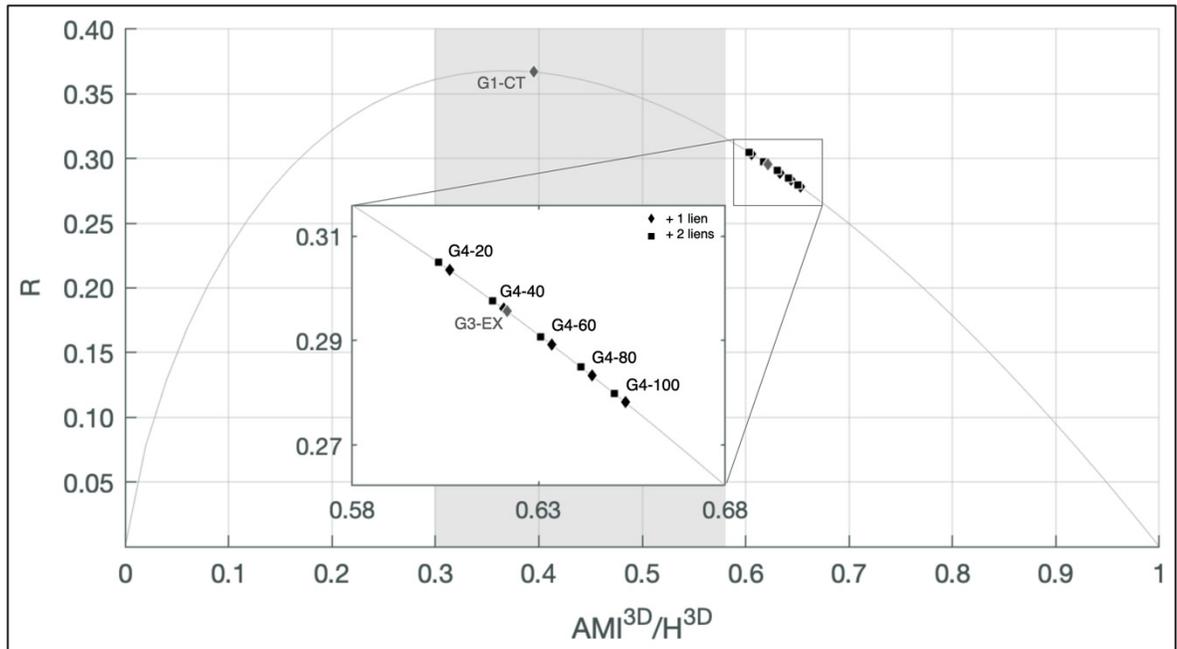


Figure 4-6 Position des scénarios prospectifs structuraux sur la courbe de robustesse

L'ensemble des scénarios de G4 est situé hors de la fenêtre de vitalité, sur la droite de la courbe. Bien que l'indicateur de redondance (H_c^{3D}) tende à augmenter par rapport à G3-EX, il reste inférieur à l'indicateur d'efficacité (AMI^{3D}). Globalement, une augmentation du pourcentage de recirculation est associée à l'augmentation de l'efficacité (et par conséquent à la diminution de la redondance). Ce résultat traduit le fait que, en théorie de l'information, l'augmentation de volume sur un lien fait en sorte que l'incertitude de circulation de l'information diminue, et donc favorise l'efficacité. L'écart se creusant entre AMI^{3D} et H_c^{3D} avec l'augmentation du pourcentage de recirculation, la robustesse diminue. Seuls les scénarios avec un pourcentage de recirculation de 20 % et 40 % sont plus performants que G3-EX, amenant ces scénarios à se rapprocher de la fenêtre de vitalité et suggérant un effet de seuil lié au volume. Ceci dit, la robustesse est toujours meilleure pour les scénarios où le flux sortant de la station est distribué entre les deux entités réceptrices (marqueurs carrés), puisque la redondance est favorisée.

Ces résultats viennent enrichir les résultats structuraux obtenus pour les scénarios rétrospectifs, où le type de structure était le facteur influençant la robustesse. Ici, ce ne sont pas tant les changements dans l'agencement (ajout d'un ou deux liens) qui font varier la robustesse mais

davantage le pourcentage de réinjection. Ce constat corrobore l'étude de Warrington et Layton (2022) qui montre également que le pourcentage d'énergie renouvelable incorporée dans un réseau a un effet sur la robustesse. Ce constat met en avant l'influence que les poids des liens (les volumes échangés) ont sur les indicateurs ENA.

Concernant la performance environnementale, il n'y a pas de différence marquée d'un scénario à l'autre. En effet, les valeurs sont de $1,30 \cdot 10^8$ kg CO₂eq, $2,24 \cdot 10^6$ kg SO₂eq et $4,42 \cdot 10^4$ kg Peq pour les catégories d'impact GWP, TAP et FEP, respectivement. C'est une performance comparable à celle du scénario G3-EX : en moyenne, il y a une amélioration de 0,03 % pour GWP et de 0,01 % pour TAP et FEP. Ces résultats invitent donc à développer de nouvelles synergies tout en restant vigilant quant à la manière de les construire. En effet, il semble nécessaire de s'assurer que les nouveaux échanges mis en place, qui peuvent être bénéfiques sur le plan environnemental, ne viennent pas mettre en péril la performance structurelle du système.

Scénarios guidés par l'impact environnemental

Les résultats des indicateurs environnementaux sont présentés dans le Tableau 4-5, avec le scénario G3-EX pour référence (ligne grisée) et le taux de changement de chaque catégorie d'impact (un taux négatif correspond à une diminution d'impact et inversement).

Tableau 4-5 Performance environnementale des scénarios prospectifs environnementaux

Scénario	GWP [kg CO ₂ eq]		TAP [kg SO ₂ eq]		FEP [kg Peq]	
G3-EX	$1,30 \cdot 10^8$		$2,24 \cdot 10^6$		$4,42 \cdot 10^4$	
Élevage saumon	$1,57 \cdot 10^8$	+ 21,0 %	$7,54 \cdot 10^5$	- 66,3 %	$7,42 \cdot 10^4$	+ 67,9 %
Compostage	$1,28 \cdot 10^8$	- 1,3 %	$2,29 \cdot 10^6$	+ 2,3 %	$4,42 \cdot 10^4$	- 0,1 %
Élevage + compostage	$1,56 \cdot 10^8$	+ 19,8 %	$8,06 \cdot 10^5$	- 64,0 %	$7,42 \cdot 10^4$	+ 67,9 %

La performance environnementale globale (considérant les trois catégories d'impact) du scénario G3-EX n'est améliorée par aucun des trois scénarios étudiés. Cependant, les impacts de TAP sont globalement améliorés et ceux de GWP et FEP sont dégradés. Le scénario incluant l'élevage de poisson permet une amélioration significative de l'impact de TAP mais une dégradation également significative de FEP (et, dans une moindre mesure, de GWP). Cette variation est principalement due au score d'impact de l'élevage du saumon, qui est plus grand que celui de la pêche pour les catégories GWP et FEP. Le scénario de compostage permet quant à lui une légère amélioration en GWP et FEP et une légère dégradation en TAP. En valeur absolue, seule la catégorie d'impact GWP présente une variation significative (1 640 t CO₂ eq, pour 52 t SO₂eq et 0,03 t Peq).

La performance du scénario combinant les deux changements de procédés suit la tendance du scénario apportant la variation la plus significative. Par exemple, pour GWP, le scénario d'élevage amène une augmentation d'impact proche de 20 % et celui de compostage permet une diminution proche de 1 %. Le scénario combinant les deux changements amène donc une augmentation de l'impact GWP de l'ordre de 20 %. Ainsi, la combinaison des deux alternatives montre une tendance qui suit celle du scénario d'élevage de saumon; le scénario de compostage amenant des variations d'impact inférieures. Ces résultats vont dans le sens des conclusions trouvées en ACV de SI et en ACV en général, qui mettent l'accent sur le fait que des solutions techniques ne sont pas systématiquement bénéfiques pour toutes les dimensions environnementales évaluées (Sokka *et al.*, 2011).

Plus globalement, l'ensemble des scénarios prospectifs (aspect structure et environnement) montre la pertinence de la modélisation hypothétique de scénarios dans la mesure où elle permet d'anticiper et/ou de valider les trajectoires d'évolution d'une SI. Cette démarche permet d'aider à la décision concernant les échanges qui devraient être planifiés et mis en place, en respectant le compromis entre robustesse et diminution des impacts environnementaux.

4.3 Synthèse et perspectives

Les résultats présentés montrent que, dans le cas étudié, une organisation qui favorise la résilience du réseau (la robustesse) ne garantit pas la meilleure performance environnementale que le réseau en question pourrait atteindre, et inversement. Cette conclusion met en évidence la nécessité de conduire une double analyse pour éviter de négliger une faiblesse potentielle du réseau. En croisant les résultats structuraux et environnementaux, il est possible de faire émerger deux axes d'analyse :

- 1) par la complexité du réseau, c'est-à-dire en observant l'évolution des indicateurs en fonction des générations de réseaux et donc de la densité d'échanges. Dans ce cas-ci, la performance environnementale est davantage impactée par les changements que la performance structurelle. Ainsi, ce n'est pas tant la manière dont les acteurs sont connectés que l'intensité de connexion qui existe dans le réseau qui influence la performance environnementale. Cette conclusion confirme les résultats existants concernant les bénéfices potentiels que peut apporter la mise en place d'une SI. En revanche, elle contredit l'intuition selon laquelle plus un réseau serait complexe, plus il serait robuste.
- 2) par l'agencement du réseau, c'est-à-dire en observant l'évolution des indicateurs en fonction des alternatives structurelles. Ici, c'est la performance structurelle qui est davantage influencée. Ce résultat indique que ce n'est pas tant le degré de connexion dans un réseau qui importe en matière de robustesse, mais plutôt la manière dont les acteurs sont connectés. Ce point va dans le sens de l'approche ENA, qui permet de mesurer la capacité d'un réseau à faire circuler un flux efficacement tout en possédant des alternatives lui permettant de s'adapter.

L'étude menée invite à développer des directions de recherche complémentaires, qui viennent combler certaines limites de l'étude ou approfondir les résultats obtenus. Dans un premier temps, il semblerait intéressant d'enrichir les réseaux étudiés en considérant d'autres types de flux et en particulier des flux énergétiques, qui sont souvent présents dans les SI (Neves *et al.*, 2020). Ainsi, il serait possible d'observer si le type de flux en jeu dans le réseau a une influence sur les performances, à l'image de l'étude menée par Morris, Weissburg et Bras (2020). Dans un second temps, il s'agirait d'approfondir les résultats trouvés grâce à l'ENA. En effet, les performances structurelles et environnementales se distinguent par les tendances qui émergent. Les résultats environnementaux présentent un caractère plutôt linéaire, signifiant que l'évolution des indicateurs peut être anticipée. Au contraire, les résultats structuraux ont une plus grande variabilité, révélant le caractère complexe du système étudié (tel que souligné par

Bodini, 2012) mais dont les tendances ne sont pas (ou peu) prévisibles. Cet aspect intrinsèque aux méthodes de calcul de l'ENA se pose comme une limite à l'utilisation généralisée d'indicateurs tels que la robustesse. Pour dépasser cette limite, il semblerait intéressant de développer des études plus théoriques dont les résultats pourraient être appliquées à des systèmes symbiotiques, en regardant en particulier les répartitions de volumes entre les flux, tel que mis en lumière par l'analyse des scénarios prospectifs structuraux.

Enfin, plus globalement, l'étude menée ici laisse en suspens la question de la relation de la SI avec son environnement extérieur. En effet, les SI sont alimentées et alimentent des acteurs situés en dehors de leurs frontières et ces liens peuvent orienter les possibilités de développement des symbioses. Les scénarios prospectifs environnementaux mettent en avant les potentiels avantages de certaines alternatives par rapport à d'autres mais il serait pertinent d'étudier si cette solution est viable pour le territoire sur lequel la SI est implantée, afin d'éviter de potentiels effets rebonds (compost non valorisé localement impliquant davantage de transport, par exemple). Ainsi, la question du déploiement territorial des SI se pose, d'autant plus si elles sont considérées comme des leviers pour l'atténuation des conséquences des crises environnementales (Le Tellier *et al.*, 2019).

CHAPITRE 5

INTÉGRATION TERRITORIALE D'UNE SYMBIOSE INDUSTRIELLE

Ce chapitre présente l'étude menée pour répondre au deuxième objectif du travail de recherche, qui est d'intégrer des indicateurs d'autonomie territoriale au cadre d'analyse développé dans le chapitre précédent, puis de l'appliquer sur des scénarios traduisant l'intégration progressive d'une SI dans un système territorial. Plus spécifiquement, il s'agit d'évaluer à quel point l'intégration des SI dans des systèmes symbiotiques étendus peut être un levier pour la résilience et l'autonomie territoriale. Il est à noter que dans ce travail, le territoire est considéré dans sa dimension matérielle, telle que définie par Cerceau *et al.* (2014).

Pour atteindre l'objectif, des scénarios sont construits et évalués selon la grille bidimensionnelle présentée dans le chapitre précédent, enrichie d'une troisième dimension (territoriale) traduisant les effets de la symbiose sur la relation entre le territoire et l'approvisionnement extérieur. Ce chapitre est organisé en trois temps, le premier présentant les scénarios et les éléments mobilisés pour mener l'évaluation multidimensionnelle, le deuxième présentant les résultats de cette évaluation et le troisième une synthèse des conclusions.

5.1 Définition du système de symbiose territoriale

La démarche générale de définition du système s'appuie sur l'extension d'une SI (celle de Sötenas) et sur sa connexion à des acteurs non industriels présents sur le territoire. Afin de définir le système, il est nécessaire de choisir les types d'acteurs et de flux à prendre en compte :

- Les premiers sont choisis en fonction des acteurs se retrouvant souvent dans les systèmes urbano-industriels, identifiés entre autres par Morris, Weissburg et Bras (2020) et Neves *et al.* (2020). Il s'agit d'un acteur agricole et d'une zone urbaine.
- Les seconds sont déterminés à partir de la SI existante et du type d'acteur défini. La symbiose est centrée autour du digesteur anaérobie qui transforme des déchets organiques

en électricité (Martin et Harris, 2018). Cette activité est considérée comme le point de départ de l'élargissement du système et l'électricité comme le produit exportable. Par extension, les flux considérés pour cette étude sont donc limités aux flux liés fonctionnellement à la production d'énergie par la digestion anaérobie, à savoir les flux d'énergie et les flux de matière organique.

Considérant ces éléments, les acteurs et les flux considérés dans le système de ST sont présentés sur la Figure 5-1. Le système est alors composé d'une couche unique de flux, puisque ces derniers sont liés fonctionnellement. Par conséquent, les indicateurs ENA mobilisés sont les indicateurs « 2D ». À partir de ces acteurs et de ces flux, les différents scénarios de ST sont construits.

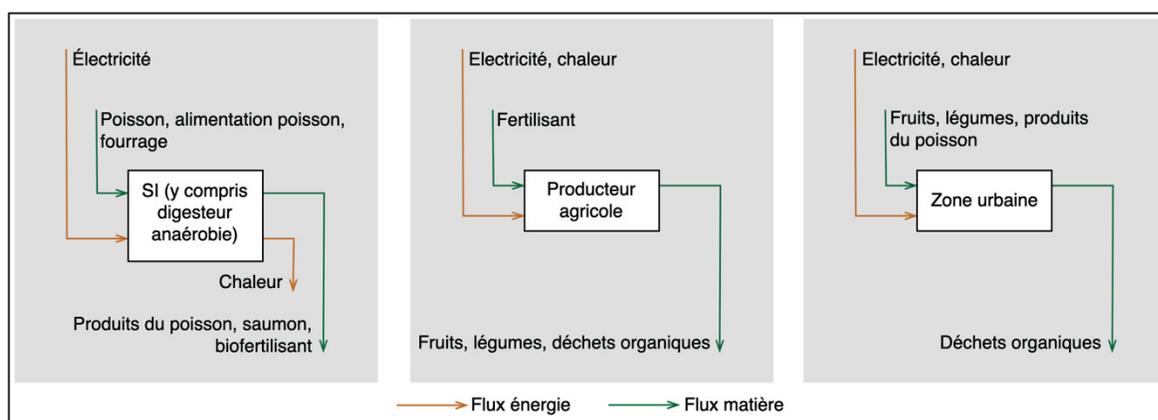


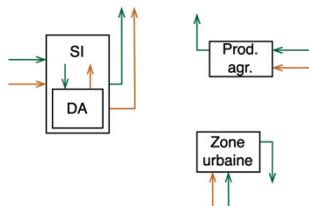
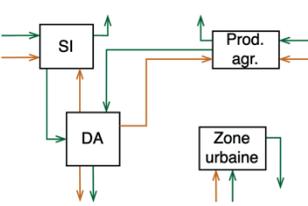
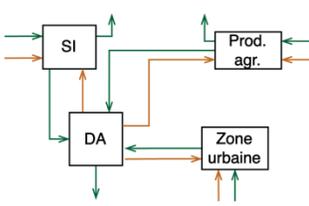
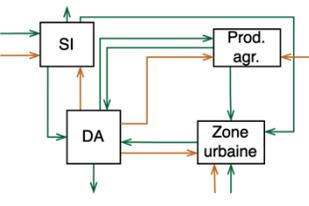
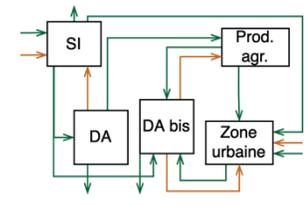
Figure 5-1 Acteurs impliqués dans la symbiose territoriale et flux associés

5.1.1 Scénarios de symbiose territoriale

Les scénarios développés ont pour objectif de traduire le déploiement d'une ST sur un territoire donné. En considérant la SI comme point de départ et d'ancrage du développement d'une ST, quatre scénarios sont construits en incluant progressivement les acteurs non industriels. Ils sont présentés dans le Tableau 5-1. Dans un premier temps, des synergies « donnant-donnant » sont mises en place, c'est-à-dire que l'acteur entrant dans le système symbiotique fournit de la matière organique et reçoit de l'énergie (scénarios I et II). Dans un second temps, des synergies

de matière sont intégrées et les acteurs producteurs (SI et acteur agricole) fournissent la zone urbaine (scénario III). En dernier lieu, un scénario traduisant une alternative en matière de planification territoriale (système distribué) est développé (scénario IV). En effet, l'organisation de la filière (centralisée ou distribuée) est identifiée comme un critère à considérer dans les choix de déploiement sur un territoire (Fraccascia *et al.*, 2021 ; Tanguy *et al.*, 2017). Un scénario de référence non symbiotique est également considéré (scénario 0).

Tableau 5-1 Scénarios de symbiose territoriale

0. REF	I. AIS	II. UAIS
		
<p>Référence Pas de symbiose, l'ensemble des flux provient de et va vers l'extérieur du système.</p>	<p>Symbiose énergétique : système agro-industriel (AIS) Le digesteur est un acteur à part entière; il reçoit les matières organiques et fournit de l'énergie.</p>	<p>Symbiose énergétique : système urbano-agro-industriel (UAIS) La zone urbaine est intégrée au système symbiotique et fournit de la matière organique en échange d'énergie.</p>
III. EMS	IV. EMSd	<p>→ Flux matière → Flux énergie Prod. agr. : producteur agricole DA : digesteur anaérobie</p>
		
<p>Symbiose énergie & matière (EMS) Des échanges de matière ont lieu entre trois entités : la zone urbaine reçoit des produits du poisson de la part de la SI et des fruits et légumes de la part du producteur agricole; ce dernier reçoit du biofertilisant de la SI (co-produit de la digestion anaérobie).</p>	<p>Symbiose énergie & matière distribuée (EMSd) Les échanges présents dans le scénario III sont conservés mais un deuxième digesteur est introduit. Les flux de biomasse sont répartis à égalité entre les deux digesteurs et chaque acteur est approvisionné par un seul digesteur.</p>	

Dans les scénarios proposés, le processus de digestion anaérobie produit du biogaz qui est transformé en électricité, générant des co-produits (chaleur et biofertilisant). Ceci étant, le biogaz peut aussi être transformé en biométhane et être utilisé comme un biocarburant (Ardolino, Parrillo et Arena, 2018). Ainsi, afin d'enrichir l'étude du potentiel territorial de la symbiose, les scénarios présentés dans le Tableau 5-1 sont de nouveau modélisés en considérant une production de biocarburant. Celui-ci est alors considéré comme une alternative au diesel utilisé pour le transport des flux de matière. Ainsi, l'étude est construite autour de deux cas énergétiques (électricité et biométhane), chacun décliné en cinq scénarios.

5.1.2 Données et postulats

Dans un premier temps, les données relatives aux flux entrant et sortant du système et à ceux échangés dans la ST sont présentées. La municipalité de Sötenas est le cadre choisi pour définir les caractéristiques du territoire à l'étude, puisque la SI est implantée à cet endroit. Par conséquent, les volumes considérés dans la production agricole et la zone urbaine proviennent de données issues de la municipalité (Sötenas), de la région (Västra Götaland) ou du pays (Suède). Les deux variables déterminant la plupart des volumes de flux sont la population de la ville et la surface de production agricole, fixées respectivement à 9 000 habitants et 1 439 ha (Statistics Sweden, [s d] ; Swedish Board of Agriculture, 2019). Les flux internes sont déterminés par comparaison entre les besoins et la production, de sorte que la plus grande partie des besoins soit comblée par les produits de la symbiose.

Dans le cas de la production de biométhane, les besoins en électricité et chaleur sont remplacés par les besoins en carburant. Les scénarios sont alors modélisés selon les postulats suivants :

- au niveau de la SI, les besoins en carburant sont définis en fonction des besoins pour le transport des flux internes;
- au niveau de la production agricole, les besoins pour la machinerie et le transport des déchets organiques sont considérés;
- au niveau de la ville, les besoins pour les camions et les bus sont considérés;
- une fois que le biométhane est produit, il est utilisé par les acteurs impliqués dans la ST.

Les données de flux telles que considérées dans le scénario de référence pour chacun des cas sont présentées en Annexe III (Tableau-A III-1).

Dans un second temps, les facteurs nécessaires à l'évaluation multidimensionnelle sont présentés. Pour l'évaluation structurelle, les volumes de flux internes sont utilisés pour construire la matrice de flux mais l'unité mesurant les flux doit être homogène pour pouvoir calculer les indicateurs ENA. Il est donc nécessaire de ramener les quantités de flux de matière et d'énergie sur une même unité, qui est ici une quantité d'énergie équivalente exprimée en Joules. Les facteurs de conversion utilisés pour les flux de matière sont présentés dans le Tableau 5-2 (par exemple, contenu calorifique des aliments ou pouvoir calorifique de la biomasse corrigé par les pertes liées au processus de transformation).

Tableau 5-2 Facteurs de conversion énergétique des flux de matière

Flux	Facteur	Unité	Note & référence
Alimentation saumon	24,5	MJ/kg	Ytrestøyl, Aas et Åsgård (2015)
Saumon	2 320 000 000	Cal/t	US Department of Agriculture (2020)
Produit du poisson	8,75	kJ/g	Public Health Directorate (2013)
Fertilisant	382	kCal/kg	Martin et Brandão (2017) ; Montemurro <i>et al.</i> (2010) ; Przygocka-Cyna <i>et al.</i> (2021)
Fruits & légumes	506	kCal/kg	Martin et Brandão (2017)
Poisson	4,78	kJ/g	Public Health Directorate (2013)
Digestat	382	kCal/kg	Martin et Brandão (2017) ; Montemurro <i>et al.</i> (2010) ; Przygocka-Cyna <i>et al.</i> (2021)
Déchets organiques (poisson)	4 020	MJ/t	Taux de transformation de biomasse en biogaz; Scano <i>et al.</i> (2014) ; Bucker <i>et al.</i> (2020)
Déchets organiques (végétal)	0,11	MJ/kg	Taux de transformation de biomasse en biogaz; Scano <i>et al.</i> (2014) ; Sanscartier, MacLean et Saville (2012)
Déchets organiques (alimentaire)	2,61	GJ/t	Taux de transformation de biomasse en biogaz; Sanscartier, MacLean et Saville (2012)
Biométhane	0,67	m ³ biométhane/m ³ biogaz	Taux de conversion de biogaz en biométhane; Tanguy <i>et al.</i> (2017) ; Ardolino, Parrillo et Arena (2018) ; Scano <i>et al.</i> (2014)

L'évaluation territoriale est également menée sur la base des volumes de flux en unité commune (Joules) afin de pouvoir calculer les indicateurs de circularité et de dépendance du système global. Enfin, les scores d'impact de chaque type de flux utilisés pour l'évaluation environnementale sont présentés dans le Tableau 5-3. Les lignes surlignées en jaune correspondent aux flux mobilisés uniquement dans le cas de la production d'électricité; celles surlignées en orange, aux flux mobilisés uniquement dans le cas de la production de biométhane.

Tableau 5-3 Scores d'impact des flux de la symbiose territoriale

Flux	GWP	TAP	FEP	Référence
Matériel	kg CO₂eq/t	kg SO₂eq/t	kg Peq/t	
Fourrage	$1,49 \cdot 10^3$	4,45	$9,60 \cdot 10^{-2}$	Song <i>et al.</i> (2019), ajusté avec la grille énergétique de la Suède tirée de Ecoinvent
Alimentation saumon	$3,23 \cdot 10^3$	$3,36 \cdot 10^1$	5,31	
Saumon (élevé)	$3,29 \cdot 10^3$	$1,28 \cdot 10^1$	$9,22 \cdot 10^{-1}$	
Produit du poisson	$3,26 \cdot 10^2$	1,10	$8,00 \cdot 10^{-2}$	Maiolo <i>et al.</i> (2021), obtenu avec ReCiPe 2016
Poisson (pêché)	$2,47 \cdot 10^3$	$5,81 \cdot 10^1$	$9,64 \cdot 10^{-3}$	Ecoinvent
Fertilisant	$1,03 \cdot 10^3$	5,28	$5,17 \cdot 10^{-2}$	
Fruits & légumes	$3,03 \cdot 10^2$	2,19	$2,13 \cdot 10^{-2}$	Ecoinvent, avec moyenne de fruits et légumes variés
Énergie	kg CO₂eq/kWh	kg SO₂eq/kWh	kg Peq/kWh	
Électricité (réseau)	$2,57 \cdot 10^{-2}$	$9,42 \cdot 10^{-5}$	$1,54 \cdot 10^{-6}$	Ecoinvent
Chaleur (réseau)	$2,39 \cdot 10^{-3}$	$7,45 \cdot 10^{-5}$	$1,73 \cdot 10^{-6}$	
Électricité (biogaz)	$2,09 \cdot 10^{-1}$	$1,50 \cdot 10^{-3}$	$4,91 \cdot 10^{-6}$	
Chaleur (biogaz)	$9,84 \cdot 10^{-3}$	$7,07 \cdot 10^{-5}$	$2,32 \cdot 10^{-7}$	
	kg CO₂eq/kg	kg SO₂eq/kg	kg Peq/kg	
Carburant (diesel)	$4,70 \cdot 10^{-1}$	$4,48 \cdot 10^{-3}$	$6,10 \cdot 10^{-6}$	Ecoinvent
Carburant (biométhane)	$3,80 \cdot 10^{-1}$	$9,00 \cdot 10^{-4}$	$1,27 \cdot 10^{-5}$	
Transport	kg CO₂eq/t·km	kg SO₂eq/t·km	kg Peq/t·km	
Camion (fret, diesel)	$1,64 \cdot 10^{-1}$	$5,00 \cdot 10^{-4}$	$1,31 \cdot 10^{-6}$	Ecoinvent
Camion (fret, biométhane)	$1,20 \cdot 10^{-1}$	$1,50 \cdot 10^{-4}$	$1,07 \cdot 10^{-6}$	
Bateau (fret)	$2,06 \cdot 10^{-2}$	$3,40 \cdot 10^{-4}$	$1,37 \cdot 10^{-7}$	

5.2 Évaluation des symbioses territoriales

Les performances structurelle, territoriale et environnementale des scénarios modélisés sont présentées en deux temps. Le premier présente les résultats de chaque cas énergétique (électricité et biométhane) et le deuxième propose une analyse croisée des cas, en mettant l'accent sur l'analyse de la performance territoriale, les résultats divergeant plus significativement pour cette dimension.

5.2.1 Performance des symbioses pour l'électricité et le biométhane

Les résultats de l'évaluation multidimensionnelle dans le cas de la production d'électricité sont présentés dans le Tableau 5-4, avec les valeurs des indicateurs et le classement des scénarios. La performance structurelle des symbioses est améliorée avec l'ajout de synergies (la robustesse croit du scénario I au scénario IV). Le scénario de structure distribuée (scénario IV) présente une meilleure robustesse que le scénario équivalent centralisé (scénario III), suggérant que la performance structurelle est améliorée par la complexité du réseau. Par ailleurs, l'évolution de la robustesse n'est pas linéaire puisque l'ajout d'un acteur et de trois liens (entre les scénarios III et IV) a autant d'influence sur la robustesse que l'ajout de deux liens (entre les scénarios II et III). Ce constat indique que les différences topologiques ne sont pas les seules sources de variation de la performance structurelle, révélant les différentes variables qui sont intégrées dans le calcul des indicateurs ENA. Les résultats de l'ensemble des indicateurs structuraux sont disponibles en Annexe III (Tableau-A III-2).

La performance territoriale de chaque scénario est similaire et présente des taux de circularité bas pour un taux de dépendance haut. Ceci s'explique par la faible part des besoins couverte par les produits de la symbiose. Le classement des scénarios est le même que celui de la performance structurelle, c'est-à-dire que plus la symbiose est développée, plus la performance s'améliore. Les scénarios III et IV sont en tête et à égalité dans la mesure où les volumes de flux en jeu sont les mêmes, n'apportant pas de variation des indicateurs territoriaux.

Tableau 5-4 Évaluation multidimensionnelle de la symbiose territoriale (cas électricité)

Indicateur [unité]	0. REF	I. AIS	II. UAIS	III. EMS	IV. EMSd
Évaluation structurelle					
AMI/H [n.d]	-	0,99	0,76	0,64	0,53
R [n.d]	-	0,01	0,21	0,28	0,34
<i>Classement</i>	-	4	3	2	1
Évaluation territoriale					
C [%]	0,12	0,12	0,13	0,13	0,13
D [%]	100	100	99,99	99,99	99,99
<i>Classement</i>	4	3	2	1	1
Évaluation environnementale					
GWP [kg CO ₂ eq]	4,72·10 ⁸				
TAP [kg SO ₂ eq]	1,31·10 ⁷				
FEP [kg Peq]	2,95·10 ⁵				
<i>Classement</i>	5	4	3	1	2

La performance environnementale présente également un classement similaire aux deux autres dimensions évaluées, quelle que soit la catégorie d'impact, malgré un écart non significatif entre les scénarios (< 0,05 %). Le scénario III présente un impact environnemental plus faible que celui du IV en raison du transport additionnel impliqué par la distribution des flux de matière entre les deux digesteurs. Les résultats détaillés, faisant figurer la part du transport dans chaque catégorie d'impact, sont disponibles en Annexe III (Tableau-A III-2).

La performance des scénarios dans le cas de la production de biométhane est présentée dans le Tableau 5-5. Les observations principales sont similaires à celles faites dans le cas de l'électricité, à savoir que le classement des scénarios est le même pour les trois dimensions évaluées. Pour la dimension structurelle, les ordres de grandeur de la robustesse sont similaires. La performance territoriale est meilleure dans ce cas que dans le cas de l'électricité, et permet de montrer plus nettement qu'elle est améliorée par la multiplication des synergies. En particulier, le passage du scénario I à II permet une augmentation de la circularité d'environ 11 % et une diminution de la dépendance de près de 15 %. La performance environnementale est également meilleure dans le cas de la production de biométhane, avec une variation plus significative pour les indicateurs GWP et TAP entre les scénarios 0 et I d'une part et II, III et

IV d'autre part (0,4 % en moyenne entre les scénarios 0 et II). La meilleure performance du scénario III par rapport au scénario IV s'explique toujours par l'impact associé au transport, malgré le changement de type de carburant. En effet, malgré des scores d'impact moins grands pour le transport au biométhane, les volumes transportés à l'intérieur de la ST sont plus faibles que les volumes transportés de et vers la symbiose, d'où résulte un impact des flux externes plus grand. Les résultats détaillés concernant les indicateurs structuraux et environnementaux sont disponibles en Annexe III (Tableau-A III-3).

Tableau 5-5 Évaluation multidimensionnelle de la symbiose territoriale (cas biométhane)

Indicateur [unité]	0. REF	I. AIS	II. UAIS	III. EMS	IV. EMSd
Évaluation structurelle					
AMI/H [n.d]	-	1,00	0,89	0,72	0,48
R [n.d]	-	0,00	0,11	0,24	0,35
<i>Classement</i>	-	4	3	2	1
Évaluation territoriale					
C [%]	23,69	24,12	35,35	36,26	36,26
D [%]	100,00	99,44	84,74	83,68	83,68
<i>Classement</i>	4	3	2	1	1
Évaluation environnementale					
GWP [kg CO ₂ eq]	1,20·10 ⁸	1,20·10 ⁸	1,19·10 ⁸	1,19·10 ⁸	1,19·10 ⁸
TAP [kg SO ₂ eq]	2,21·10 ⁶	2,21·10 ⁶	2,20·10 ⁶	2,20·10 ⁶	2,20·10 ⁶
FEP [kg Peq]	4,15·10 ⁴				
<i>Classement</i>	5	4	3	1	2

Quelle que soit la dimension considérée, les résultats montrent qu'utiliser le biogaz pour produire du biométhane est plus bénéfique que pour produire de l'électricité. Cette conclusion est cependant valable dans le contexte territorial de l'étude, et ne peut pas être généralisée. En effet, dans un contexte territorial où le mix énergétique serait plus carboné que le mix suédois par exemple, les avantages environnementaux associés à la substitution de l'électricité pourraient s'avérer plus grands.

Les conclusions issues de l'évaluation des deux cas énergétiques montrent que la construction d'une ST autour d'une SI permet d'apporter des bénéfices en matière de performance structurelle, territoriale et environnementale. En effet, plus la symbiose se développe, plus les performances augmentent. La mise en perspective des résultats pour les dimensions structurelle et territoriale est limitée par l'absence d'études proposant des démarches proches. En revanche, la diminution des impacts environnementaux (émissions de CO₂) allant de pair avec un développement de symbiose territoriale est mis en avant par le travail de Hashimoto *et al.* (2010) ou Fang *et al.* (2017). Ces conclusions restent cependant à consolider dans la mesure où des résultats plus mitigés ont été trouvés. En effet, Kim *et al.* (2018) ont par exemple montré que les bénéfices en matière de réduction d'émissions de CO₂ n'étaient pas strictement proportionnels à l'expansion des frontières du système symbiotique. Par ailleurs, la performance environnementale des systèmes de symbiose élargis peut aussi dépendre d'autres critères, comme le type de matière, dont l'échange peut être plus ou moins bénéfique en fonction de sa valeur marchande et des distances parcourues (Chen *et al.*, 2012).

5.2.2 Analyse croisée des cas énergétiques

Les cinq scénarios, pour les deux cas énergétiques, sont positionnés sur la courbe de robustesse afin de pouvoir analyser les performances en regard des écosystèmes naturels. Les classements des dimensions territoriales et environnementales apparaissent également, tel que présenté sur la Figure 5-2.

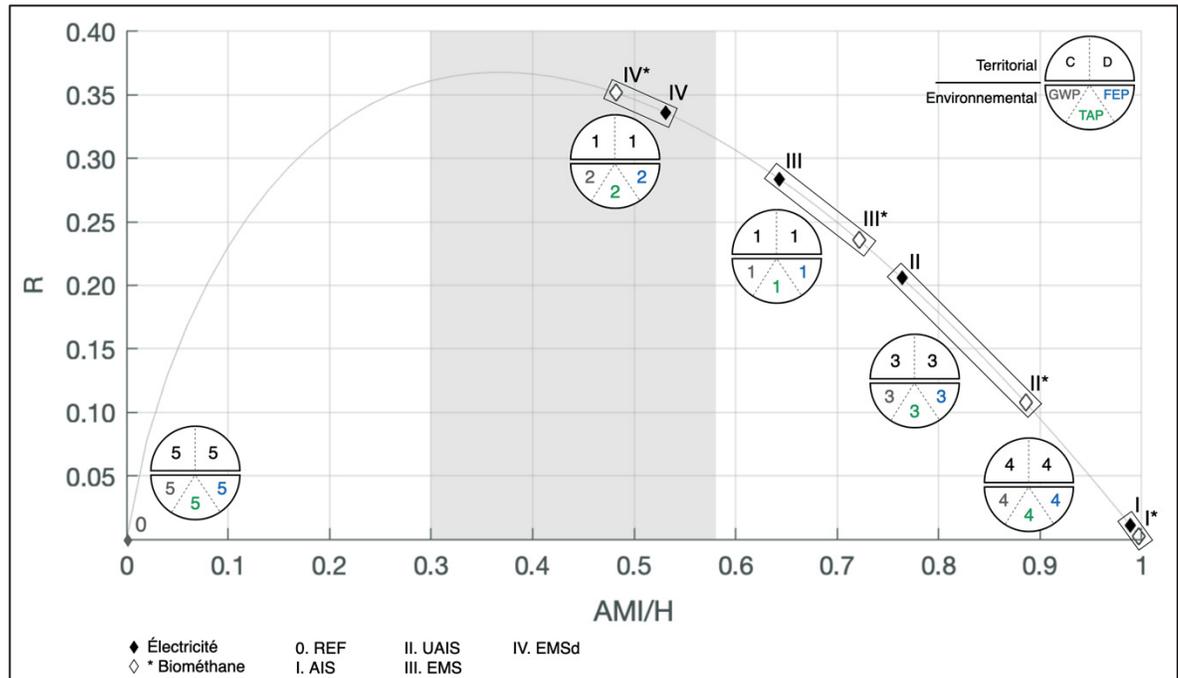


Figure 5-2 Position des scénarios de symbiose territoriale sur la courbe de robustesse et classement des dimensions territoriale et environnementale

Tous les scénarios sont plus efficaces que redondants, puisque les marqueurs sont situés sur le côté droit de la courbe et que les valeurs de AMI sont supérieures à celles de H_c (pour les chiffres appuyant cette conclusion, voir l'Annexe III, Tableau-A III-2 et Tableau-A III-3). Globalement, les scénarios du cas biométhane sont moins performants structurellement que les scénarios du cas électricité, à l'exception du scénario IV. Seul le scénario IV, dans les deux cas énergétiques, est situé dans la fenêtre de vitalité et se situe dans le haut du classement pour les performances territoriale (rang 1) et environnementale (rang 2). Le meilleur scénario pour les dimensions territoriale et environnementale est le III, qui est situé proche de la fenêtre de vitalité. Les scénarios III et IV pourraient donc être considérés comme deux options viables pour la symbiose, dans la mesure où ils présentent des performances globalement satisfaisantes dans les trois dimensions évaluées. Le fait de favoriser des solutions non-optimales, forçant un compromis entre différentes dimensions, est un constat qui est retrouvé dans d'autres études analysant le déploiement de synergies à une échelle territoriale, comme celles de Tanguy, Bahers et Athanassiadis (2020) et de Fraccascia *et al.* (2021).

Afin d'approfondir la compréhension des résultats, et en particulier ceux de la performance territoriale, une analyse différenciée des flux de matière et d'énergie est menée. Au niveau de la performance environnementale, les flux d'énergie portent la plus grande part de l'impact dans le cas de la production d'électricité et la plus faible dans le cas du biométhane, et ce pour les trois catégories d'impact étudiées. Ceci est principalement dû à des différences de volumes de flux, dans la mesure où les scores d'impact des flux d'énergie dans le cas de la production d'électricité (électricité et chaleur) sont globalement plus faibles que ceux dans le cas du biométhane (carburants). Les résultats chiffrés à l'appui de ces conclusions sont disponibles en Annexe III (Tableau-A III-2 et Tableau-A III-3).

Au niveau de la performance territoriale, les résultats sont présentés dans le Tableau 5-6. Les indicateurs de flux de matière sont identiques pour les deux cas énergétiques dans la mesure où seuls les volumes de flux d'énergie varient. Pour rappel, les indicateurs pour l'ensemble des flux sont également reportés dans le tableau (lignes grisées). La performance territoriale globale de chaque cas (flux de matière et d'énergie) semble orientée par le type de flux ayant le volume le plus important dans le système. En effet, dans le cas de la production électrique, la faible performance territoriale s'explique par l'influence des flux énergétiques, qui représentent la plus grande part des flux du système. À l'inverse, dans le cas de la production de biométhane, ce sont les flux de matière qui sont les plus importants, ce qui impacte positivement la performance globale des scénarios 0 et I (performance des flux énergétiques plus faible que celle des flux de matière) et négativement celle des scénarios II à IV (performance des flux énergétiques plus grande que celle des flux de matière).

Tableau 5-6 Performance territoriale des flux de matière et d'énergie

Cas	Indicateur [unité]	0. REF	I. AIS	II. UAIS	III. EMS	IV. EMSd
	Flux de matière					
	C [%]	26,82	26,82	26,96	27,87	27,87
	D [%]	100,00	100,00	100,00	98,75	98,75
	<i>Classement</i>	4	3	2	1	1
Électricité	Flux d'énergie					
	C [%]	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04
	D [%]	100,00	100,00	99,99	99,99	99,99
	<i>Classement</i>	3	2	1	1	1
	Flux de matière et d'énergie					
	C [%]	0,12	0,12	0,13	0,13	0,13
	D [%]	100,00	100,00	99,99	99,99	99,99
	<i>Classement</i>	4	3	2	1	1
Biométhane	Flux d'énergie					
	C [%]	0,00	3,68	100,00	100,00	100,00
	D [%]	100,00	96,32	0,00	0,00	0,00
	<i>Classement</i>	3	2	1	1	1
	Flux de matière et d'énergie					
	C [%]	23,69	24,12	35,35	36,26	36,26
	D [%]	100,00	99,44	84,74	83,68	83,68
	<i>Classement</i>	4	3	2	1	1

Le cas de l'électricité montre que les bénéfices en matière de circularité apportés par le bouclage des flux de matière ne se répercutent pas sur les flux d'énergie. Au contraire, le cas du biométhane montre que le fait de boucler les flux de matière permet de plus larges bénéfices pour les flux d'énergie, tant au niveau territorial qu'environnemental. Ces éléments permettent de conclure que le choix de la fonction d'une symbiose influence les performances territoriale et environnementale et que ce choix doit se faire en fonction des besoins du territoire (comme montré par ailleurs par Laurent, 2015) et des retombées auxquelles celui-ci pourrait s'attendre en matière d'impact environnemental et d'autonomie. Ces résultats permettent également de mettre en avant l'intérêt d'une approche systémique, dans la mesure où les deux couches dépendent l'une de l'autre (le bouclage des flux de matière permet la circularité des flux d'énergie). Ainsi, une approche globale serait bénéfique en matière de choix des technologies

à implanter sur un territoire, permettant de maximiser les bénéfices mais également de faciliter la coopération entre les acteurs (Vanhamäki *et al.*, 2020).

5.3 Synthèse et perspectives

Les résultats de l'étude menée montrent que, globalement, l'expansion des relations symbiotiques amène une meilleure performance pour les trois dimensions considérées. Le niveau d'intégration d'une SI sur son territoire a une influence sur la résilience (dimension structurelle), l'autonomie (dimension territoriale) et les impacts environnementaux (dimension environnementale) du territoire, mais à des degrés différents. En effet, l'influence de l'intégration de la SI sur la performance structurelle est plus importante que sur les performances territoriale et environnementale dans la mesure où pour ces dernières, les variations entre les différents scénarios sont peu significatives. L'analyse par type de flux (matière vs énergie) permet de mieux caractériser les sources des variations et, ainsi, de cibler les aspects du système sur lesquels travailler pour améliorer ses performances. Ceci étant, la question de la limite jusqu'à laquelle un système symbiotique peut se développer tout en maintenant ses bénéfices (principalement environnementaux) dépend des caractéristiques du territoire (Laurent, 2015). Pour intégrer ces dimensions de variabilité du « local », les systèmes de ST pourraient être envisagées comme des systèmes dynamiques, capables de s'adapter aux caractéristiques des territoires sur lesquels elles sont implantées, aux flux et aux acteurs concernés qui sont susceptibles d'évoluer dans le temps et l'espace.

Plus globalement, l'étude menée met en avant la dualité entre la performance optimale en matière environnementale et territoriale et la robustesse structurelle. Cet aspect est mis en évidence dans d'autres travaux ayant trait à la soutenabilité, qui explorent notamment l'équilibre entre les objectifs d'efficacité et de résilience des systèmes anthropiques (voir la synthèse de Markolf *et al.*, 2022). Dans le cas des symbioses, la minimisation des impacts environnementaux est aujourd'hui une des préoccupations des planificateurs, favorisée entre autres par les objectifs climatiques fixés par les instances nationales ou internationales. Cependant, les résultats de l'étude et les travaux autour de la résilience des systèmes suggèrent

que la capacité à s'organiser en réseau joue aussi un rôle dans la survie des systèmes complexes (Markolf *et al.*, 2022).

Par ailleurs, les choix méthodologiques faits pour mener cette étude impliquent la considération d'un système partiel. En effet, les flux impliqués dans les synergies ne couvrent qu'une partie des flux composant le métabolisme du territoire, limitant à la fois la généralisation des résultats et l'évaluation exhaustive du système. De futures recherches pourraient donc proposer de lier le cadre d'évaluation développé avec des méthodes reconnues pour l'évaluation globale des flux tels que l'analyse de flux de matière (Athanassiadis *et al.*, 2016). Il serait également intéressant de prolonger la recherche en permettant une analyse dynamique du système afin de considérer les variations de flux (type, volume) qui peuvent avoir lieu à des échelles de temps différentes (Valenzuela-Venegas *et al.*, 2018). Enfin, l'étude menée se situe à une échelle fixe et il pourrait être intéressant de situer la performance de ce système en regard de la performance d'un territoire plus large, afin d'explorer la contribution d'un système à la performance, par exemple, d'un pays, à l'image de l'étude menée par Liu, Chen et Wang (2021).

Pour terminer, les résultats présentés dans ce chapitre mettent en lumière une forme de linéarité des performances territoriale et environnementale, dans la mesure où elles sont liées aux volumes et au type de flux en jeu. En revanche, la performance structurelle montre une non linéarité qui est explicable par la nature des équations de l'ENA mais qui limite son appréhension comme méthode d'évaluation de symbioses. Malgré tout, conserver la dimension structurelle dans l'évaluation des symbioses et les différents angles d'analyse qu'offre l'ENA semble intéressant dans une perspective de conception de systèmes résilients. Des pistes sont proposées pour intégrer l'ENA dans des cadres d'évaluation ou de conception, qu'il serait intéressant d'approfondir (Layton, 2014 ; Morris, 2020).

CHAPITRE 6

DÉFINITION DE LIGNES DIRECTRICES POUR ORIENTER L'ÉVOLUTION DES SYSTÈMES SYMBIOTIQUES

Les résultats issus de l'analyse structurelle des symbioses montrent que les indicateurs issus de l'ENA permettent de révéler une forme de complexité des systèmes anthropiques. Ceci étant, ils peuvent être difficiles à appréhender de par leur construction mathématique et les étapes nécessaires à leur calcul. Par ailleurs, donner un sens aux indicateurs nécessite une appropriation de la méthode afin d'être en mesure d'interpréter les résultats, dont le comportement est difficilement prévisible (non linéaire et non intuitif). Ainsi, il semble pertinent de chercher à opérationnaliser l'ENA, ou du moins de chercher à identifier les tendances qu'elle exprime, afin de bénéficier de ses retombées. Ce chapitre présente donc l'étude menée pour répondre au troisième objectif de ce travail de recherche, qui est d'établir des directions d'évolution pour les réseaux en matière de répartition des volumes des flux en s'appuyant sur l'analyse statistique de matrices générées aléatoirement. Il s'agit plus spécifiquement de déterminer si le fait d'ajuster les poids d'un réseau (situé hors de la fenêtre de vitalité) de façon à ce qu'ils correspondent aux caractéristiques statistiques des réseaux théoriques permet d'améliorer leur robustesse. Pour ce faire, une démarche en trois temps est suivie :

- 1) Réaliser un algorithme permettant de générer des matrices aléatoires,
- 2) Mener une analyse statistique sur les résultats des indicateurs ENA des matrices issues de l'algorithme afin d'identifier des tendances et de définir des intervalles de valeurs cibles correspondant aux matrices situées dans la fenêtre de vitalité,
- 3) Réaliser une preuve de concept afin de valider l'utilisation de ces intervalles.

Ce chapitre expose d'abord les résultats issus de l'algorithme de génération de matrices aléatoires. Il présente ensuite l'application de la démarche sur un ensemble de configurations de réseaux, et enfin une synthèse des résultats ainsi que des perspectives de recherche spécifiques.

6.1 Caractéristiques des matrices générées aléatoirement

Les matrices sont générées aléatoirement à l'aide de l'algorithme présenté en Annexe IV (Algorithme-A IV-1). Le nombre de nœuds (d'acteurs) est fixé à cinq, afin d'être en mesure d'appliquer les résultats de l'analyse statistique sur des réseaux issus de l'étude de cas territoriale (chapitre 5). Les cellules a_{ij} non nulles sont distribuées aléatoirement, au même titre que leurs valeurs, pouvant varier de 0 à 100. Ces cellules non nulles représentent les liens du réseau et traduisent les échanges entre les acteurs. La Figure 6-1 présente une illustration des tableaux de résultats issus de l'algorithme utilisés pour l'analyse statistique. Chaque ligne correspond à une matrice et contient le poids relatif de chaque lien ainsi que les indicateurs associés à la matrice. Lorsqu'il est question d'écart-type, celui-ci se rapporte systématiquement à l'écart-type des poids relatifs des liens d'une matrice. Pour chaque ensemble de valeurs analysé, les moyennes, minimales et maximales de chaque indicateur statistique sont calculées (encadré vert). Celles-ci permettent d'établir les intervalles de valeurs cibles utilisés dans la démarche d'orientation de l'évolution des réseaux, présentée dans la section 6.2.

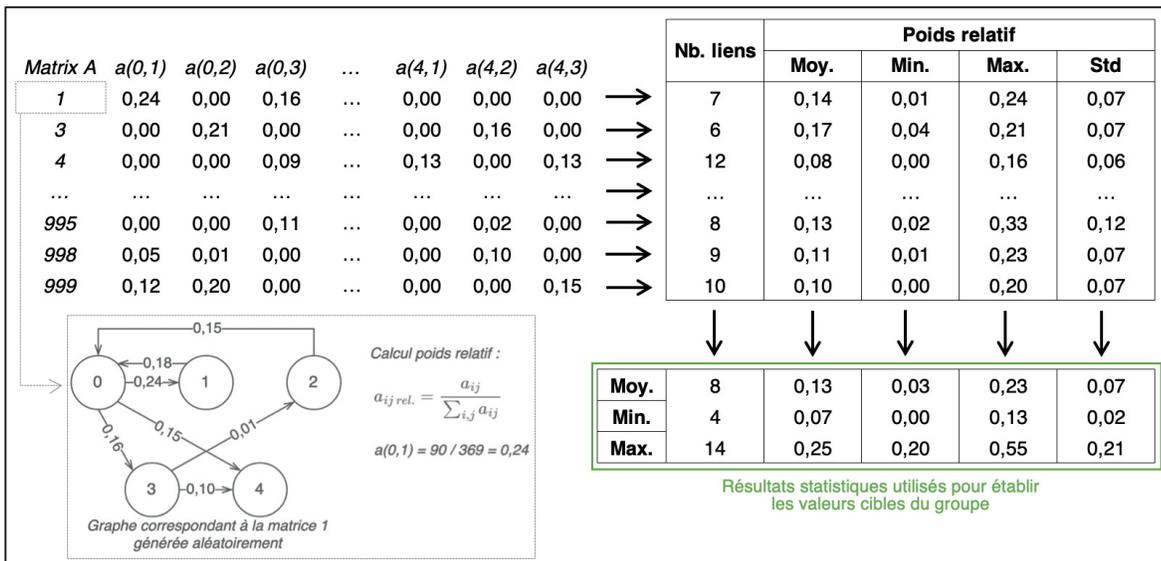


Figure 6-1 Présentation des résultats issus de l'algorithme (extrait)

Dans un premier temps, des tirages de 1 000, 5 000 et 10 000 matrices sont effectués et sont comparés suivant les groupes A, B et C, définis en fonction de la valeur de α où B correspond

à la fenêtre de vitalité et A et C les zones à gauche et à droite, respectivement. Cette étape permet d'observer l'effet de la taille de l'échantillon sur les caractéristiques des liens des matrices. Les résultats sont présentés dans le Tableau 6-1. Quel que soit le critère, les ordres de grandeur sont similaires à chaque tirage. Celui de 1 000 matrices a donc été sélectionné pour mener la suite de l'étude.

Tableau 6-1 Comparaison des tirages en fonction des groupes et des variables

Groupe	Tirage	Distribution des matrices	Nombre de liens (moy.)	Poids relatif (moy.)	Écart-type (moy.)
A $\alpha < 0,30$	1 000	59 %	14	0,08	0,04
	5 000	58 %	14	0,08	0,04
	10 000	59 %	14	0,08	0,04
B $0,30 \leq \alpha \leq 0,58$	1 000	34 %	8	0,13	0,07
	5 000	35 %	8	0,13	0,08
	10 000	34 %	8	0,13	0,08
C $\alpha > 0,58$	1 000	7 %	6	0,19	0,12
	5 000	7 %	6	0,19	0,12
	10 000	7 %	6	0,19	0,12

6.1.1 Indicateurs statistiques globaux

L'analyse est d'abord menée au niveau des groupes A, B et C. La Figure 6-2 présente la répartition des 1 000 matrices sur la courbe de robustesse, sur laquelle la zone jaune représente la fenêtre de vitalité.

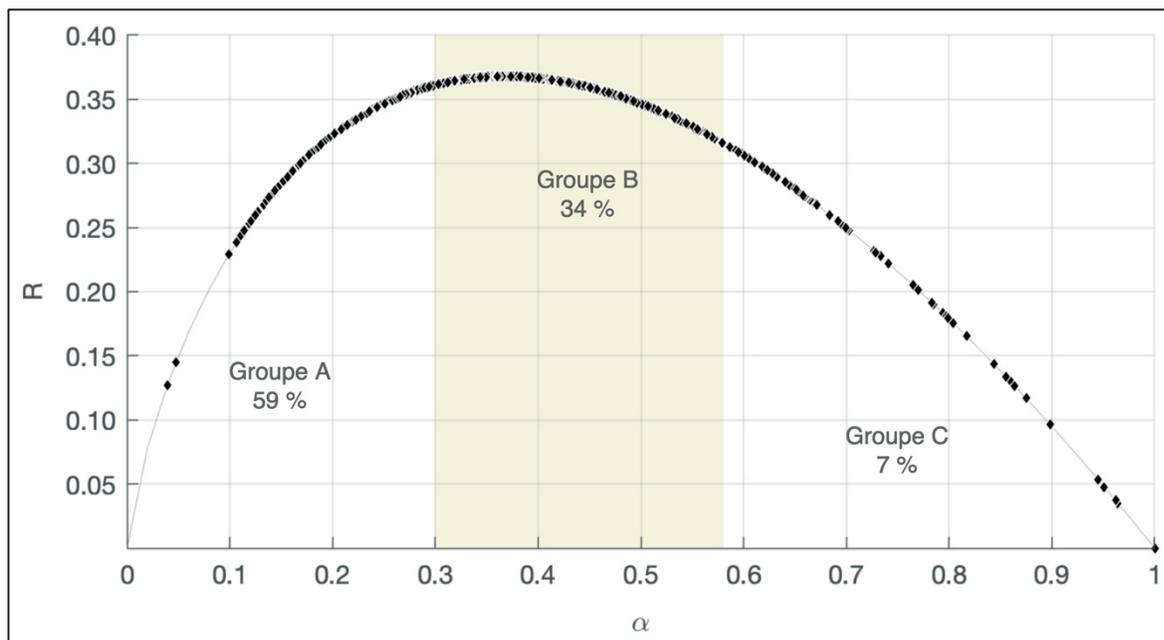


Figure 6-2 Positionnement des 1 000 matrices sur la courbe de robustesse

Les matrices générées sont inégalement distribuées et se situent majoritairement entre des valeurs de α allant de 0,10 à 0,70 (96 % des matrices). Les indicateurs statistiques correspondant à chaque groupe sont présentés dans le Tableau 6-2. Les valeurs reportées pour le groupe B peuvent être retrouvées dans l'encadré vert de la Figure 6-1. Les résultats des indicateurs statistiques indiquent certaines tendances : le nombre de liens diminue du groupe A au groupe B puis du B au C, tandis que le poids relatif des liens et leur écart-type augmentent. Les mêmes tendances sont observées pour les valeurs maximales de ces variables, toutefois, l'écart entre les groupes est moins significatif que pour les valeurs moyennes. Les bornes minimales sont plus homogènes et varient peu d'un groupe à l'autre. De plus, les indicateurs statistiques des groupes ne sont pas répartis dans des intervalles distincts les uns des autres; se baser uniquement sur ceux-ci ne permet donc pas *a priori* de situer une matrice dans un des groupes.

Tableau 6-2 Indicateurs statistiques par groupe de matrices

Indicateur	Groupe A	Groupe B	Groupe C
Nombre de matrices	589	339	72
Nombre de liens			
Moy.	14	8	6
Min.	4	4	4
Max.	19	14	9
Poids relatif des liens			
Moy.	0,08	0,13	0,19
Min.	0,00	0,00	0,00
Max.	0,53	0,55	0,56
Écart-type des poids relatifs			
Moy.	0,04	0,07	0,12
Min.	0,01	0,02	0,02
Max.	0,20	0,21	0,24

Afin d'affiner l'analyse du comportement des indicateurs, les résultats sont positionnés en regard des indicateurs ENA (α). Le nombre de liens, leur poids relatif et leur écart-type sont tracés en fonction de α , tel que présenté sur la Figure 6-3(a). Pour chacune des 1 000 matrices ayant une valeur de α donnée, le nombre relatif de liens (rapport entre le nombre de liens de la matrice et le nombre de liens potentiels, c'est-à-dire 20), le poids relatif des liens et leur écart-type sont tracés (marqueurs gris). Pour distinguer plus clairement les tendances, les résultats sont également présentés pour des valeurs moyennes (marqueurs noirs) : les valeurs de α sont arrondies au centième, faisant en sorte que plusieurs matrices ont désormais la même valeur. Un point correspond donc à la moyenne de l'indicateur des matrices ayant une valeur de α similaire.

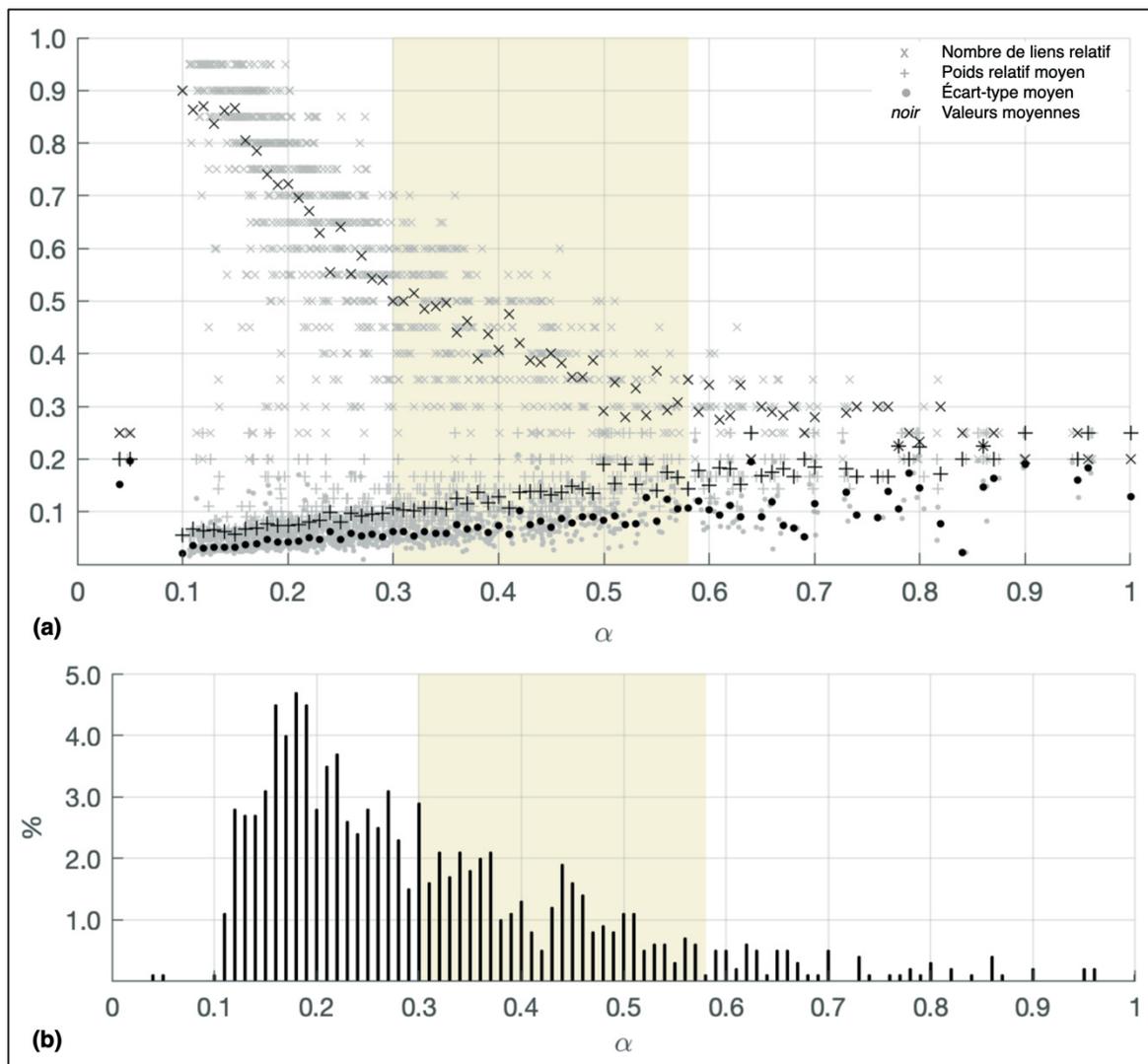


Figure 6-3 (a) Indicateurs en fonction de α et (b) répartition du nombre de matrices pour α arrondi au centième

Le nombre de liens relatif décroît lorsque α augmente. Le poids relatif des liens et leur écart-type suivent eux une tendance inverse, mais moins marquée. Le nombre de liens et leur poids relatif sont par ailleurs des variables fortement corrélées, leur coefficient de corrélation non linéaire étant de - 0,99 (coefficient de Spearman). Globalement, les matrices ayant un plus grand nombre de liens ont des poids relatifs et un écart-type plus faibles que les matrices ayant un nombre de liens moins élevé. La dispersion des points correspondant aux valeurs moyennes pour les valeurs extrêmes de α est due à la disparité du nombre de matrices impliqué dans le

calcul, représenté sur la Figure 6-3(b), confirmant la tendance observée sur la Figure 6-2. En effet, pour $\alpha = 0,32$, la position du marqueur noir est déterminée sur un ensemble de 21 matrices, alors que pour $\alpha = 0,73$ elle est déterminée sur un ensemble de 4 matrices (par exemple).

Les valeurs moyennes permettent d'établir des intervalles décrivant les matrices situées de part et d'autre de la fenêtre de vitalité, explicitant les résultats présentés dans le Tableau 6-2. En revanche, les matrices situées dans la fenêtre de vitalité (groupe B) peuvent présenter des caractéristiques similaires à celles des groupes A et C, en particulier lorsqu'elles sont proches des valeurs seuils de la fenêtre ($\alpha = 0,30$ et $\alpha = 0,58$). Dès lors, une classification plus fine des résultats est proposée afin de caractériser plus précisément les matrices en fonction de leur position sur la courbe de robustesse, en particulier dans la fenêtre de vitalité.

6.1.2 Classes de matrices et intervalles cibles

Les matrices sont réparties dans des classes construites en fonction des valeurs de α et de R, segmentées selon des intervalles de 0,02. Cet écart est choisi afin que le nombre de matrices se retrouvant dans les classes ainsi définies soit homogène. Les valeurs extrêmes sont exclues ($\alpha < 0,10$ et $\alpha > 0,70$; $R < 0,25$) en raison du faible nombre de matrices se trouvant dans ces intervalles. Les classes de matrices forment alors un abaque sur lequel s'appuyer pour déterminer les intervalles de valeurs cibles. Leur numérotation est présentée sur la Figure 6-4(a), sur laquelle apparaît la forme en cloche de la courbe de robustesse. Pour chacune des classes identifiées, les indicateurs statistiques sont calculés. La Figure 6-4(b) présente les valeurs moyennes, minimales et maximales du poids relatif des liens et de leur écart-type pour les classes c15 à c30, correspondant à la fenêtre de vitalité.

correspondant au maximum de la robustesse. Les intervalles de valeurs cibles considérés sont donc les suivants :

- pour la fenêtre de vitalité (FdV), le poids relatif des liens doit être compris entre 0,00 et 0,55 (moyenne de 0,13) et leur écart-type doit être entre 0,02 et 0,21 (moyenne de 0,07);
- pour le haut de la fenêtre de vitalité (top FdV), le poids relatif des liens doit être compris entre 0,00 et 0,49 (moyenne de 0,12) et leur écart-type doit être entre 0,03 et 0,16 (moyenne de 0,06).

6.2 Preuve de concept de la démarche d'orientation des réseaux

Le principe général de la preuve de concept est d'évaluer si l'utilisation des intervalles de valeurs cibles des indicateurs statistiques est en mesure d'orienter la performance structurelle d'une configuration de réseau. Il s'agit donc d'appliquer une démarche d'ajustement du poids des liens d'une configuration donnée pour que les indicateurs statistiques associés soient situés dans les intervalles déterminés dans la section 6.1. L'objectif de cette démarche est de positionner le réseau à l'intérieur de la fenêtre de vitalité définie par l'étude d'écosystèmes naturels.

La direction d'ajustement d'une configuration de réseau dépend des résultats initiaux (i) de α (qui détermine si le réseau est situé ou non dans la fenêtre de vitalité) et (ii) des indicateurs statistiques (situés ou non dans les intervalles établis). Si les indicateurs statistiques de la configuration sont en dehors des intervalles de la fenêtre de vitalité, il s'agit de l'y ramener; si c'est l'inverse, il s'agit de se rapprocher des valeurs moyenne, minimale ou maximale (en fonction de la position initiale). La démarche complète d'ajustement des réseaux est présentée sur la Figure 6-5.

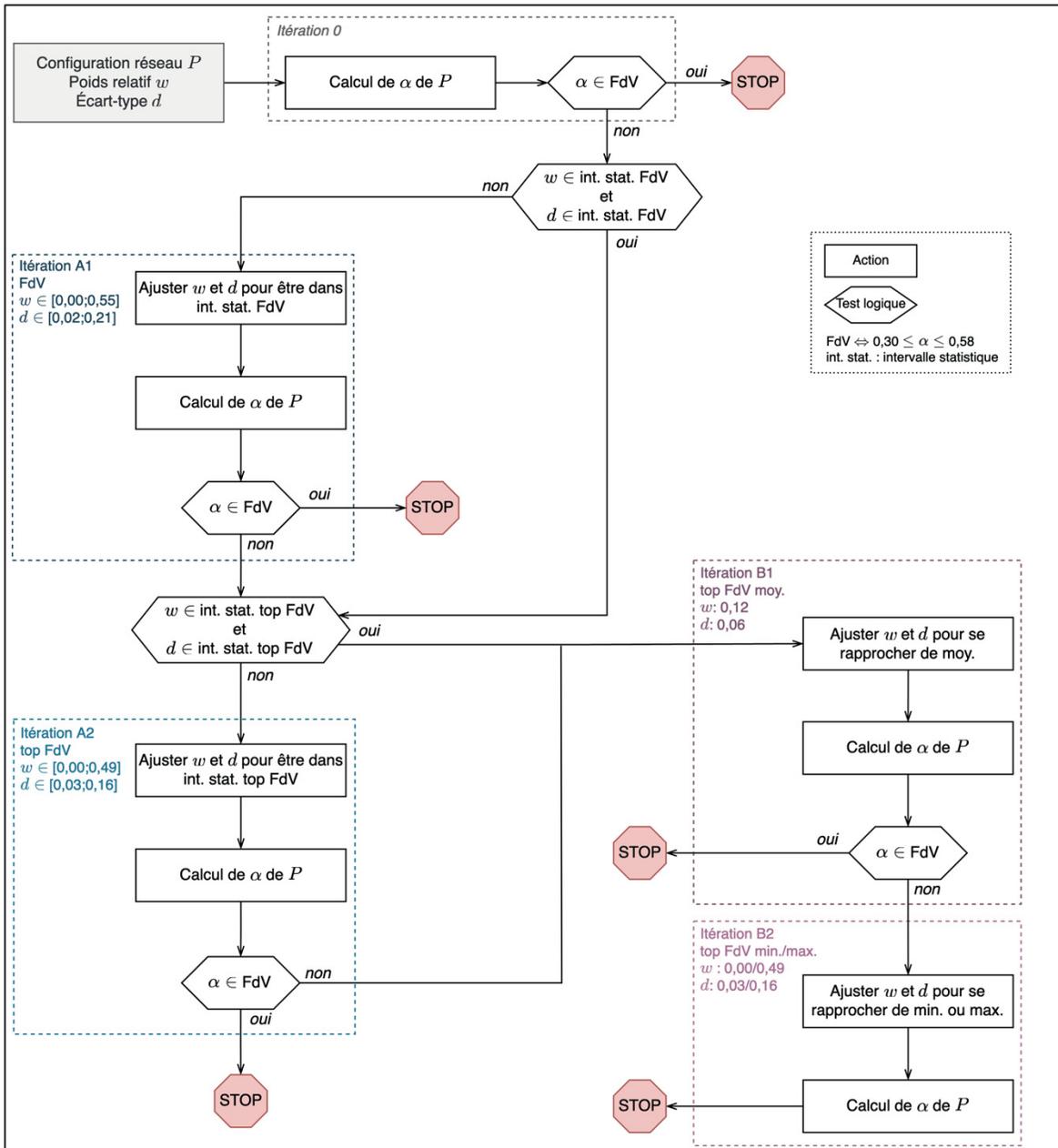


Figure 6-5 Démarche d'application des directions d'ajustement des réseaux

L'ajustement du poids des liens (et, par conséquent, de leur écart-type) se fait par pas de 0,05, en modifiant prioritairement les flux les plus volumineux. Le volume total est considéré constant, par conséquent, le poids enlevé à un lien est redistribué sur l'ensemble des autres liens. Cette redistribution est homogène, c'est-à-dire que tous les autres liens subissent la même variation de volume.

Afin de tester la validité de la démarche présentée, celle-ci est appliquée sur un ensemble de configurations de réseaux construit à partir de scénarios issus des résultats présentés dans le cas d'étude de ST (chapitre 5). Ainsi, à partir d'un scénario initial à quatre acteurs inspiré du scénario III, de nouvelles configurations sont construites. Elles reflètent les possibilités d'évolution de la symbiose lorsqu'un deuxième digesteur anaérobie est intégré au réseau (cinquième acteur), traduisant la nécessité pour le territoire de répondre à un besoin croissant en matière de gestion des matières résiduelles organiques.

Les possibilités de configuration de réseaux offertes par l'ajout d'un cinquième acteur sont principalement basées sur la combinaison de deux facteurs : (i) l'organisation structurelle, qui peut être plus ou moins maillée (c'est-à-dire où les acteurs sont plus ou moins reliés entre eux) et (ii) la répartition des volumes de flux sur les liens, qui mène à un réseau plus ou moins équilibré (c'est-à-dire où les poids des liens sont plus ou moins proches les uns des autres). Considérant ces deux facteurs, cinq configurations sont proposées, illustrant la diversité des possibilités. Elles sont présentées sur la Figure 6-6. Les configurations P1, P2 et P3 sont moins maillées que P4 et P5; P3 et P5 sont plus équilibrées que P1, P2 et P4. Les volumes des flux de référence sont ceux du scénario III du chapitre 5 (cas biométhane). Le déroulement de la démarche est explicité en prenant pour support la configuration P1. La même procédure est ensuite suivie pour les quatre autres configurations.

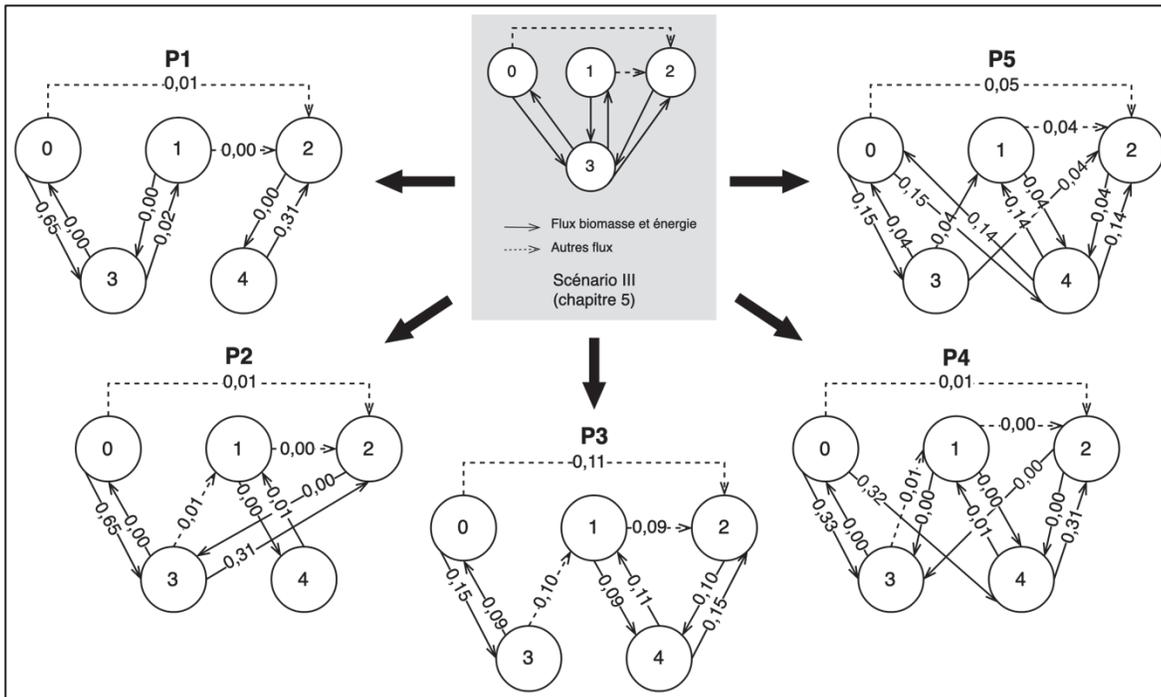


Figure 6-6 Configurations initiales de réseaux

6.2.1 Illustration détaillée de la démarche

La démarche présentée sur la Figure 6-5 est appliquée à la configuration P1. Pour rappel, le nombre de liens est considéré comme un paramètre de contrôle et les variables sont le poids relatif des liens et leur écart-type. Les résultats des itérations ainsi que les schémas des réseaux correspondants sont présentés sur la Figure 6-7.

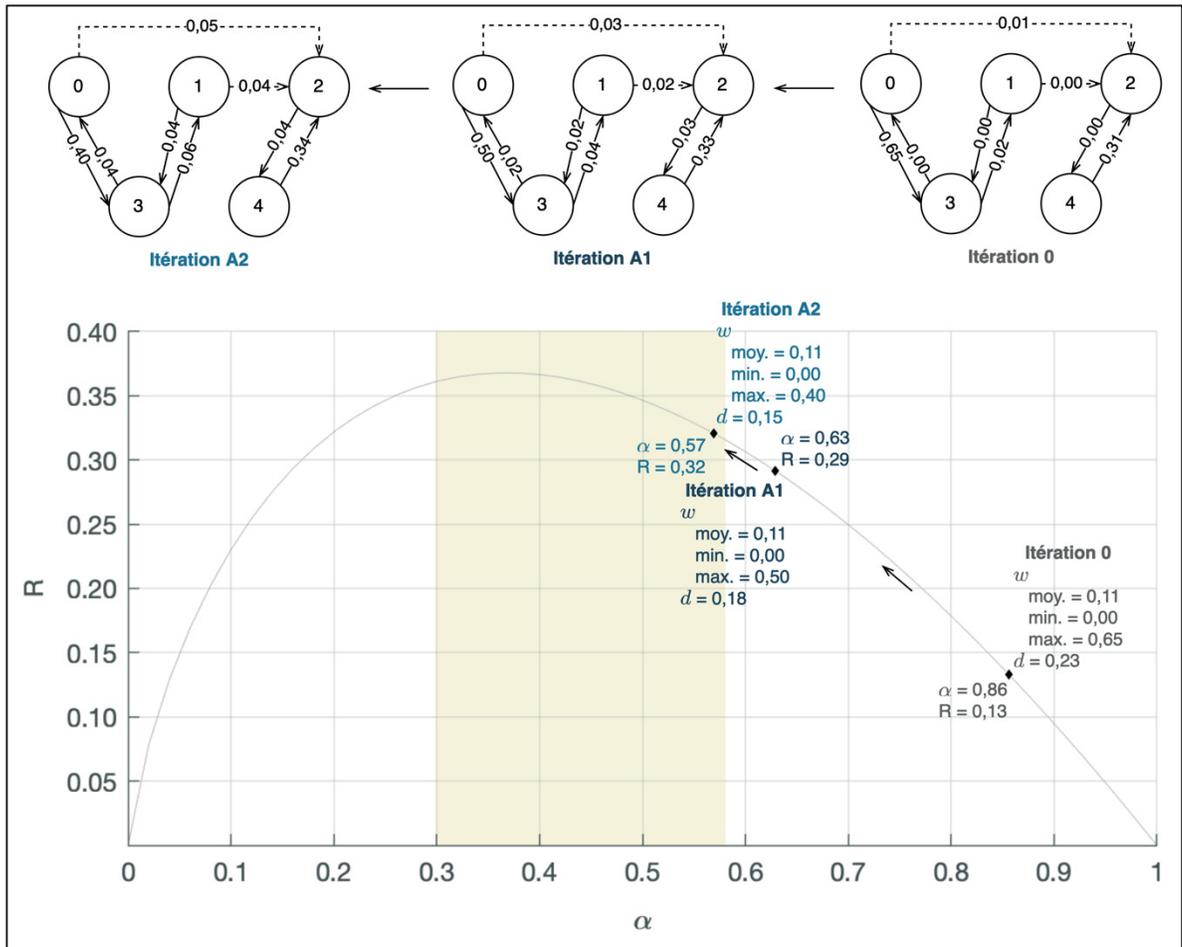


Figure 6-7 Position des réseaux de la configuration P1 sur la courbe de robustesse et représentation schématique correspondante

Initialement (itération 0), le réseau est situé à droite de la fenêtre de vitalité ($\alpha > 0,58$) et le poids relatif maximal et l'écart-type des poids sont situés en-dehors des intervalles correspondant aux indicateurs statistiques du groupe B. La première itération (A1) consiste donc à ajuster le poids relatif maximal de manière à ce qu'il soit compris dans l'intervalle défini pour la fenêtre de vitalité, tout en s'assurant que l'écart-type soit situé entre 0,02 et 0,21. Suite à cette itération, la performance du réseau est améliorée mais il ne se situe toujours pas dans la fenêtre et les indicateurs statistiques ne sont pas situés dans les intervalles du haut de la fenêtre. Une deuxième itération est donc faite (A2), en considérant maintenant les indicateurs statistiques des classes correspondant au haut de la fenêtre de vitalité (c17 à c21).

Dans ce cas-ci, le poids relatif maximal doit être situé en-dessous de 0,49 et l'écart-type entre 0,03 et 0,16. Suite à cette itération, le réseau est positionné dans la fenêtre.

La démarche d'ajustement illustrée sur ce cas consiste à diminuer l'écart entre les poids des liens, ce qui correspond au fait de diminuer la dépendance entre deux acteurs (en l'occurrence 0 et 3). L'évolution de la robustesse du réseau suivant les itérations successives traduit un système plus équilibré et moins vulnérable aux perturbations qui pourraient toucher les acteurs 0 ou 3, ou le flux allant de 0 vers 3. Ce raisonnement est aussi vérifié par sa signification dans un écosystème naturel : lorsqu'une espèce se nourrit d'une seule proie, elle est plus vulnérable aux variations pouvant affecter sa proie et le réseau alimentaire est moins robuste.

Ces premiers résultats montrent que les intervalles cibles déterminés grâce à l'abaque permettent effectivement de guider la performance structurelle du réseau vers l'objectif fixé (la fenêtre de vitalité). Ils montrent également que le fait de se situer à l'intérieur des intervalles cibles ne suffit pas à garantir la position du réseau sur la courbe. En effet, la première itération ne permet pas au réseau d'être situé dans la fenêtre de vitalité. En revanche, resserrer l'intervalle cible autour du haut de la fenêtre permet d'atteindre l'objectif.

6.2.2 Application sur un ensemble de configurations

La démarche est maintenant appliquée sur les quatre configurations restantes (P2 à P5) afin de consolider les résultats observés pour P1. Les résultats du positionnement des réseaux sur la courbe de robustesse pour les quatre configurations sont présentés sur la Figure 6-8 (les résultats de P1 apparaissant pour rappel).

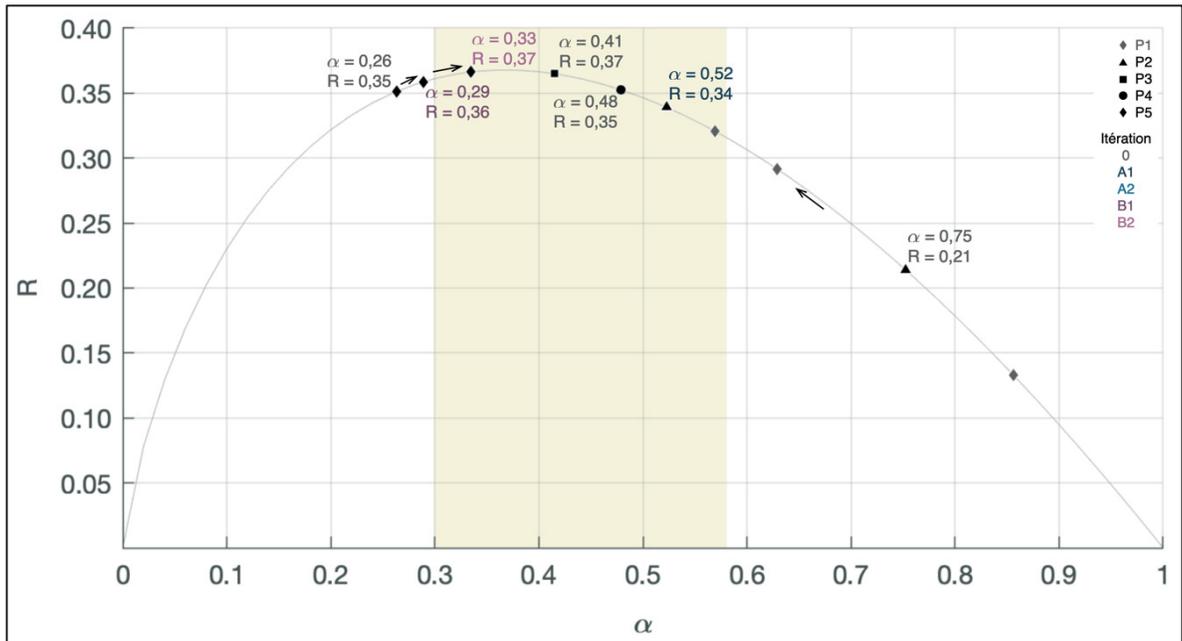


Figure 6-8 Position des configurations étudiées sur la courbe de robustesse

Les indicateurs statistiques correspondant aux différentes itérations sont présentés dans le Tableau 6-3. Les cellules surlignées en vert mettent en évidence les indicateurs statistiques initiaux (itération 0) situés dans les intervalles de valeurs cibles (vert pâle pour la fenêtre de vitalité; vert plus foncé pour le haut de la fenêtre). Les poids des liens considérés dans les itérations successives sont présentés en Annexe IV (Figure-A IV-1).

Sur les quatre configurations étudiées, deux sont déjà positionnées dans la fenêtre de vitalité (P3 et P4). La configuration P2 est située à droite de la fenêtre ($\alpha > 0,58$) et P5 à gauche ($\alpha < 0,30$). Le poids relatif moyen et l'écart-type est plus grand pour P2 que pour P5, ce qui est cohérent avec les résultats théoriques présentés dans la section 6.1 : le poids relatif et l'écart-type des liens croît lorsque α augmente. En revanche, ce résultat n'est pas confirmé par les configurations P3 et P4, appuyant un autre constat posé lors de l'analyse théorique : les résultats des indicateurs statistiques des réseaux situés dans la fenêtre de vitalité présentent des caractéristiques moins spécifiques que les autres.

Tableau 6-3 Indicateurs statistiques des configurations P2 à P5

	P2	P3	P4	P5
Itération 0				
w – moy.	0,10	0,10	0,08	0,08
w – min.	0,00	0,00	0,00	0,04
w – max.	0,65	0,15	0,33	0,15
d	0,22	0,04	0,14	0,05
Itération A1				
w – moy.	0,10	-	-	-
w – min.	0,00			
w – max.	0,50			
d	0,17			
Itération A2	-			
Itération B1				
w – moy.	-	-	-	0,08
w – min.				0,03
w – max.				0,20
d				0,07
Itération B2				
w – moy.	-	-	-	0,08
w – min.				0,01
w – max.				0,30
d				0,10

Concernant les résultats statistiques relatifs aux poids des liens, la configuration P2 se situe en-dehors des intervalles cibles correspondant à la fenêtre de vitalité, à l'inverse des configurations P3 à P5. Ces observations montrent donc que la position des réseaux sur la courbe de robustesse ne garantit pas que les indicateurs statistiques desdits réseaux correspondent aux tendances trouvées théoriquement, et inversement. Enfin, il est à noter que la tendance observée pour le nombre de liens sur les matrices générées par l'algorithme (décroissant lorsque α augmente) n'est pas observée pour les configurations étudiées, confirmant l'influence moindre de cette variable sur les indicateurs ENA.

L'ajustement des poids des liens permet de ramener les configurations hors fenêtre en une (P2) ou deux itérations (P5). Dans le cas de P5, l'itération B1 permet malgré tout de rapprocher le

réseau de la valeur seuil de la fenêtre de vitalité ($\alpha = 0,29$ pour une valeur seuil de 0,30). Lorsque l'itération B2 est réalisée, en allant vers le maximum de l'intervalle puisque le réseau est initialement situé proche du minimum, celui-ci est situé dans la fenêtre. Ces constats montrent que l'ajustement suivant les résultats statistiques issus de l'algorithme permet d'orienter la performance des réseaux dans le sens attendu, aucun des ajustements réalisés ne produisant des résultats opposés à la direction voulue. En revanche, une distinction doit être faite entre la direction générale de l'évolution de la performance suite à l'ajustement des réseaux et la performance en elle-même. En effet, lorsque le réseau est situé en-dehors des intervalles statistiques (P1 et P2), l'ajustement permet d'amener le réseau vers une plus grande robustesse, sans pour autant garantir un positionnement dans la fenêtre de vitalité. En revanche, les résultats de P5 nuancent la réussite du processus dans la mesure où ce réseau est situé dans la fenêtre au regard des indicateurs statistiques mais en-dehors au regard de α . Dans ce cas-ci, le processus d'ajustement indique que se rapprocher des valeurs cibles moyennes et extrêmes permet de se rapprocher des objectifs. Cette conclusion va dans le sens du constat posé dans l'exemple détaillé (section 6.2.1) : cibler des valeurs situées dans un intervalle plus petit que, et compris dans, l'intervalle visé (ici la fenêtre de vitalité) fournit une plus grande garantie d'atteindre la robustesse voulue.

6.3 Synthèse et perspectives

L'analyse statistique de matrices générées aléatoirement permet de conclure que le nombre de liens, leur poids relatif et l'écart-type associé suivent une tendance assez nette en fonction de la valeur du degré d'ordre α : plus α est grand, plus le nombre de liens est petit et les poids relatifs et écart-type sont grands. Ces résultats sont cohérents avec les propriétés des réseaux situés à droite ou à gauche de la fenêtre de vitalité établies à partir des équations des indicateurs ENA. En effet, les réseaux plus redondants (gauche) sont ceux disposant de chemins alternatifs, allant de pair avec davantage de liens et une répartition de leur poids plus homogène. À l'inverse, les réseaux plus efficaces (droite) sont ceux pour lesquels les transferts sont plus directs, donc des réseaux aux liens moins denses et aux poids plus déséquilibrés. En revanche, lorsque les réseaux sont situés dans la fenêtre de vitalité, leurs caractéristiques sont

proches les unes des autres mais ne se démarquent pas nettement de celles des réseaux situés au voisinage des valeurs seuils de la fenêtre ($\alpha = 0,30$ et $\alpha = 0,58$). En effet, des réseaux tant efficients que redondants peuvent être situés dans la fenêtre de vitalité, limitant la possibilité d'y associer des caractéristiques spécifiques.

Considérés sous l'angle de la robustesse, les résultats indiquent qu'à performance égale, les réseaux peuvent avoir des caractéristiques différentes, à l'image des configurations P4 et P5 (à l'itération 0, $R = 0,35$). La démarche d'ajustement des réseaux pour orienter leur évolution montre que, pour les réseaux ne correspondant pas aux caractéristiques de la fenêtre de vitalité (ni au regard de α ou des indicateurs statistiques, tels que P1 et P2), viser les intervalles de la fenêtre de vitalité s'avère plutôt concluant pour améliorer leur robustesse. Pour les autres, l'utilisation des intervalles statistiques comme lignes directrices conduit également à des résultats positifs mais met en avant la nécessité de restreindre les intervalles ou les valeurs ciblés.

Par ailleurs, les résultats présentés montrent que l'opérationnalisation de la démarche, qui pourrait être envisagée comme un moyen d'utiliser la méthode ENA sans mobiliser le calcul des indicateurs, est limitée. En effet, suivre les lignes directrices établies grâce aux intervalles statistiques ne permet pas de faire l'économie du calcul des indicateurs issus de l'ENA. Comme l'illustre le cas P5, un réseau peut être statistiquement situé dans les intervalles de la fenêtre de vitalité mais ne pas l'être en matière de robustesse. Ceci étant, la configuration P5 initiale est malgré tout située proche de la limite de la fenêtre. Ce constat, accompagné par le fait que les caractéristiques des réseaux situés autour des valeurs seuils de la fenêtre de vitalité sont similaires, va dans le sens de l'étude menée par Kharrazi, Rovenskaya et Fath (2017). Les auteurs démontrent que la facilité à prévoir la performance d'un réseau diminue au voisinage du maximum de la courbe de robustesse. Ainsi, une diminution de la certitude est observée lorsque les réseaux sont situés à proximité ou à l'intérieur de la fenêtre de vitalité, tant pour prédire leur robustesse que leurs indicateurs statistiques.

Enfin, l'étude présentée se veut être une preuve de concept de la démarche. Elle présente donc un certain nombre de limites, en particulier sur l'exploration des possibilités de configurations des réseaux. En effet, les configurations étudiées ne couvrent pas l'ensemble des possibilités théoriques offertes à un réseau, tant au niveau de l'organisation topologique qu'au niveau des volumes de flux échangés. En revanche, elle permet de confirmer l'importance majeure du poids relatif des liens dans une approche construite autour de l'ENA, tel que suggéré par Morris (2020). Dans un travail futur, il serait pertinent de systématiser la démarche afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle l'écart-type est le facteur influençant majoritairement les résultats d'ENA. Il serait également intéressant de mener une analyse similaire en définissant le nombre d'acteurs comme une variable et non pas comme un paramètre. Ce changement permettrait d'évaluer si l'influence de l'écart-type reste significative et de déterminer les conséquences de la variation du nombre d'acteurs sur la robustesse. Les conclusions d'une telle étude permettraient de poser une réflexion sur les stratégies de développement des symbioses, en permettant de conclure sur l'intérêt soit d'inclure de nouveaux acteurs, soit de consolider les relations existantes.

CHAPITRE 7

DISCUSSION GÉNÉRALE

Ce chapitre examine la portée, les limites et les perspectives qu'offrent les trois volets du projet de recherche. Dans un premier temps, les résultats sont mis en perspective puis, dans un deuxième temps, ils sont positionnés dans le cadre conceptuel plus large dans lequel le projet s'inscrit. Dans un troisième temps, les principales perspectives de recherche émergent de ce projet de recherche sont présentées.

7.1 Retour sur les travaux de recherche

À travers l'étude de systèmes symbiotiques à différentes échelles, le travail de recherche a permis de positionner la dimension structurelle des réseaux évaluée grâce à l'ENA. Celle-ci s'est révélée être complémentaire aux dimensions évaluées traditionnellement (impact environnemental et circularité). Les résultats des différents volets sont d'abord mis en perspective afin de mettre en lumière les apports de l'ENA pour l'analyse des symbioses. Ensuite, l'approche globale proposée dans ce travail de recherche est discutée.

7.1.1 Mise en perspective des résultats

L'analyse multidimensionnelle menée aux échelles industrielle (chapitre 4) et territoriale (chapitre 5) amène à positionner les résultats de performance des symbioses en regard de la complexité du système, celle-ci étant considérée ici comme la densité d'échanges au sein du réseau (rapport entre le nombre de liens existants et le nombre de liens potentiels). En effet, les performances environnementale et territoriale sont améliorées lorsque la complexité du système augmente (vrai dans 96 % des cas pour l'étude à l'échelle industrielle et 100 % des cas à l'échelle territoriale). En revanche, la relation entre la complexité et la performance structurelle, évaluée par l'ENA, est plus nuancée. D'après les résultats du chapitre 4, le type de structure peut également influencer la performance (typologie établie dans le chapitre 4, avec des structures de type « chaîne d'approvisionnement », « centré », et « noyau »). Afin

d'approfondir la compréhension de la relation entre complexité et structure, les scénarios étudiés dans les trois volets sont classés en fonction du type de structure auquel ils appartiennent et de leur complexité, calculée à partir du nombre de liens. Cette dernière est répartie en trois groupes, correspondant à trois degrés de complexité (degré 1, 2 et 3, le degré 1 correspondant aux degrés de complexité les plus faibles). Ces informations sont présentées dans le Tableau 7-1.

Tableau 7-1 Type de structure et complexité des scénarios étudiés

Type de structure	Scénario (chapitre)	Complexité (liens/liens potentiels)	Degré de complexité
Chaîne d'approvisionnement (SC) 	G1-SC (4)	0,1 (6/42)	1
	G2-SC (4)	0,2 (8/42)	1
	I (5)	0,3 (4/12)	2
	P1 (6)	0,4 (8/20)	2
Centrée (CT) 	G1-CT (4)	0,2 (7/42)	1
	G2-CT (4)	0,2 (9/42)	1
	G3-EX (4)	0,3 (12/42)	2
	G4-RP ^[4] (4)	0,3 (13/42)	2
	II (5)	0,5 (6/12)	3
Noyau (CO) 	G1-CO (4)	0,1 (6/42)	1
	G2-CO (4)	0,2 (9/42)	1
	G4-RP ^{[4][5]} (4)	0,4 (16/42)	2
	III (5)	0,7 (8/12)	3
	IV (5)	0,4 (9/20)*	2
	P2 (6)	0,4 (9/20)	2
	P3 (6)	0,4 (9/20)	2
	P4 (6)	0,6 (12/20)	3
P5 (6)	0,6 (12/20)	3	

* Le nombre de liens potentiels des réseaux du chapitre 5 augmente en raison du nombre d'acteurs impliqués dans le réseau, qui est de quatre pour I, II et III et cinq pour IV.

Les résultats ainsi présentés montrent que la complexité n'est pas directement liée au type de structure cependant, les réseaux ayant la plus grande complexité sont de type CO. Ainsi, un accroissement de la complexité semble s'accompagner d'un changement de typologie du réseau. En effet, densifier les échanges dans un réseau de type SC amène nécessairement à

créer des liens entre des entités non liées initialement et amène donc le réseau vers un autre type de structure, plus centré. Ce constat est illustré par les scénarios étudiés dans le cas de la ST (I, II, III et IV) qui ne sont pas construits en fonction de la typologie de structure mais qui présentent malgré tout une évolution du type SC vers CO.

Le degré de complexité est ensuite observé au regard de la performance structurelle des réseaux. La Figure 7-1 présente la position de l'ensemble des scénarios étudiés dans ce travail sur la courbe de robustesse, y compris les scénarios ayant une configuration similaire mais une répartition de poids des liens différente (scénarios prospectifs du chapitre 4 et réseaux du chapitre 6).

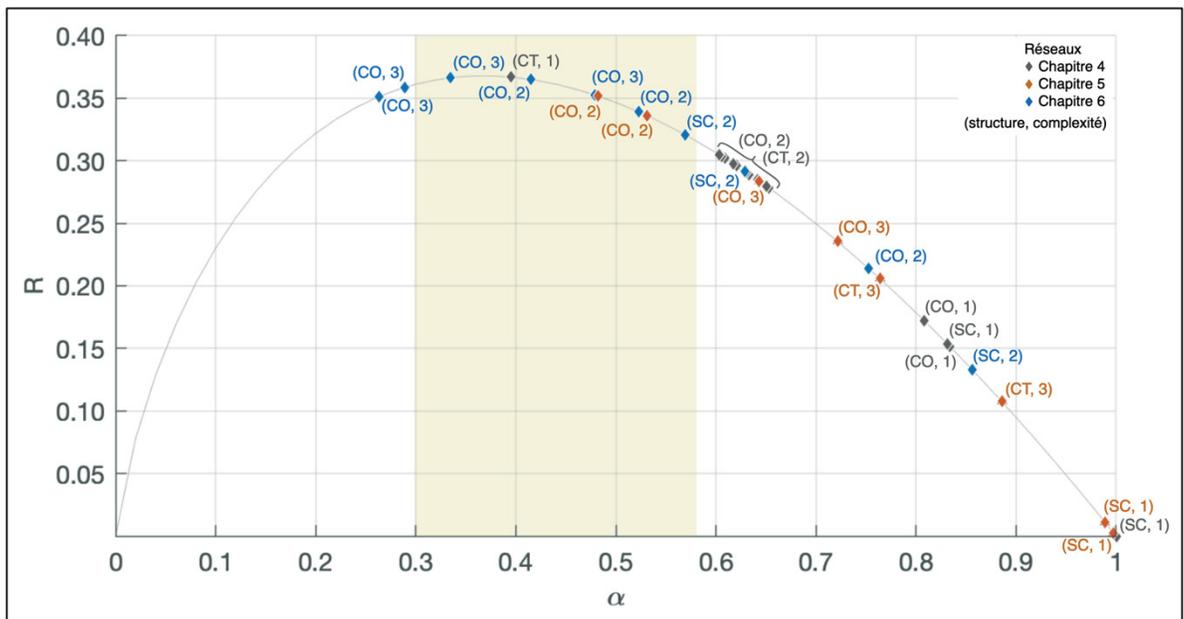


Figure 7-1 Position des scénarios étudiés sur la courbe de robustesse associée au type de structure et au degré de complexité

Les résultats des chapitres 5 et 6 montrent une augmentation de la robustesse lorsque le type de structure est davantage maillé (c'est-à-dire lorsque les acteurs sont davantage reliés entre eux) : la robustesse est meilleure pour les scénarios de type CO que ceux de type SC. En revanche, cette tendance est moins nette dans le cas des scénarios du chapitre 4, en particulier pour les structures CO et CT qui présentent toutes les deux des robustesses proches. De manière

générale, le degré de complexité ne semble pas vraiment corrélé à la robustesse, puisque les scénarios de SI ou ST les plus robustes (G1-CT et IV, soit les marqueurs gris et oranges situés dans la fenêtre de vitalité) ne sont pas les plus complexes (degré 1 et 2, respectivement). Le positionnement des scénarios modélisés dans le chapitre 6 confirme cette conclusion : lorsque le degré de complexité augmente, il existe un risque de mettre à mal la robustesse, tel qu'illustré par les marqueurs bleus situés sur la partie gauche de la courbe ($\alpha < 0,4$).

Le fait que les résultats du chapitre 4 présentent des tendances qui semblent moins intuitives que celles du chapitre 5 peut s'expliquer par l'utilisation des indicateurs 2D ou 3D mobilisés pour l'évaluation structurelle. En effet, les deux types d'indicateurs, bien qu'évaluant la même performance, ne sont pas interchangeables et donnent une lecture différente des réseaux étudiés, dans la mesure où les indicateurs 3D ne sont pas simplement une superposition des indicateurs 2D. Pour illustration, le scénario G2-CO (chapitre 4) a une robustesse 3D de 0,15 et la robustesse des deux couches du réseau, calculée de manière indépendante par les indicateurs 2D, est de 0,10 et 0,35. La robustesse 2D globale de ce scénario serait de 0,35, montrant un écart significatif avec la valeur 3D. Le scénario G2-SC a quant à lui une robustesse 3D équivalente à celle de G2-CO, alors que sa robustesse 2D serait de 0,20. Ainsi, conserver une analyse des systèmes aux deux niveaux (2D et 3D) apporte des angles d'étude différents et complémentaires, pouvant contribuer à une appréciation plus complète du système dans sa globalité.

Cette observation concernant les indicateurs ENA ainsi que les résultats structuraux de l'ensemble des volets du projet indiquent que la performance de robustesse est difficilement prévisible par la simple observation de la topologie du réseau. En effet, des réseaux dont la configuration est éloignée peuvent être proches en matière de robustesse, et inversement : le réseau centré G1-CT a par exemple une robustesse de 0,37, au même titre que le réseau P3 de type CO; deux réseaux CO de degré de complexité 3 (III et P2) ont une robustesse respective de 0,24 et 0,34. L'analyse statistique apporte des éléments de compréhension de ce phénomène, en confirmant l'hypothèse selon laquelle la répartition des flux dans le réseau a une influence sur la robustesse, et constitue peut-être le facteur le plus déterminant. L'analyse statistique

menée est cependant restreinte par les conditions qui ont été posées, comme par exemple le nombre d'acteurs fixe et le fait de considérer des réseaux monocouches (et donc des indicateurs ENA 2D). Cependant, la preuve de concept réalisée peut constituer un point de départ pour enrichir cette question, en particulier sur les indicateurs 3D. En effet, une analyse statistique similaire pourrait être menée, dans laquelle une dynamique inter-couche pourrait être conjecturée : à l'image du poids relatif des liens ayant une influence sur les indicateurs ENA, le poids relatif d'une couche pourrait être un facteur influençant la performance globale.

7.1.2 Retour sur l'approche développée

L'utilisation de la méthode ENA permet de quantifier la performance structurelle en fixant un objectif à cette performance (fenêtre de vitalité), à l'image des cibles d'émissions pour la dimension environnementale. La difficulté à identifier des liens de causalité entre les paramètres d'un réseau (type de structure, nombre de liens et leur poids, etc.) et les indicateurs ENA est certes un frein à une utilisation opérationnelle directe mais traduit néanmoins la complexité des systèmes étudiés. Cette complexité se retrouve à deux niveaux : (i) au niveau du système lui-même, qui est plus ou moins complexe en fonction des relations entre les différents acteurs et (ii) au niveau des dimensions évaluées, dont la connaissance de l'une ne permet pas nécessairement de prédire l'autre. L'intégration de l'ENA dans un cadre d'analyse multidimensionnel permet alors d'intégrer cette complexité inhérente à tout système anthropique, et ainsi de nuancer les performances des systèmes symbiotiques. Elle agit alors comme une force complémentaire à la conception des systèmes par la seule voie d'un impact monodimensionnel (environnemental, territorial ou économique). Cette complémentarité est d'autant plus importante que la dimension structurelle ne permet pas de caractériser directement les bénéfices qu'un système apporte aux composantes qui lui sont extérieures. En effet, les dimensions environnementale et économique quantifient les retombées d'une symbiose sur les systèmes auxquels elle est associée (diminution de la pollution locale ou source de revenus pour le territoire, par exemple), alors que la dimension structurelle mesure une retombée interne.

Par ailleurs, l'analyse statistique menée pour identifier des lignes directrices d'évolution s'inscrit dans une perspective de transformation de l'ENA, passant d'une méthode d'évaluation à une aide à la conception (Morris, 2020). Ceci étant, les résultats de ce travail indiquent qu'il est difficile de prévoir les performances avec exactitude. En effet, les résultats de la preuve de concept présentés dans le chapitre 6 montrent entre autres que des indicateurs statistiques proches peuvent aboutir à une performance structurelle éloignée : les configurations P1 et P2, ayant des indicateurs statistiques similaires après une première itération, ont des robustesses respectives de 0,29 et 0,34. Par conséquent, les possibilités de s'appuyer uniquement sur l'ENA pour identifier les directions propices à amener un réseau vers une configuration robuste sont actuellement limitées. Ainsi, sans être un simple moyen d'évaluation, la place de l'ENA pourrait être envisagée comme une méthode de contrôle : dans un sens, elle permettrait de vérifier si un réseau est conforme aux critères fixés; dans l'autre, d'anticiper si la direction choisie mène à la réussite ou à l'échec de la mise en place d'un système robuste.

Enfin, l'approche proposée pour l'évaluation des systèmes symbiotiques à différentes échelles permet de montrer la pertinence d'une approche multidimensionnelle, et la limite de l'évaluation des systèmes sous un seul angle. En effet, la prise de décision dans le cadre de la mise en place de symbioses, qu'elles soient industrielles ou territoriales, est par essence multifactorielle puisqu'elle concerne des systèmes socio-techniques. Une des forces de l'approche proposée est qu'elle nécessite relativement peu de données (volume des flux et scores d'impact, distances et modes de transport) au regard des multiples indicateurs qu'elle propose. En revanche, la justesse de ces données peut limiter l'approche, comme c'est le cas pour les scores d'impact. Une évaluation environnementale précise nécessite en effet des scores qui reflètent la réalité de la situation. L'utilisation de bases de données plus ou moins spécifiques et la spatialisation proposée dans Ecoinvent (au sens où il existe de plus en plus de données associées à des pays, voire même à des régions) permet en partie de lever ce frein. Au-delà de considérations techniques, les indicateurs mobilisés pour l'évaluation environnementale (GWP, TAP, FEP) peuvent aussi constituer une limitation, en particulier à l'échelle territoriale. En effet, la grille proposée est globale et donc applicable dans tout contexte (ce qui est aussi une force) mais elle ne tient pas compte des spécificités du territoire.

Cet aspect pourrait être abordé plus spécifiquement par une démarche d'approche comparée, mobilisant des grilles d'évaluation (choix des indicateurs) établies en fonction des enjeux locaux et globaux spécifiques au territoire étudié (Dumoulin *et al.*, 2017).

7.2 Symbioses et résilience des systèmes territoriaux

Les résultats des deux premiers volets du travail de recherche mettent en évidence un compromis qui semble inévitable entre les différentes performances, en particulier entre les performances environnementale et territoriale d'une part et structurelle d'autre part. Permettre une performance non optimale dans certaines dimensions permet d'atteindre une performance globale acceptable, à l'image des scénarios G2-CT (chapitre 4) ou III et IV (chapitre 5) qui présentent le meilleur compromis entre les trois dimensions. Cette notion de compromis fait écho à la sous-optimalité du vivant théorisée par Hamant (2022), qui invite à repenser la vision selon laquelle la performance est équivalente à l'optimum. Cette sous-optimalité est illustrée par la fenêtre de vitalité, qui montre qu'un système robuste n'est ni trop efficace ni trop redondant. Ces éléments vont également dans le sens de la mise en place de systèmes résilients : afin d'être en mesure de réagir face aux perturbations, ces derniers doivent posséder des caractéristiques diverses (robustesse, flexibilité, etc.), présentes dans le système mais dont aucune n'est prépondérante. Ainsi, dans une perspective de résilience territoriale, il devient envisageable de diminuer la performance environnementale afin d'assurer une robustesse minimale permettant de favoriser un fonctionnement adéquat du système à tous les niveaux (environnemental, structurel, économique, social, etc.).

Dans le prolongement d'un compromis entre les différentes dimensions d'un système, il peut également être envisagé de trouver un compromis spatial, dans lequel des zones d'un territoire pourraient avoir des performances différentes. En effet, s'il est acceptable de considérer que la performance environnementale peut être en deçà de son maximum pour permettre une résilience du réseau, alors il pourrait aussi être envisagé, à une échelle plus large, de penser le territoire comme un réseau de sous-systèmes territoriaux qui pourraient être sous-optimaux à l'échelle individuelle. Ainsi, la présence de zones plus faibles sur certains aspects serait

acceptable si elles contribuent à la force d'un ensemble plus large, adhérant au principe de la théorie de l'émergence : la somme de parties ayant des caractéristiques données est égale à un ensemble présentant des caractéristiques différentes (Cerceau, Mat et Junqua, 2018). Cette proposition est d'autant plus envisageable que l'étude menée à l'échelle territoriale montre que les territoires gagnent à s'organiser autour de leurs besoins. En effet, la différence de performance, en particulier environnementale, entre les cas énergétiques présentés dans le chapitre 5 (électricité ou biométhane) incite à interroger les besoins du territoire et son contexte. Se pose alors un double enjeu, celui de satisfaire des besoins locaux et de contribuer dans le même temps à la résilience d'un système plus large. De plus, le système industriel (ou le sous-système territorial) s'insère dans le tissu territorial et agit sur lui. Il pourrait donc être envisagé de penser le développement industriel en fonction des besoins du territoire, afin de maximiser les chances de réussite, suivant le principe posé en théorie constructale. Celui-ci consiste à considérer que, pour survivre, un système doit être en mesure d'optimiser sa performance globale tout en respectant des contraintes locales (Bejan et Lorente, 2004).

Si l'approche territoriale de ce travail a été motivée par la volonté de replacer les systèmes de SI dans un contexte plus large du fait de leur dépendance à l'extérieur *via* les entrées et sorties de flux, elle est aussi justifiée par le fait que les enjeux de résilience des systèmes se jouent souvent à cette échelle, plus qu'à celle du parc industriel (Harper et Wells, 2012). En effet, le territoire incite à inclure une diversité d'acteurs dans ses réseaux du fait de la présence même de ces acteurs dans les frontières définies. Il est aussi plus à-même de répondre à des enjeux plus globaux, en particulier d'accès aux ressources (Cudečka-Puriņa *et al.*, 2022). Par conséquent, il peut y avoir un intérêt à considérer un territoire en regard des liens qu'il entretient lui-même avec d'autres territoires (Bijon, 2022). Ceci étant, cette invitation à élargir l'échelle d'étude est limitée par la mondialisation des systèmes d'échanges; trouver une échelle d'étude qui permette une évaluation exhaustive de la résilience d'un système complet semble alors peu réaliste.

Au même titre que la résilience, l'économie circulaire (ÉC) est aussi un concept fortement lié (plus ou moins explicitement) au territoire et à la résilience (Dermine-Brullot et Torre, 2020).

En étant une des mises en application de l'ÉC, les systèmes de symbioses offrent un angle privilégié pour en discuter les forces et les limites. De plus, l'analyse territoriale menée dans le travail de recherche repose sur des indicateurs d'autonomie territoriale, qui sont souvent présents lorsqu'il est question d'évaluer la circularité d'un système (Moraga *et al.*, 2019 ; Walzberg *et al.*, 2021 ; Harris, Martin et Diener, 2021). Les résultats du travail de recherche montrent que l'autonomie territoriale (circularité et dépendance) et la résilience (robustesse) pourraient être corrélés, mais cette conclusion doit être nuancée : l'indicateur de robustesse tel que calculé tient uniquement compte des flux circulant à l'intérieur de la symbiose, alors que les deux indicateurs territoriaux intègrent les flux entrants et sortants. Ainsi, la notion de volume relatif (interne/externe) disparaît dans le calcul des indicateurs de l'ENA. Ce point pourrait être abordé en mettant en regard les indicateurs d'ENA incluant les flux entrants et sortants d'une part et les indicateurs territoriaux d'autre part.

Par ailleurs, l'ÉC est en train de s'opérationnaliser à travers la mise en œuvre, à plusieurs endroits dans le monde, d'incitations à mettre en place des mesures favorisant une transition vers une économie circulaire: le *Plan d'action en économie circulaire* de l'Union Européenne, la *Feuille de route Économie Circulaire* en France, la *Trousse pour élaborer et mettre en œuvre une feuille de route régionale en économie circulaire* de Recyc-Québec au Canada, et plusieurs autres initiatives à différentes échelles (au niveau municipal à Montréal ou à Paris, au niveau régional à Bruxelles ou Abidjan, entre autres). La promotion de telles initiatives circulaires laisse penser qu'elles vont potentiellement remodeler l'organisation des activités au sein d'un territoire mais également les relations entre les différents territoires (Bourdin, Galliano et Gonçalves, 2021). Il serait alors envisageable d'appliquer la démarche proposée dans ce projet de recherche à l'évaluation de ces nouvelles perspectives territoriales.

7.3 Perspectives de recherche

Le travail de recherche mené est une contribution à la construction d'une démarche d'évaluation holistique des systèmes symbiotiques, qui pourrait être élargie aux systèmes circulaires émergents. Afin de poursuivre cette ambition, trois perspectives de recherche sont

identifiées. Les deux premières proposent deux axes pour aller vers une opérationnalisation de la démarche (développements autour de l'ENA et comme levier de planification territoriale). La dernière propose d'élargir le regard sur les cadres d'évaluation mobilisés pour juger la performance d'un système symbiotique ou, plus globalement, anthropique.

7.3.1 Consolidation de la place de la dimension structurelle

Cette perspective concerne l'approfondissement de l'étude des systèmes de symbiose grâce à l'ENA. La mise en parallèle d'une analyse statistique et de l'étude de réseaux réels pourrait être poursuivie. Il s'agirait de mobiliser l'ENA sur un ensemble de symbioses puis de mettre en regard ces résultats et ceux issus de l'analyse théorique afin de consolider les conclusions issues du travail de recherche présenté et d'identifier plus justement les dynamiques qui sont à l'œuvre dans les réseaux anthropiques. Pour cela, il serait envisageable de s'appuyer sur le corpus de réseaux construit par Morris (2020), afin de constituer un échantillon représentatif des cas de symbioses existants. Il serait aussi nécessaire d'ajuster l'algorithme proposé en considérant les indicateurs 3D de l'ENA. Le but de cette démarche serait de fournir une grille d'analyse des réseaux issue des résultats de l'ENA qui permettrait aux acteurs de terrain de situer globalement l'état d'un réseau et/ou d'anticiper le positionnement d'un projet en construction afin de faire l'économie des calculs des indicateurs, qui peut s'avérer complexe à opérationnaliser.

Dans une perspective plus multidimensionnelle, une direction de recherche envisageable serait d'évaluer l'influence de l'intégration de la dimension structurelle (avec ou sans ENA) dans des cadres d'évaluation globaux, comprenant habituellement des indicateurs environnementaux, technico-économiques et sociaux, en particulier :

- les cadres d'évaluation des SI ou de l'ÉC proposés par des organisations (par exemple UNIDO, World Bank Group, et GIZ, 2017) ou par des chercheurs (Hanes *et al.*, 2021);
- les méthodes d'analyse multicritère, pour lesquelles il serait pertinent de mener une étude comparative, à l'image du travail de Ūsas, Balezentis et Streimikiene (2021) : les auteurs proposent d'inclure des indicateurs de circularité dans plusieurs méthodes d'analyse

multicritère pour comparer la manière dont ceux-ci influencent les classements des scénarios.

7.3.2 Approche territoriale intégrée

Le travail de recherche pourrait également être développé de manière à fournir une aide à la planification territoriale intégrant toutes les dimensions considérées dans ce travail (structure, environnement, autonomie territoriale). L'outil pourrait être intégré à un logiciel de système d'information géographique (SIG), utilisé par les professionnels de développement territorial tant publics que privés. Sur une carte du territoire, les informations associées seraient, entre autres, les acteurs, les flux et leur impact. L'outil proposé serait en mesure de calculer les indicateurs de façon à pouvoir associer des scénarios de planification, développés sur la cartographie du territoire, à leurs performances. De cette manière, il serait possible d'anticiper les conséquences d'un changement sur le territoire, ou d'identifier des zones où les performances seraient critiques. Il serait également pertinent d'y intégrer une étude dynamique, afin d'avoir une vision temporelle de l'évolution du territoire.

La visualisation des éléments du territoire et de leur performance, par l'utilisation de la cartographie SIG, ouvre des possibles quant à la prise en compte de potentielles synergies qui pourraient se déployer à de nouvelles échelles, ou entre de nouveaux acteurs, tel que suggéré dans la proposition de « territorialiser la circularité » (Furlan *et al.*, 2022). Une des forces des SIG est également de pouvoir croiser les domaines d'analyse d'un territoire au vu de la diversité des données existantes. Par exemple, il serait possible de mettre en regard la dimension bâtie d'un territoire (zones d'habitation, routière, etc.) avec sa dimension écosystémique (zones humides, trajectoires de migration des espèces, etc.), permettant de révéler des relations entre les acteurs humains et non-humains et développant la notion d'interaction d'un territoire avec son milieu (Cerceau *et al.*, 2014). Ainsi, cette perspective de recherche propose de développer un modèle qui permettrait de s'assurer de la résilience d'un territoire et des systèmes qui s'y déploient en croisant différents aspects complémentaires, amenant à un porter un regard holistique dépassant le cadre technique.

7.3.3 Adaptation du cadre d'évaluation

L'intégration de la dimension structurelle dans un cadre d'évaluation plutôt classique (impact environnemental, circularité) proposée dans ce travail montre que l'ENA est capable de repositionner le curseur de ce qu'est un système performant. Elle a également mis en valeur les bénéfices qu'il pourrait y avoir à élargir la vision d'une performance uniquement environnementale ou économique. Par ailleurs, de nouveaux paradigmes tels que l'ÉC, la soutenabilité forte ou les *low-tech* émergent en tant que cadres conceptuels appelant à repenser l'organisation des systèmes de production (Tanguy, Carrière et Laforest, 2023) mais également, plus largement, le rapport entre les systèmes anthropiques et l'environnement (Melissa Escobar Cisternas, communication personnelle, 30 mars 2023). Dans ce contexte, il semble opportun de se demander si un changement de paradigme ne nécessiterait pas, dans le même temps, un changement de mode d'évaluation.

L'ÉC, en tant que modèle alternatif dont la mise en pratique est encouragée, pourrait être un cas d'étude pertinent pour repenser les cadres d'évaluation classiques. En effet, la recherche sur les modes d'évaluation de l'ÉC est active mais les multiples articles de synthèse sur le sujet laissent apparaître un manque de renouvellement dans la manière d'envisager la performance de systèmes circulaires (Harris, Martin et Diener, 2021 ; Saidani *et al.*, 2019 ; Walzberg *et al.*, 2021). Ainsi, les nouveaux cadres de pensée tels que la soutenabilité forte¹¹ pourraient servir de point de départ au développement d'une nouvelle manière d'évaluer les systèmes circulaires. Ceux-ci permettraient de dépasser une vision comptable (quantité de matière détournée de l'enfouissement, sommes économisées, etc.) et de s'inscrire dans une vision d'une économie globalement et « authentiquement » circulaire, en intégrant par exemple des mesures de l'intensité de l'activité économique ou la contribution à une forme de sobriété (Arnsperger et Bourg, 2016).

¹¹ La soutenabilité forte est identifiée comme étant particulièrement pertinente car l'ÉC, telle que pratiquée actuellement, s'inscrit davantage dans un cadre de soutenabilité faible (Bourdin et Maillefert, 2020 ; Johansson et Henriksson, 2020).

La conception de ce nouveau cadre d'analyse devrait être également vue comme l'occasion d'intégrer différents enjeux absents des cadres actuels (ou que ceux-ci ne sont pas en mesure de considérer). Entre autres, il pourrait être question du rapport entre les différents pays qui entretiennent des relations d'échange. En effet, il semble nécessaire de penser les rapports de force qu'entretiennent les pays développés et moins développés dans la mesure où il existe un modèle de « circularité » des matières, à travers la mondialisation, qui préexistait à la généralisation de l'ÉC (« boucle » de recyclage des plastiques, par exemple) (Vivien, 2020). Le déploiement de l'ÉC à grande échelle pourrait alors être un motif pour orienter la réflexion vers l'évitement du transfert des externalités des systèmes de production. Ainsi, l'ambition générale de cette dernière perspective serait d'accompagner et de faciliter le passage d'une circularité de « forteresse » à une circularité « transformationnelle » (Calisto Friant, Vermeulen et Salomone, 2020), qui promeut une utilisation équitable des ressources.

CONCLUSION

Les systèmes symbiotiques sont des systèmes dynamiques complexes, qui s'inscrivent dans l'espace et dans le temps. Leurs performances à l'échelle industrielle ou territoriale sont principalement évaluées selon deux angles : la structure (agencement en réseau) et l'environnement (impact des activités). Le premier permet de rendre compte de la résilience d'un réseau, et donc de sa capacité à se maintenir dans le temps. Le second permet d'estimer les bénéfices qu'apporte ce modèle de production par rapport à un système classique, plus linéaire. Dans ce contexte, une approche multidimensionnelle, mettant en regard la structure du réseau et les bénéfices qu'il apporte, permet de définir les conditions dans lesquelles un système de symbiose est à la fois résilient et bénéfique pour l'environnement, et ce malgré les possibles évolutions qu'il pourrait subir. L'objectif général de ce projet était donc de développer une approche systémique dédiée à l'évaluation de la performance et à la planification des symbioses, en intégrant la méthode ENA. Pour atteindre cet objectif, le projet de recherche s'est déployé en trois volets.

Le premier volet de ce travail concerne la construction d'un cadre d'analyse multidimensionnelle appliqué sur un ensemble de scénarios de symbioses industrielles, permettant d'établir des liens entre la configuration du réseau (dimension structurelle) et ses bénéfices (dimension environnementale). Les scénarios construits traduisent la diversité des types de structure de symbioses, et la variation de la densité d'échanges. Les méthodes utilisées pour évaluer les performances de celles-ci reposent sur l'ENA (robustesse) et sur l'approche ACV (indicateurs GWP, TAP et FEP). Les conclusions principales de ce volet sont que (i) la performance structurelle dépend davantage du type de structure que de sa complexité (typologie *vs* densité d'échanges) et inversement pour la performance environnementale; (ii) un compromis devrait être trouvé entre les deux dimensions évaluées.

Le deuxième volet porte sur le déploiement territorial des symbioses et concerne l'intégration d'une dimension territoriale au cadre développé dans le premier volet. Celle-ci est évaluée à l'aide d'indicateurs d'autonomie territoriale (circularité et dépendance). Cette nouvelle grille

est appliquée sur des scénarios d'intégration d'une symbiose industrielle dans un réseau territorial, impliquant alors des acteurs non-industriels (zone agricole et zone urbaine), pour deux cas énergétiques différents (production d'électricité et de biométhane). Les conclusions principales de ce deuxième volet (i) confirment le compromis identifié dans le premier volet, qui est ici à trouver entre la dimension structurelle d'une part et les dimensions environnementale et territoriale d'autre part; (ii) indiquent que l'intégration d'une symbiose au sein d'un territoire permet de favoriser son autonomie et sa résilience et (iii) que le changement de fonction énergétique influence principalement la dimension territoriale du système.

Le troisième volet concerne la définition de lignes directrices pour orienter l'évolution des systèmes symbiotiques et faire en sorte que leurs retombées positives soient maintenues. Pour cela, la méthodologie s'appuie sur l'analyse statistique d'un échantillon de matrices générées aléatoirement, à partir de laquelle des intervalles de valeurs cibles sont déterminés. Ces derniers sont utilisés pour orienter les variations de volume des flux dans un réseau de manière à ce que sa robustesse soit située dans la fenêtre de vitalité, une zone de valeurs optimales définie d'après l'étude de réseaux naturels. Une démarche d'ajustement des réseaux se basant sur l'utilisation des intervalles de valeurs cibles est également proposée. Pour vérifier sa validité, une preuve de concept est menée, et la démarche est appliquée sur un ensemble de configurations de réseaux. Les conclusions principales de ce dernier volet sont que (i) l'utilisation des lignes directrices établies permet d'orienter les réseaux dans une direction donnée mais (ii) qu'elles ne sont pas suffisantes pour garantir leur robustesse.

Les trois volets proposés dans ce projet de recherche contribuent à appréhender la complexité des systèmes symbiotiques et à encadrer leur évolution pour être en mesure d'assurer une continuité de performance, qu'elle soit structurelle ou fonctionnelle. Le fait de mettre la dimension structurelle au cœur de l'analyse permet de mettre l'accent sur l'importance de l'organisation d'un réseau de production, au-delà de son fonctionnement. Cette proposition contribue à une approche systémique de l'organisation des territoires autour des systèmes de production qu'ils accueillent. Les résultats de ce travail plaident en faveur de systèmes non optimaux, favorisant ainsi une forme de diversité de performance qui leur donne la capacité de

s'adapter à d'éventuelles perturbations. Par ailleurs, ce travail est aussi une invitation à repenser les cadres d'évaluation qu'il mobilise. En effet, repenser les modes de production, en particulier dans le contexte actuel de développement de l'économie circulaire, pourrait être l'occasion de décloisonner les modes d'évaluation et de les enrichir afin de favoriser la réussite d'un changement de paradigme.

ANNEXE I

LISTE DES PROCESSUS SÉLECTIONNÉS POUR L'ANALYSE ENVIRONNEMENTALE

Tableau-A I-1 Processus Ecoinvent, références et notes de calcul des scores d'impact mobilisés pour l'analyse environnementale

Flux	Processus ecoinvent ou référence <i>Ajustement/note</i>
Énergie	
Électricité (réseau) Mix énergétique suédois	electricity, high voltage, production mix Cutoff, S - SE
Chaleur (réseau)	heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014 heat, district or industrial, other than natural gas Cutoff, S - SE
Électricité (biogaz)	heat and power co-generation, biogas, gas engine electricity, high voltage Cutoff, S - SE
Chaleur (biogaz)	heat and power co-generation, biogas, gas engine heat, central or small-scale, other than natural gas Cutoff, S - SE
Carburant (biométhane)	biomethane production, high pressure, vehicle grade Cutoff, S – CH <i>Ajusté avec le mix énergétique suédois</i>
Carburant (diesel)	market for diesel diesel Cutoff, S - Europe without Switzerland
Matière	
Poisson (pêché)	market for marine fish fish, marine Cutoff, S - GLO
Fourrage	Song <i>et al.</i> (2019) <i>Ajusté avec le mix énergétique suédois</i>
Alimentation saumon	Song <i>et al.</i> (2019) <i>Ajusté avec le mix énergétique suédois</i>
Produit du poisson	Maiolo <i>et al.</i> (2021) <i>Sans la production de poisson</i>
Saumon (élevé)	Song <i>et al.</i> (2019) <i>Sans production du saumoneau</i> <i>Ajusté avec mix énergétique suédois</i>
Saumoneau (élevé)	Song <i>et al.</i> (2019) <i>Ajusté avec le mix énergétique suédois</i>
Déchets organiques (digestion anaérobie)	treatment of biowaste by anaerobic digestion biowaste Cutoff, S - RoW
Déchets organiques (compostage)	treatment of biowaste, industrial composting biowaste Cutoff, S - RoW
Fertilisant	market for NPK (15-15-15) fertiliser Cutoff, S - RER
Fruits & légumes	broccoli production broccoli Cutoff, S – GLO cabbage white production cabbage white Cutoff, S – RoW carrot production carrot Cutoff, S – NL cauliflower production cauliflower Cutoff, S – GLO lettuce361 production lettuce Cutoff, S – GLO

Flux	Processus ecoinvent ou référence <i>Ajustement/note</i>
	tomato production, fresh grade, in heated greenhouse tomato, fresh grade Cutoff, S – NL apple production apple Cutoff, S apricot production apricot Cutoff, S – FR peach production peach Cutoff, S – RoW pear production pear Cutoff, S – BE strawberry production, in unheated greenhouse strawberry Cutoff, S – CH <i>Moyenne</i>
Eau	
Eau	market for tap water Cutoff, S - Europe without Switzerland
Eau traitée	treatment of wastewater, average, capacity 1E9l/year Cutoff, S - Europe without Switzerland
Transport	
Camion (diesel)	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cutoff, S - RER
Camion (biométhane)	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5-RER <i>Ajustement des émissions de combustion basé sur le processus 'natural gas passenger car medium size EURO5 Cutoff, S'</i> <i>Exclusion de la production de carburant</i>
Avion	market for transport, freight, aircraft with reefer, cooling Cutoff, S - GLO
Bateau	transport, freight, inland waterways, barge with reefer, cooling Cutoff, S - GLO

ANNEXE II

INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES AU CHAPITRE 4

Tableau-A II-1 Résultats structuraux des scénarios prospectifs guidés par la structure

Scénario	Configuration	AMI ^{3D}	H ^{3D}	H _c ^{3D}	AMI ^{3D} /H ^{3D}	R ^{3D}
G4-20	+ 1 lien	1,23	2,03	0,80	0,61	0,304
	+ 2 liens	1,23	2,04	0,81	0,60	0,305
G4-40	+ 1 lien	1,30	2,10	0,80	0,62	0,296
	+ 2 liens	1,30	2,11	0,81	0,62	0,298
G4-60	+ 1 lien	1,33	2,10	0,77	0,63	0,289
	+ 2 liens	1,33	2,11	0,78	0,63	0,291
G4-80	+ 1 lien	1,33	2,07	0,74	0,64	0,283
	+ 2 liens	1,33	2,08	0,75	0,64	0,285
G4-100	+ 1 lien	1,32	2,02	0,70	0,65	0,278
	+ 2 liens	1,32	2,03	0,71	0,65	0,280

ANNEXE III

INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES AU CHAPITRE 5

Tableau-A III-1 Données de flux pour la symbiose territoriale (scénario de référence)

Flux	Quantité	Unité	Mode de transport	Distance [km]	Note & référence
SI					
Entrant					
Poisson (pêché)	$3,29 \cdot 10^4$	t	bateau	0	Martin & Harris (2018); transport inclus dans le processus Ecoinvent
Fourrage	$2,02 \cdot 10^2$	t	camion	100	Martin & Harris (2018)
Alimentation saumon	$7,14 \cdot 10^3$	t	camion	100	Martin & Harris (2018)
Électricité	$1,96 \cdot 10^7$	kWh		0	Martin & Harris (2018)
Chaleur	0,00	MJ		0	Martin & Harris (2018)
Carburant (diesel)	0,00	kg		0	Martin & Harris (2018); Rexeis, Röck et Hausberger (2018); transport inclus dans le processus Ecoinvent
Sortant					
Électricité	0,00	kWh		0	Martin & Harris (2018)
Chaleur	$1,12 \cdot 10^7$	MJ		0	Martin & Harris (2018)
Biométhane	$2,89 \cdot 10^6$	kg		0	Martin & Harris (2018); Tanguy et al. (2017); Ardolino, Parrillo, & Arena (2018); Scano <i>et al.</i> (2014)
Produits du poisson	$1,44 \cdot 10^4$	t	camion	200	Martin & Harris (2018)
Saumon (élevé)	$2,10 \cdot 10^3$	t	camion	200	Martin & Harris (2018)
Digestat	$3,00 \cdot 10^4$	t	camion	200	Martin & Harris (2018)
Producteur agricole					
Entrant					
Fertilisant	5,05	t	camion	500	Eurostat (2019a); distance : Europe (400 km) + interne (100 km), d'après Martin & Brandão (2017)
Électricité	$5,80 \cdot 10^5$	kWh		0	Eurostat (2019b)
Chaleur	$1,70 \cdot 10^5$	MJ		0	Eurostat (2019b)
Carburant (diesel)	$5,54 \cdot 10^4$	kg		0	Swedish Board of Agriculture (2009); Rexeis, Röck, & Hausberger (2018); Bacenetti <i>et al.</i> (2018); transport inclus dans le processus Ecoinvent
Sortant					
Fruits & légumes	3,14	t			Swedish Board of Agriculture (2009)
	$2,20 \cdot 10^{-1}$	t	bateau	1000	FAO (2022); distance : Martin & Brandão (2017)

Flux	Quantité	Unité	Mode de transport	Distance [km]	Note & référence
	$2,20 \cdot 10^{-1}$	t	camion (Europe)	400	FAO (2022); distance : Martin & Brandão (2017)
	2,92	t	camion (interne)	100	FAO (2022); distance : Martin & Brandão (2017)
Déchets organiques (végétaux)	$8,47 \cdot 10^{-1}$	t	camion	250	World Wide Fund for Nature (2021); distance : Martin & Harris (2018)
Zone urbaine					
Entrant					
Fruits & légumes	$2,14 \cdot 10^3$	t			Martin & Brandão (2017)
	$1,92 \cdot 10^3$	t	bateau	1000	FAO (2022); distance : Martin & Brandão (2017)
	$1,92 \cdot 10^3$	t	camion (Europe)	400	FAO (2022); distance : Martin & Brandão (2017)
	$2,14 \cdot 10^2$	t	camion (interne)	100	FAO (2022); distance : Martin & Brandão (2017)
Produits du poisson	$2,76 \cdot 10^2$	t			Martin & Brandão (2017)
	$1,46 \cdot 10^2$	t	bateau	1000	FAO (2022); distance : Martin & Brandão (2017)
	$1,46 \cdot 10^2$	t	camion (Europe)	400	FAO (2022); distance : Martin & Brandão (2017)
	$1,30 \cdot 10^2$	t	camion (interne)	100	FAO (2022); distance : Martin & Brandão (2017)
Électricité	$1,11 \cdot 10^8$	kWh		0	Swedish Energy Agency (2020)
Chaleur	$1,59 \cdot 10^{11}$	MJ		0	Swedish Energy Agency (2020)
Carburant (diesel)	$1,45 \cdot 10^6$	kg		0	Eurostat (2022a); Eurostat (2022b); Rexeis, Röck, & Hausberger (2018); Nordelöf, Romare et Tivander (2019); Zvirin, Gutman et Tartakovsky (1998); transport inclus dans le processus Ecoinvent
Sortant					
Déchets organiques (alimentaires)	$3,69 \cdot 10^2$	t	camion	250	Avfall Sverige (2020); distance : Martin & Harris (2018)

Tableau-A III-2 Résultats détaillés pour le cas de production d'électricité

Dimension	Indicateur [unité]	0. REF	I. AIS	II. UAIS	III. EMS	IV. EMSd
Structure	AMI [n.d]	-	0,84	0,89	0,85	1,13
	H _c [n.d]	-	0,01	0,28	0,47	1,00
	H [n.d]	-	0,85	1,17	1,32	2,13
	AMI/H [n.d]	-	0,99	0,76	0,64	0,53
	R [n.d]	-	0,01	0,21	0,28	0,34
Environnement	Matériel					
	GWP [kg CO ₂ eq]	1,18E+08	1,18E+08	1,18E+08	1,18E+08	1,18E+08
	dont transport	1,33E+06	1,33E+06	1,32E+06	1,29E+06	1,32E+06
	TAP [kg SO ₂ eq]	2,20E+06	2,20E+06	2,20E+06	2,20E+06	2,20E+06
	dont transport	4,61E+03	4,61E+03	4,59E+03	4,47E+03	4,54E+03
	FEP [kg Peq]	4,15E+04	4,15E+04	4,15E+04	4,14E+04	4,14E+04
	dont transport	1,05E+01	1,05E+01	1,04E+01	1,02E+01	1,04E+01
	<i>Classement</i>	5	4	3	1	2
	Énergie					
	GWP [kg CO ₂ eq]	3,53E+08	3,53E+08	3,53E+08	3,53E+08	3,53E+08
	TAP [kg SO ₂ eq]	1,09E+07	1,09E+07	1,09E+07	1,09E+07	1,09E+07
	FEP [kg Peq]	2,54E+05	2,54E+05	2,54E+05	2,54E+05	2,54E+05
	<i>Classement</i>	3	2	1	1	1
	Global					
	GWP [kg CO ₂ eq]	4,72E+08	4,72E+08	4,72E+08	4,72E+08	4,72E+08
	TAP [kg SO ₂ eq]	1,31E+07	1,31E+07	1,31E+07	1,31E+07	1,31E+07
	FEP [kg Peq]	2,95E+05	2,95E+05	2,95E+05	2,95E+05	2,95E+05
<i>Classement</i>	5	4	3	1	2	

Tableau-A III-3 Résultats détaillés pour le cas de production de biométhane

Dimension	Indicateur [unité]	0. REF	I. AIS	II. UAIS	III. EMS	IV. EMSd
Structure	AMI [n.d]	-	0,13	0,91	0,84	0,89
	Hc [n.d]	-	0,00	0,12	0,32	0,95
	H [n.d]	-	0,13	1,03	1,16	1,84
	AMI/H [n.d]	-	1,00	0,89	0,72	0,48
	R [n.d]	-	0,00	0,11	0,24	0,35
Environnement	Matériel					
	GWP [kg CO ₂ eq]	1,18E+08	1,18E+08	1,18E+08	1,18E+08	1,18E+08
	dont transport	1,02E+06	1,02E+06	1,02E+06	9,94E+05	1,01E+06
	TAP [kg SO ₂ eq]	2,20E+06	2,20E+06	2,20E+06	2,20E+06	2,20E+06
	dont transport	2,45E+03	2,45E+03	2,43E+03	2,33E+03	2,35E+03
	FEP [kg Peq]	4,15E+04	4,15E+04	4,15E+04	4,14E+04	4,14E+04
	dont transport	9,02E+00	9,02E+00	8,96E+00	8,78E+00	8,93E+00
	<i>Classement</i>	<i>5</i>	<i>4</i>	<i>3</i>	<i>1</i>	<i>2</i>
	Énergie					
	GWP [kg CO ₂ eq]	1,79E+06	1,77E+06	1,10E+06	1,10E+06	1,10E+06
	TAP [kg SO ₂ eq]	9,34E+03	9,10E+03	2,62E+03	2,62E+03	2,62E+03
	FEP [kg Peq]	4,59E+01	4,56E+01	3,71E+01	3,71E+01	3,71E+01
	<i>Classement</i>	<i>3</i>	<i>2</i>	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>1</i>
	Global					
	GWP [kg CO ₂ eq]	1,20E+08	1,20E+08	1,19E+08	1,19E+08	1,19E+08
	TAP [kg SO ₂ eq]	2,21E+06	2,21E+06	2,20E+06	2,20E+06	2,20E+06
	FEP [kg Peq]	4,15E+04	4,15E+04	4,15E+04	4,15E+04	4,15E+04
	<i>Classement</i>	<i>5</i>	<i>4</i>	<i>3</i>	<i>1</i>	<i>2</i>

ANNEXE IV

INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES AU CHAPITRE 6

Algorithme-A IV-1 Algorithme de génération aléatoire de matrices

N : The flow matrix of the network
 v : The number of nodes in the network
 m : The number of networks to generate
 k : A bounding coefficient. Each links inside the flow matrices will be between k and $100k$ inclusively.

Function is_weakly_connected(N, v)

```
Q ← {1} // Nodes to visit in the matrix N.
V ← ∅ // Visited nodes in the matrix N.
For i ← 1 to v
    V ← V ∪ {False} // Mark all nodes as unvisited.
While |Q| > 0
    n = pop(Q) // Remove the top element of the stack.
    if Vn = False
        Vn ← True // Mark the node as visited.
        For i ← 1 to v
            If Nn,i ≠ 0 ∨ Ni,n ≠ 0
                Q ← Q ∪ {i}
For i ← 1 to v
    if Vi = False
        return False
return True
```

Function generate_networks(m, v, k)

```
G = ∅
For i ← 1 to m
    N ← 0v,v // Make a zero matrix of size v * v.
    e ← U(v - 1, v2 - v) // Pick one random integer from the uniform
                            // distribution within the limits of v - 1 and
                            // v2 - v. This operation picks the number of links
                            // inside the matrix.

    For j ← 1 to e
        r ← U(1, v) // The starting node of the link, which is
                    // represented by a row index.
        c ← U(1, v) // The ending node of the link, which is
                    // represented by a column index.
        while r = c // Redraw the starting and ending node until the
                    // link goes to the starting node.
            r ← U(1, v)
            c ← U(1, v)
        Nr,c ← U(k, 100k)
```

```

while !is_weakly_connected(N, v) // Redraw new links until the graph is weakly
connected.
    r ← U(1, v)
    c ← U(1, v)
    while r = c
        r ← U(1, v)
        c ← U(1, v)
        Nr,c ← U(k, 100k)
    G ← G ∪ {N}
return G

```

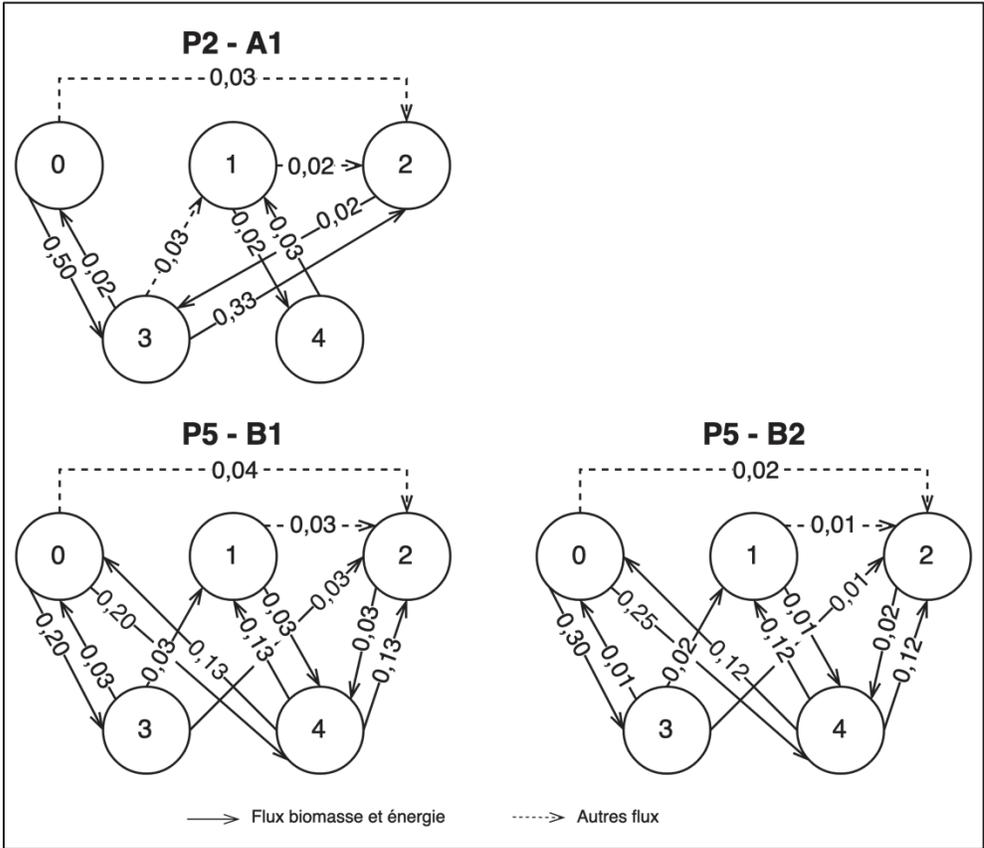


Figure-A IV-1 Configurations des réseaux issues des itérations de la preuve de concept

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aissani, Lynda, Antoine Lacassagne, Jean-Baptiste Bahers et Samuel Le Féon. 2019. « Life cycle assessment of industrial symbiosis: A critical review of relevant reference scenarios ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 23, n° 4, p. 972-985. <<https://doi.org/10.1111/jiec.12842>>.
- Ardolino, Filomena, Francesco Parrillo et Umberto Arena. 2018. « Biowaste-to-biomethane or biowaste-to-energy? An LCA study on anaerobic digestion of organic waste ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 174, p. 462-476. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.320>>.
- Arnsperger, Christian et Dominique Bourg. 2016. « Vers une économie authentiquement circulaire. Réflexions sur les fondements d'un indicateur de circularité ». *Revue de l'OFCE*, vol. 145, n° 1, p. 91-125. <<https://doi.org/10.3917/reof.145.0091>>.
- Ashton, Weslyne. 2008. « Understanding the Organization of Industrial Ecosystems ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 12, n° 1, p. 34-51. <<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00002.x>>.
- Ashton, Weslyne S. 2009. « The Structure, Function, and Evolution of a Regional Industrial Ecosystem ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 13, n° 2, p. 228-246. <<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00111.x>>.
- Ashton, Weslyne S. et Ariana C. Bain. 2012. « Assessing the “Short Mental Distance” in Eco-Industrial Networks ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 16, n° 1, p. 70-82. <<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00453.x>>.
- Ashton, Weslyne S., Shauhrat S. Chopra et And Rahul Kashyap. 2017. « Life and Death of Industrial Ecosystems ». *Sustainability*, vol. 9, n° 4, p. 605. <<https://doi.org/10.3390/su9040605>>.
- Athanassiadis, Aristide, Maarten Christis, Philippe Bouillard, An Vercalsteren, Robert H. Crawford et Ahmed Z. Khan. 2016. « Comparing a territorial-based and a consumption-based approach to assess the local and global environmental performance of cities ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 173, p. 112-123. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.068>>.
- Avfall Sverige. 2020. *Swedish Waste Management 2020*. Malmö : Avfall Sverige, 48 p.
- Bacenetti, Jacopo, Daniela Lovarelli, Davide Facchinetti et Domenico Pessina. 2018. « An environmental comparison of techniques to reduce pollutants emissions related to agricultural tractors ». *Biosystems Engineering*, vol. 171, p. 30-40. <<https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.04.014>>.

- Baird, Dan, Jacqueline McGlade et Robert Ulanowicz. 1991. « The Comparative Ecology of Six Marine Ecosystems ». *Philosophical Transactions of The Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 333, p. 15-29. <<https://doi.org/10.1098/rstb.1991.0058>>.
- Bassi, Andrea Marcello, Marco Bianchi, Marco Guzzetti, Georg Pallaske et Carlos Tapia. 2021. « Improving the understanding of circular economy potential at territorial level using systems thinking ». *Sustainable Production and Consumption*, vol. 27, p. 128-140. <<https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.10.028>>.
- Bejan, Adrian et Sylvie Lorente. 2004. *La loi constructale, Épistémologie et Philosophie des Sciences*. L'Harmattan.
- van Berkel, Rene, Tsuyoshi Fujita, Shizuka Hashimoto et Minoru Fujii. 2009. « Quantitative Assessment of Urban and Industrial Symbiosis in Kawasaki, Japan ». *Environmental Science & Technology*, vol. 43, n° 5, p. 1271-1281. <<https://doi.org/10.1021/es803319r>>.
- Besson, Mathilde, Eva Delmas, Timothée Poisot et Dominique Gravel. 2019. « Complex Ecological Networks ». In *Encyclopedia of Ecology (Second Edition)*, sous la dir. de Fath, Brian, p. 536-545. Oxford : Elsevier. <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10564-0>>. Consulté le 4 novembre 2022.
- Bijon, Nicolas. 2022. « Une promesse plausible pour la symbiose territoriale. Étude théorique et expérimentale de l'initiation de démarches de gestion concertée des produits résiduels organiques. » IMT Mines Alès, 529 p. <<http://www.theses.fr/s244293>>. Consulté le 23 janvier 2023.
- Bodini, Antonio. 2012. « Building a systemic environmental monitoring and indicators for sustainability: What has the ecological network approach to offer? » *Ecological Indicators*, vol. 15, n° 1, p. 140-148. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.032>>.
- Borrett, Stuart R., Laura Sheble, James Moody et Evan C. Anway. 2018. « Bibliometric review of ecological network analysis: 2010–2016 ». *Ecological Modelling*, vol. 382, p. 63-82. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.04.020>>.
- Bourdin, Sebastien, Danielle Galliano et Amélie Gonçalves. 2021. « Circularities in territories: opportunities & challenges ». *European Planning Studies*, vol. 0, n° 0, p. 1-9. <<https://doi.org/10.1080/09654313.2021.1973174>>.
- Bourdin, Sébastien et Muriel Maillefert. 2020. « Introduction – L'économie circulaire : modes de gouvernance et développement territorial ». *Natures Sciences Sociétés*, vol. 28, n° 2, p. 101-107. <<https://doi.org/10.1051/nss/2020033>>.
- Brändström, Johan et Ola Eriksson. 2022. « How circular is a value chain? Proposing a Material Efficiency Metric to evaluate business models ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 342, p. 130973. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130973>>.

- Brulot, Sabrina, Muriel Maillefert et Jérémie Joubert. 2014. « Stratégies d'acteurs et gouvernance des démarches d'écologie industrielle et territoriale ». *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, n° Vol. 5, n°1. <<https://doi.org/10.4000/developpementdurable.10082>>. Consulté le 19 décembre 2022.
- Bücker, Francielle, Munique Marder, Marina Regina Peiter, Daniel Neutzling Lehn, Vanessa Mendonça Esquerdo, Luiz Antonio de Almeida Pinto et Odorico Konrad. 2020. « Fish waste: An efficient alternative to biogas and methane production in an anaerobic mono-digestion system ». *Renewable Energy*, vol. 147, p. 798-805. <<https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.140>>.
- Butturi, M. A., F. Lolli, M. A. Sellitto, E. Balugani, R. Gamberini et B. Rimini. 2019. « Renewable energy in eco-industrial parks and urban-industrial symbiosis: A literature review and a conceptual synthesis ». *Applied Energy*, vol. 255, p. 113825. <<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113825>>.
- Calisto Friant, Martin, Walter J. V. Vermeulen et Roberta Salomone. 2020. « A typology of circular economy discourses: Navigating the diverse visions of a contested paradigm ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 161, p. 104917. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104917>>.
- Cerceau, Juliette, Guillaume Junqua, Catherine Gonzalez, Valérie Laforest et Miguel Lopez-Ferber. 2014. « Quel territoire pour quelle écologie industrielle? Contribution à la définition du territoire en écologie industrielle ». *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, n° Vol. 5, n°1. <<https://doi.org/10.4000/developpementdurable.10179>>. Consulté le 16 décembre 2022.
- Cerceau, Juliette, Nicolas Mat et Guillaume Junqua. 2018. « Territorial embeddedness of natural resource management: A perspective through the implementation of Industrial Ecology ». *Geoforum*, vol. 89, p. 29-42. <<https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.01.001>>.
- Cerema. 2020. *La boussole de la résilience - Repères pour la résilience territoriale*.
- Cerema. [s d]. « L'expertise publique pour la transition écologique et la cohésion des territoires ». In *Cerema*. <<http://www.cerema.fr/fr/cerema>>. Consulté le 29 avril 2023.
- Chatterjee, Abheek et Astrid Layton. 2020. « Mimicking nature for resilient resource and infrastructure network design ». *Reliability Engineering & System Safety*, vol. 204, p. 107142. <<https://doi.org/10.1016/j.ress.2020.107142>>.
- Chatterjee, Abheek, Richard Malak et Astrid Layton. 2021. « Ecology-inspired resilient and affordable system of systems using degree of system order ». *Systems Engineering*, vol. 25, n° 1. <<https://doi.org/10.1002/sys.21598>>. Consulté le 24 septembre 2021.

- Chen, Xudong, Tsuyoshi Fujita, Satoshi Ohnishi, Minoru Fujii et Yong Geng. 2012. « The Impact of Scale, Recycling Boundary, and Type of Waste on Symbiosis and Recycling ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 16, n° 1, p. 129-141. <<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00422.x>>.
- Chertow, Marian et Yuko Miyata. 2011. « Assessing collective firm behavior: comparing industrial symbiosis with possible alternatives for individual companies in Oahu, HI ». *Business Strategy and the Environment*, vol. 20, n° 4, p. 266-280. <<https://doi.org/10.1002/bse.694>>.
- Chertow, Marian R. 2000. « Industrial Symbiosis: Literature and Taxonomy ». *Annual Review of Energy and the Environment*, vol. 25, n° 1, p. 313-337. <<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.313>>.
- Chertow, Marian R. et D. Rachel Lombardi. 2005. « Quantifying Economic and Environmental Benefits of Co-Located Firms ». *Environmental Science & Technology*, vol. 39, n° 17, p. 6535-6541. <<https://doi.org/10.1021/es050050+>>.
- Chopra, S. S. et V. Khanna. 2012. « Toward a network perspective for understanding resilience and sustainability in industrial symbiotic networks ». In *2012 IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology (ISSST)*. (mai 2012), p. 1-6. <<https://doi.org/10.1109/ISSST.2012.6227987>>.
- Chopra, Shauhrat S. et Vikas Khanna. 2014. « Understanding resilience in industrial symbiosis networks: Insights from network analysis ». *Journal of Environmental Management*, vol. 141, p. 86-94. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.038>>.
- Cudečka-Puriņa, Natālija, Dzintra Atstāja, Viktor Koval, Māris Purviņš, Pavlo Nesenenko et Oleksandr Tkach. 2022. « Achievement of Sustainable Development Goals through the Implementation of Circular Economy and Developing Regional Cooperation ». *Energies*, vol. 15, n° 11, p. 4072. <<https://doi.org/10.3390/en15114072>>.
- Daddi, Tiberio, Benedetta Nucci et Fabio Iraldo. 2017. « Using Life Cycle Assessment (LCA) to measure the environmental benefits of industrial symbiosis in an industrial cluster of SMEs ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 147, p. 157-164. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.090>>.
- Dave, Tirth et Astrid Layton. 2020. « Designing ecologically-inspired robustness into a water distribution network ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 254, p. 120057. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120057>>.
- Deléage, Jean-Paul. 1991. *Une histoire de l'écologie*. La Découverte.

- Dermine-Brullot, Sabrina et André Torre. 2020. « Quelle durabilité pour le développement territorial? Réflexions sur les composantes spatiales de l'économie circulaire ». *Natures Sciences Sociétés*, vol. 28, n° 2, p. 108-117. <<https://doi.org/10.1051/nss/2020034>>.
- Domenech, Teresa et Michael Davies. 2011. « Structure and morphology of industrial symbiosis networks: The case of Kalundborg ». *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, vol. 10, p. 79-89. <<https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2011.01.011>>.
- Dong, Huijuan, Satoshi Ohnishi, Tsuyoshi Fujita, Yong Geng, Minoru Fujii et Liang Dong. 2014. « Achieving carbon emission reduction through industrial & urban symbiosis: A case of Kawasaki ». *Energy*, vol. 64, p. 277-286. <<https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.11.005>>.
- Dong, Liang, Gideon Nkam Taka, Daye Lee, Yujin Park et Hung Suck Park. 2022. « Tracking industrial symbiosis performance with ecological network approach integrating economic and environmental benefits analysis ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 185, p. 106454. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106454>>.
- Dumoulin, François, Tom Wassenaar, Angel Avadí et Jean-Marie Paillat. 2017. « A Framework for Accurately Informing Facilitated Regional Industrial Symbioses on Environmental Consequences ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 21, n° 5, p. 1049-1067. <<https://doi.org/10.1111/jiec.12495>>.
- Ehrenfeld, John et Nicholas Gertler. 1997. « Industrial Ecology in Practice: The Evolution of Interdependence at Kalundborg ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 1, n° 1, p. 67-79. <<https://doi.org/10.1162/jiec.1997.1.1.67>>.
- Ehrenfeld, John R. et Marian R. Chertow. 2002. « Industrial Symbiosis: the legacy of Kalundborg ». In *A Handbook of Industrial Ecology*, p. 680. Edward Elgar Publishing Ltd.
- Ellen MacArthur Foundation. [s d]. « Examples of circular economy in cities ». In *Ellen MacArthur Foundation*. <<https://ellenmacarthurfoundation.org/topics/cities/examples>>. Consulté le 21 septembre 2022.
- Erkman, Suren. 1997. « Industrial ecology: An historical view ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 5, n° 1, p. 1-10. <[https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(97\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(97)00003-6)>.
- Erkman, Suren. 2004. *Vers une écologie industrielle*, Charles Léopold Mayer. 256 p.
- European Union. [s d]. « Circular Cities and Regions Initiative ». In *European Commission*. <<https://circular-cities-and-regions.ec.europa.eu/>>. Consulté le 29 avril 2023.

- Eurostat. 2019a. « Consumption of inorganic fertilizers ». In *Eurostat Data Browser*. <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/AEI_FM_USEFERT/default/table?lang=en&category=agr.aei.aei_nut>. Consulté le 4 juillet 2022.
- Eurostat. 2019b. « Agri-environmental indicator - energy use ». In *Eurostat - Statistics Explained*. <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agri-environmental_indicator_-_energy_use>. Consulté le 1 juillet 2022.
- Eurostat. 2022a. « Motor vehicle movements on national territory, by vehicles registration ». In *Eurostat Data Browser*. <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/road_tf_vehmov/default/table?lang=en>. Consulté le 17 novembre 2022.
- Eurostat. 2022b. « Stock of vehicles by category and NUTS 2 regions ». In *Eurostat Data Browser*. <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/TRAN_R_VEHST__custom_3819505/default/table?lang=en>. Consulté le 10 novembre 2022.
- Fan, Yupeng, Qi Qiao et Weiping Chen. 2017. « Unified network analysis on the organization of an industrial metabolic system ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 125, p. 9-16. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.05.009>>.
- Fang, Delin et Bin Chen. 2019. « Information-based ecological network analysis for carbon emissions ». *Applied Energy*, vol. 238, p. 45-53. <<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.066>>.
- Fang, Kai, Liang Dong, Jingzheng Ren, Qifeng Zhang, Ling Han et Huizhen Fu. 2017. « Carbon footprints of urban transition: Tracking circular economy promotions in Guiyang, China ». *Ecological Modelling*, vol. 365, p. 30-44. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.09.024>>.
- FAO. 2022. « Food Balance Sheets - Sweden ». In *FAOSTAT - Food and Agriculture Organization of the United Nations*. <<https://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS>>. Consulté le 25 juillet 2022.
- Fath, Brian D. 2004. « Distributed control in ecological networks ». *Ecological Modelling*, vol. 179, n° 2, p. 235-245. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.06.007>>.
- Fath, Brian D. 2012. « Analyzing Ecological Systems Using Network Analysis ». *Ecological Questions*, vol. 16, n° 0, p. 77-86. <<https://doi.org/10.12775/v10090-012-0008-0>>.
- Fath, Brian D. et Bernard C. Patten. 1999. « Review of the Foundations of Network Environment Analysis ». *Ecosystems*, vol. 2, n° 2, p. 167-179. <<https://doi.org/10.1007/s100219900067>>.

- Fath, Brian D. et Ursula M. Scharler. 2019. « Systems Ecology: Ecological Network Analysis ». In *Encyclopedia of Ecology (Second Edition)*, sous la dir. de Fath, Brian, p. 643-652. Oxford : Elsevier. <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11171-6>>. Consulté le 14 novembre 2019.
- Felicio, Miriã, Daniel Amaral, Kleber Esposto et Xavier Gabarrell Durany. 2016. « Industrial symbiosis indicators to manage eco-industrial parks as dynamic systems ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 118, p. 54-64. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.031>>.
- Folke, Carl. 2016. « Resilience (Republished) ». *Ecology and Society*, vol. 21, n° 4. <<https://doi.org/10.5751/ES-09088-210444>>. Consulté le 28 février 2023.
- Fraccascia, Luca et Ilaria Giannoccaro. 2020. « What, where, and how measuring industrial symbiosis: A reasoned taxonomy of relevant indicators ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 157, p. 104799. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104799>>.
- Fraccascia, Luca, Ilaria Giannoccaro et Vito Albino. 2017. « Rethinking Resilience in Industrial Symbiosis: Conceptualization and Measurements ». *Ecological Economics*, vol. 137, p. 148-162. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.026>>.
- Fraccascia, Luca, Mario Spagnoli, Laura Riccini et Alberto Nastasi. 2021. « Designing the biomethane production chain from urban wastes at the regional level: An application to the Rome Metropolitan Area ». *Journal of Environmental Management*, vol. 297, p. 113328. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113328>>.
- Frosch, Robert A. et Nicholas E. Gallopoulos. 1989. « Strategies for Manufacturing ». *Scientific American*, vol. 261, n° 3, p. 144-152. <<https://doi.org/10.1038/scientificamerican0989-144>>.
- Fujii, Minoru, Tsuyoshi Fujita, Liang Dong, Chengpeng Lu, Yong Geng, Shishir Kumar Behera, Hung-Suck Park et Anthony Shun Fung Chiu. 2016. « Possibility of developing low-carbon industries through urban symbiosis in Asian cities ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 114, p. 376-386. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.027>>.
- Furlan, Cecilia, Alexander Wandl, Chiara Cavalieri et Pablo Munoz Unceta. 2022. « Territorialising Circularity ». In *Regenerative Territories: Dimensions of Circularity for Healthy Metabolisms*, sous la dir. de Amenta, Libera, Michelangelo Russo et Arjan van Timmeren, p. 31-49. Coll. « GeoJournal Library ». Cham : Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-78536-9_2>. Consulté le 23 août 2022.

- Gao, Han, Xin Tian, Yan Zhang, Lei Shi et Feng Shi. 2021. « Evaluating circular economy performance based on ecological network analysis: A framework and application at city level ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 168, p. 105257. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105257>>.
- Geng, Yong, Fujita Tsuyoshi et Xudong Chen. 2010. « Evaluation of innovative municipal solid waste management through urban symbiosis: a case study of Kawasaki ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 18, n° 10, p. 993-1000. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.03.003>>.
- Goerner, Sally J., Bernard Lietaer et R. E. Ulanowicz. 2009. « Quantifying economic sustainability: Implications for free-enterprise theory, policy and practice ». *Ecological Economics*, vol. 69, n° 1, p. 76-81. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.07.018>>.
- Guan, Yuru, Guohe Huang, Lirong Liu, Charley Z. Huang et Mengyu Zhai. 2019. « Ecological network analysis for an industrial solid waste metabolism system ». *Environmental Pollution*, vol. 244, p. 279-287. <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.052>>.
- Guo, Bin, Yong Geng, Jingzheng Ren, Lei Zhu, Yaxuan Liu et Thomas Sterr. 2017. « Comparative assessment of circular economy development in China's four megacities: The case of Beijing, Chongqing, Shanghai and Urumqi ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 162, p. 234-246. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.061>>.
- Hamant, Olivier. 2022. *La troisième voie du vivant*. Odile Jacob, 288 p.
- Han, Feng, Dong Yang et Feng Shi. 2020. « Stability Assessment of an Eco-Industrial System Based on Entropy Analysis Method ». *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, vol. 495, n° 1, p. 012032. <<https://doi.org/10.1088/1755-1315/495/1/012032>>.
- Hanes, Rebecca, Tapajyoti Ghosh, Alicia Key et Annika Eberle. 2021. « The Circular Economy Lifecycle Assessment and Visualization Framework: A Case Study of Wind Blade Circularity in Texas ». *Frontiers in Sustainability*, vol. 2. <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/frsus.2021.671979>>. Consulté le 20 décembre 2022.
- Harper, Gavin et Peter Wells. 2012. « Diverse regional sustainability strategies: template for the future or squandered resources? » *International Journal of Automotive Technology and Management*, vol. 12, n° 2, p. 153-171.
- Harris, Steve, Michael Martin et Derek Diener. 2021. « Circularity for circularity's sake? Scoping review of assessment methods for environmental performance in the circular economy. » *Sustainable Production and Consumption*, vol. 26, p. 172-186. <<https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.09.018>>.

- Hashimoto, Shizuka, Tsuyoshi Fujita, Yong Geng et Emiri Nagasawa. 2010. « Realizing CO2 emission reduction through industrial symbiosis: A cement production case study for Kawasaki ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 54, n° 10, p. 704-710. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.11.013>>.
- Hashimoto, Tsuyoshi, Jerry R. Stedinger et Daniel P. Loucks. 1982. « Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation ». *Water Resources Research*, vol. 18, n° 1, p. 14-20. <<https://doi.org/10.1029/WR018i001p00014>>.
- Heymans, Johanna Jacomina, Sylvie Guénette et Villy Christensen. 2007. « Evaluating Network Analysis Indicators of Ecosystem Status in the Gulf of Alaska ». *Ecosystems*, vol. 10, n° 3, p. 488-502. <<https://doi.org/10.1007/s10021-007-9034-y>>.
- Holling, C S. 1973. « Resilience and Stability of Ecological Systems ». *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 4, n° 1, p. 1-23. <<https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>>.
- Huang, Jiali et R. E. Ulanowicz. 2014. « Ecological Network Analysis for Economic Systems: Growth and Development and Implications for Sustainable Development ». *PLOS ONE*, vol. 9, n° 6, p. e100923. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100923>>.
- Institut EDDEC. 2016. *L'économie circulaire : une transition incontournable*. 190 p. <http://instituteddec.org/DEV/wp-content/uploads/2016/09/Economie-circulaire_transitionincontournable_IEDDEC-final.pdf>.
- Jacobsen, Noel Brings. 2006. « Industrial Symbiosis in Kalundborg, Denmark: A Quantitative Assessment of Economic and Environmental Aspects ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 10, n° 1-2, p. 239-255. <<https://doi.org/10.1162/108819806775545411>>.
- Johansson, N. et M. Henriksson. 2020. « Circular economy running in circles? A discourse analysis of shifts in ideas of circularity in Swedish environmental policy ». *Sustainable Production and Consumption*, vol. 23, p. 148-156. <<https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.05.005>>.
- Kennedy, Christopher A. 2016. « Industrial Ecology and Cities ». In *Taking Stock of Industrial Ecology*, sous la dir. de Clift, Roland et Angela Druckman. Springer.
- Kharrazi, Ali, Brian D. Fath et Harald Katzmair. 2016. « Advancing Empirical Approaches to the Concept of Resilience: A Critical Examination of Panarchy, Ecological Information, and Statistical Evidence ». *Sustainability*, vol. 8, n° 9, p. 935. <<https://doi.org/10.3390/su8090935>>.

- Kharrazi, Ali, Steven Kraines, Lan Hoang et Masaru Yarime. 2014. « Advancing quantification methods of sustainability: A critical examination energy, exergy, ecological footprint, and ecological information-based approaches ». *Ecological Indicators*, vol. 37, p. 81-89. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.003>>.
- Kharrazi, Ali, Steven Kraines, Elena Rovenskaya, Ram Avtar, Shuichi Iwata et Masaru Yarime. 2015. « Examining the Ecology of Commodity Trade Networks Using an Ecological Information-Based Approach: Toward Strategic Assessment of Resilience ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 19, n° 5, p. 805-813. <<https://doi.org/10.1111/jiec.12328>>.
- Kharrazi, Ali, Elena Rovenskaya et Brian D. Fath. 2017. « Network structure impacts global commodity trade growth and resilience ». *PLOS ONE*, vol. 12, n° 2, p. e0171184. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171184>>.
- Kharrazi, Ali, Elena Rovenskaya, Brian D. Fath, Masaru Yarime et Steven Kraines. 2013. « Quantifying the sustainability of economic resource networks: An ecological information-based approach ». *Ecological Economics*, vol. 90, p. 177-186. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.03.018>>.
- Kim, Hyeong-Woo, Liang Dong, Angelo Earvin Sy Choi, Minoru Fujii, Tsuyoshi Fujita et Hung-Suck Park. 2018. « Co-benefit potential of industrial and urban symbiosis using waste heat from industrial park in Ulsan, Korea ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 135, p. 225-234. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.027>>.
- Korhonen, Jouni. 2001. « Four ecosystem principles for an industrial ecosystem ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 9, n° 3, p. 253-259. <[https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00058-5](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00058-5)>.
- Korhonen, Jouni. 2002. « Two Paths to Industrial Ecology: Applying the Product-based and Geographical Approaches ». *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 45, n° 1, p. 39-57. <<https://doi.org/10.1080/09640560120100187>>.
- Laurent, Faustine. 2015. « Évaluation des performances environnementales de l'insertion d'une filière de méthanisation centralisée au sein d'un territoire ». Thèse de doctorat, Rennes 1. <<https://www.theses.fr/2015REN1S022>>. Consulté le 11 octobre 2022.
- Layton, Astrid. 2014. « Food webs: Realising biological inspiration for sustainable industrial resource networks ». PhD thesis, Georgia Institute of Technology, 411 p.
- Layton, Astrid, Bert Bras et Marc Weissburg. 2016. « Ecological Robustness as a Design Principle for Sustainable Industrial Systems ». In *ASME 2015 International Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference*. (19 janvier 2016). American Society of Mechanical Engineers Digital Collection. <<https://doi.org/10.1115/DETC2015-47560>>. Consulté le 16 juin 2020.

- Le Tellier, Mathilde, Lamia Berrah, Benoit Stutz, Jean-François Audy et Simon Barnabé. 2019. « Towards sustainable business parks: A literature review and a systemic model ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 216, p. 129-138. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.145>>.
- Li, Aimin et Hongmei Zheng. 2021. « Energy security and sustainable design of urban systems based on ecological network analysis ». *Ecological Indicators*, vol. 129, p. 107903. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107903>>.
- Li, Bo, Pengcheng Xiang, Mingming Hu, Chunbo Zhang et Liang Dong. 2017. « The vulnerability of industrial symbiosis: A case study of Qijiang Industrial Park, China ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 157, p. 267-277. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.087>>.
- Li, Wenfeng, Zhaojie Cui et Feng Han. 2015. « Methods for assessing the energy-saving efficiency of industrial symbiosis in industrial parks ». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, n° 1, p. 275-285. <<https://doi.org/10.1007/s11356-014-3327-4>>.
- Li, Xiangmei et Renbin Xiao. 2017. « Analyzing network topological characteristics of eco-industrial parks from the perspective of resilience: A case study ». *Ecological Indicators*, vol. 74, p. 403-413. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.031>>.
- Liu, Haiqing, Na Chen et Xinhao Wang. 2021. « Comparing Regional Sustainability and Transportation Sustainability at the Metropolitan Level in the U.S. using Artificial Neural Network Clustering Techniques ». *Transportation Research Record*, vol. 2675, n° 9, p. 1655-1669. <<https://doi.org/10.1177/03611981211009519>>.
- Liu, Kai, Xingping Wang et Yiran Yan. 2022. « Network Analysis of Industrial Symbiosis in Chemical Industrial Parks: A Case Study of Nanjing Jiangbei New Materials High-Tech Park ». *Sustainability*, vol. 14, n° 3, p. 1381. <<https://doi.org/10.3390/su14031381>>.
- Liu, Yang, Yizheng Lyu, Jinping Tian, Jialing Zhao, Ning Ye, Yongming Zhang et Lujun Chen. 2021. « Review of waste biorefinery development towards a circular economy: From the perspective of a life cycle assessment ». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 139, p. 110716. <<https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110716>>.
- Lombardi, D. Rachel et Peter Laybourn. 2012. « Redefining Industrial Symbiosis ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 16, n° 1, p. 28-37. <<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00444.x>>.
- Maiolo, Silvia, Andrea Alberto Forchino, Filippo Faccenda et Roberto Pastres. 2021. « From feed to fork – Life Cycle Assessment on an Italian rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) supply chain ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 289, p. 125155. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125155>>.

- Markolf, Samuel A, Alysha Helmrigh, Yeowon Kim, Ryan Hoff et Mikhail Chester. 2022. « Balancing efficiency and resilience objectives in pursuit of sustainable infrastructure transformations ». *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 56, p. 101181. <<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2022.101181>>.
- Martin, Michael et Miguel Brandão. 2017. « Evaluating the Environmental Consequences of Swedish Food Consumption and Dietary Choices ». *Sustainability*, vol. 9, n° 12, p. 2227. <<https://doi.org/10.3390/su9122227>>.
- Martin, Michael et Steve Harris. 2018. « Prospecting the sustainability implications of an emerging industrial symbiosis network ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 138, p. 246-256. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.07.026>>.
- Martin, Michael, Mathias Larsson, Felipe Oliveira et Tomas Rydberg. 2020. « Reviewing the environmental implications of increased consumption and trade of biofuels for transportation in Sweden ». *Biofuels*, vol. 11, n° 2, p. 175-189. <<https://doi.org/10.1080/17597269.2017.1345363>>.
- Martin, Michael, Niclas Svensson et Mats Eklund. 2015. « Who gets the benefits? An approach for assessing the environmental performance of industrial symbiosis ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 98, p. 263-271. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.06.024>>.
- Martin, Michael, Niclas Svensson, Jorge Fonseca et Mats Eklund. 2014. « Quantifying the environmental performance of integrated bioethanol and biogas production ». *Renewable Energy*, vol. 61, p. 109-116. <<https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.09.058>>.
- Massol, François, Franck Jabot, Stéphanie Manel et François Munoz. 2015. « Etude des réseaux en écologie ». In *Analyse des réseaux sociaux appliquée à l'éthologie et l'écologie*, Editions Matériologiques, p. 515. Coll. « Modélisations, simulations, systèmes complexes ».
- Meerow, Sara et Joshua P. Newell. 2015. « Resilience and Complexity: A Bibliometric Review and Prospects for Industrial Ecology ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 19, n° 2, p. 236-251. <<https://doi.org/10.1111/jiec.12252>>.
- Montemurro, F., D. Ferri, F. Tittarelli, S. Canali et C. Vitti. 2010. « Anaerobic Digestate and On-Farm Compost Application: Effects on Lettuce (*Lactuca sativa* L.) Crop Production and Soil Properties ». *Compost Science & Utilization*, vol. 18, n° 3, p. 184-193. <<https://doi.org/10.1080/1065657X.2010.10736954>>.
- Moraga, Gustavo, Sophie Huysveld, Fabrice Mathieux, Gian Andrea Blengini, Luc Alaerts, Karel Van Acker, Steven de Meester et Jo Dewulf. 2019. « Circular economy indicators: What do they measure? » *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 146, p. 452-461. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.045>>.

- Morris, James T., Robert R. Christian et Robert E. Ulanowicz. 2005. « Analysis of size and complexity of randomly constructed food webs by information theoretic metrics ». In *Aquatic Food Webs: An ecosystem approach*, p. 73-85. Oxford University Press. <<https://oxford.universitypressscholarship.com/view/10.1093/acprof:oso/9780198564836.001.0001/acprof-9780198564836-chapter-8>>. Consulté le 5 mai 2021.
- Morris, Zackery B., Marc Weissburg et Bert Bras. 2020. « Ecological network analysis of urban–industrial ecosystems ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 25, n° 1. <<https://doi.org/10.1111/jiec.13043>>. Consulté le 23 juin 2020.
- Morris, Zackery Brice. 2020. « Improving Industrial Networks through Biologically-Inspired Urban-Industrial Ecosystems ». PhD thesis, Georgia Institute of Technology. <<https://smartech.gatech.edu/handle/1853/64084>>. Consulté le 11 février 2023.
- Neves, Angela, Radu Godina, Susana G. Azevedo et João C. O. Matias. 2019. « Environmental, Economic, and Social Impact of Industrial Symbiosis: Methods and Indicators Review ». In *Industrial Engineering and Operations Management II*. (2019), p. 157-165. Springer International Publishing.
- Neves, Angela, Radu Godina, Susana G. Azevedo et João C. O. Matias. 2020. « A comprehensive review of industrial symbiosis ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 247, p. 119113. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119113>>.
- Nordelöf, Anders, Mia Romare et Johan Tivander. 2019. « Life cycle assessment of city buses powered by electricity, hydrogenated vegetable oil or diesel ». *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, vol. 75, p. 211-222. <<https://doi.org/10.1016/j.trd.2019.08.019>>.
- OECD. 2020. *The Circular Economy in Cities and Regions: Synthesis Report*. Paris : Organisation for Economic Co-operation and Development, 180 p. <https://www.oecd-ilibrary.org/urban-rural-and-regional-development/the-circular-economy-in-cities-and-regions_10ac6ae4-en>. Consulté le 9 mai 2022.
- Ogé, Stéphane. 2021. « Stratégies d'écologie industrielle pour les entreprises : modèles d'affaires, compétitivité et durabilité des systèmes industriels et des territoires ». PhD thesis, Université Jean Moulin (Lyon 3). <<http://www.theses.fr/2021LYSE3013>>. Consulté le 9 mai 2022.
- Ohnishi, Satoshi, Huijuan Dong, Yong Geng, Minoru Fujii et Tsuyoshi Fujita. 2017. « A comprehensive evaluation on industrial & urban symbiosis by combining MFA, carbon footprint and emergy methods—Case of Kawasaki, Japan ». *Ecological Indicators*, vol. 73, p. 513-524. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.016>>.
- Panyam, Varuneswara, Hao Huang, Katherine Davis et Astrid Layton. 2019. « Bio-inspired design for robust power grid networks ». *Applied Energy*, vol. 251, p. 113349. <<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113349>>.

- Park, Hung-Suck et Shishir Kumar Behera. 2014. « Methodological aspects of applying eco-efficiency indicators to industrial symbiosis networks ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 64, p. 478-485. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.032>>.
- Park, Jooyoung, Jun-Mo Park et Hung-Suck Park. 2019. « Scaling-Up of Industrial Symbiosis in the Korean National Eco-Industrial Park Program: Examining Its Evolution over the 10 Years between 2005–2014 ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 23, n° 1, p. 197-207. <<https://doi.org/10.1111/jiec.12749>>.
- Pfafflin, James et Edward Ziegler. 1983. *Ecology of primary terrestrial consumers. Encyclopedia of environmental science and engineering*.
- Przygocka-Cyna, Katarzyna, Przemysław Barłóg, Tomasz Spizewski et Witold Grzebisz. 2021. « Bio-Fertilizers Based on Digestate and Biomass Ash as an Alternative to Commercial Fertilizers—The Case of Tomato ». *Agronomy*, vol. 11, n° 9, p. 1716. <<https://doi.org/10.3390/agronomy11091716>>.
- Public Health Directorate. 2013. *Nutrient analysis of fish and fish products- Summary report*. Department of Health - UK, 28 p.
- Rexeis, Martin, Martin Röck et Stefan Hausberger. 2018. *Comparison of fuel consumption and emissions for representative heavy-duty vehicles in Europe*. International Council on Clean Transportation.
- Rohde-Lütje, Anna et Volker Wohlgemuth. 2020. « Recurring Patterns and Blueprints of Industrial Symbioses as Structural Units for an IT Tool ». *Sustainability*, vol. 12, n° 19, p. 8280. <<https://doi.org/10.3390/su12198280>>.
- Roostaie, S., N. Nawari et C. J. Kibert. 2019. « Sustainability and resilience: A review of definitions, relationships, and their integration into a combined building assessment framework ». *Building and Environment*, vol. 154, p. 132-144. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.02.042>>.
- Røyne, Frida, Roman Hackl, Emma Ringström et Johanna Berlin. 2018. « Environmental Evaluation of Industry Cluster Strategies with a Life Cycle Perspective: Replacing Fossil Feedstock with Forest-Based Feedstock and Increasing Thermal Energy Integration ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 22, n° 4, p. 694-705. <<https://doi.org/10.1111/jiec.12620>>.
- Rutledge, Robert W., Bennett L. Basore et Robert J. Mulholland. 1976. « Ecological stability: An information theory viewpoint ». *Journal of Theoretical Biology*, vol. 57, n° 2, p. 355-371. <[https://doi.org/10.1016/0022-5193\(76\)90007-2](https://doi.org/10.1016/0022-5193(76)90007-2)>.
- Saidani, Michael, Bernard Yannou, Yann Leroy, François Cluzel et Alissa Kendall. 2019. « A taxonomy of circular economy indicators ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 207, p. 542-559. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.014>>.

- Sanscartier, David, Heather L. MacLean et Bradley Saville. 2012. « Electricity Production from Anaerobic Digestion of Household Organic Waste in Ontario: Techno-Economic and GHG Emission Analyses ». *Environmental Science & Technology*, vol. 46, n° 2, p. 1233-1242. <<https://doi.org/10.1021/es2016268>>.
- Scano, Efsio Antonio, Carla Asquer, Agata Pistis, Luca Ortu, Valeria Demontis et Daniele Cocco. 2014. « Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: Experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant ». *Energy Conversion and Management*, vol. 77, p. 22-30. <<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.09.004>>.
- Shannon, C. E. 1948. « A Mathematical Theory of Communication ». *Bell System Technical Journal*, vol. 27, n° 3, p. 379-423. <<https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>>.
- Sokka, Laura, Suvi Lehtoranta, Ari Nissinen et Matti Melanen. 2011. « Analyzing the Environmental Benefits of Industrial Symbiosis - Life Cycle Assessment Applied to a Finnish Forest Industry Complex ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 15, n° 1, p. 137-155. <<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00276.x>>.
- Song, Xingqiang, Ying Liu, Johan Berg Pettersen, Miguel Brandão, Xiaona Ma, Stian Røberg et Björn Frostell. 2019. « Life cycle assessment of recirculating aquaculture systems: A case of Atlantic salmon farming in China ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 23, n° 5, p. 1077-1086. <<https://doi.org/10.1111/jiec.12845>>.
- Souza, Vitor De, Jacqueline Bloemhof-Ruwaard et Milton Borsato. 2019. « Exploring ecosystem network analysis to balance resilience and performance in sustainable supply chain design ». *International Journal of Advanced Operations Management*, vol. 11, n° 1-2, p. 26-45. <<https://doi.org/10.1504/IJAOM.2019.098525>>.
- Statistics Sweden. [s d]. « Population by region, marital status, sex and year ». In *Statistical Database*. <https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/en/ssd/START_BE_BE0101_BE0101A/BefolkningNy/table/tableViewLayout1/>. Consulté le 10 février 2023.
- Sterr, Thomas et Thomas Ott. 2004. « The industrial region as a promising unit for eco-industrial development—reflections, practical experience and establishment of innovative instruments to support industrial ecology ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 12, n° 8, p. 947-965. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.029>>.
- Sun, Lu, Hong Li, Liang Dong, Kai Fang, Jingzheng Ren, Yong Geng, Minoru Fujii, Wei Zhang, Ning Zhang et Zhe Liu. 2017. « Eco-benefits assessment on urban industrial symbiosis based on material flows analysis and emergy evaluation approach: A case of Liuzhou city, China ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 119, p. 78-88. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.007>>.

- Swedish Board of Agriculture. 2019. *Use of Agricultural Land - Final Statistics*. Sweden : Swedish Board of Agriculture.
- Swedish Energy Agency. 2020. *Energy in Sweden 2020 - An overview*. Swedish Energy Agency, 18 p.
- Tanguy, Audrey. 2017. « Approche territoriale de la valorisation des déchets : élaboration d'un modèle pour la conception de filières adaptées au territoire ». phd, École de technologie supérieure, 180 p. <<https://espace.etsmtl.ca/id/eprint/1976/>>. Consulté le 12 juillet 2022.
- Tanguy, Audrey, Jean-Baptiste Bahers et Aristide Athanassiadis. 2020. « Outsourcing of urban metabolisms and its consequences: A multiscale energy flow analysis of a French port-city ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 161, p. 104951. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104951>>.
- Tanguy, Audrey, Lisa Carrière et Valérie Laforest. 2023. « Low-tech approaches for sustainability: key principles from the literature and practice ». *Sustainability: Science, Practice and Policy*, vol. 19, n° 1, p. 2170143. <<https://doi.org/10.1080/15487733.2023.2170143>>.
- Tanguy, Audrey, Jonathan Villot, Mathias Glaus, Valérie Laforest et Robert Hausler. 2017. « Service area size assessment for evaluating the spatial scale of solid waste recovery chains: A territorial perspective ». *Waste Management*, vol. 64, p. 386-396. <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.027>>.
- Tapia, C., M. Bianchi, G. Pallaske et A.M. Bassi. 2021. « Towards a territorial definition of a circular economy: exploring the role of territorial factors in closed-loop systems ». *European Planning Studies*, vol. 29, n° 8, p. 1438-1457. <<https://doi.org/10.1080/09654313.2020.1867511>>.
- Trokanas, Nikolaos, Franjo Cecelja et Tara Raafat. 2015. « Semantic approach for pre-assessment of environmental indicators in Industrial Symbiosis ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 96, p. 349-361. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.046>>.
- Ulanowicz, R. E. 2001. « Information theory in ecology ». *Computers & Chemistry*, vol. 25, n° 4, p. 393-399. <[https://doi.org/10.1016/S0097-8485\(01\)00073-0](https://doi.org/10.1016/S0097-8485(01)00073-0)>.
- Ulanowicz, R. E. 2004. « Quantitative methods for ecological network analysis ». *Computational Biology and Chemistry*, vol. 28, n° 5, p. 321-339. <<https://doi.org/10.1016/j.compbiolchem.2004.09.001>>.
- Ulanowicz, R. E. 2009a. « Increasing Entropy: Heat Death or Perpetual Harmonies ». *International Journal of Design & Nature and Ecodynamics*, vol. 4, p. 83-96. <<https://doi.org/10.2495/DNE-V4-N2-83-96>>.

- Ulanowicz, R. E. 2009b. « The dual nature of ecosystem dynamics ». *Ecological Modelling*, vol. 220, n° 16, p. 1886-1892. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.04.015>>.
- Ulanowicz, R. E. 2011. « Quantitative Methods for Ecological Network Analysis and Its Application to Coastal Ecosystems ». In *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, p. 35-57. vol. 9.
- Ulanowicz, R. E., Sally J. Goerner, Bernard Lietaer et Rocio Gomez. 2008. « Quantifying sustainability: Resilience, efficiency and the return of information theory ». *Ecological Complexity*, vol. 6, n° 1, p. 27-36. <<https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2008.10.005>>.
- Ulanowicz, Robert E. 2020. « Quantifying sustainable balance in ecosystem configurations ». *Current Research in Environmental Sustainability*, vol. 1, p. 1-6. <<https://doi.org/10.1016/j.crsust.2019.09.001>>.
- Ulanowicz, Robert E. 2021. « Socio-Ecological Networks: A Lens That Focuses Beyond Physics ». *Frontiers in Ecology and Evolution*, vol. 9. <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2021.643122>>. Consulté le 12 octobre 2022.
- Ulanowicz, Robert E. et Jeffrey S. Norden. 1990. « Symmetrical overhead in flow networks ». *International Journal of Systems Science*, vol. 21, n° 2, p. 429-437. <<https://doi.org/10.1080/00207729008910372>>.
- UNIDO, World Bank Group, et GIZ. 2017. *An International Framework For Eco-Industrial Parks*. The World Bank Group, 84 p. <<https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/29110/122179-WP-PUBLIC-AnInternationalFrameworkforEcoIndustrialParks.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>.
- US Department of Agriculture. 2020. « FoodData Central - Salmon ». <<https://fdc.nal.usda.gov/fdc-app.html#/food-details/1028841/nutrients>>. Consulté le 21 septembre 2022.
- Ūsas, Jonas, Tomas Balezentis et Dalia Streimikiene. 2021. « Development and integrated assessment of the circular economy in the European Union: the outranking approach ». *Journal of Enterprise Information Management*, vol. ahead-of-print, n° ahead-of-print. <<https://doi.org/10.1108/JEIM-11-2020-0440>>. Consulté le 28 avril 2023.
- Vahidzadeh, Reza, Giorgio Bertanza, Silvia Scaffoni et Mentore Vaccari. 2021. « Regional industrial symbiosis: A review based on social network analysis ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 280, p. 124054. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124054>>.
- Valentine, Scott Victor. 2016. « Kalundborg Symbiosis: fostering progressive innovation in environmental networks ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 118, p. 65-77. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.061>>.

- Valenzuela-Venegas, Guillermo, Francisco Henríquez-Henríquez, Marianne Boix, Ludovic Montastruc, Fernando Arenas-Araya, Jenny Miranda-Pérez et Felipe A. Díaz-Alvarado. 2018. « A resilience indicator for Eco-Industrial Parks ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 174, p. 807-820. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.025>>.
- Vanhamäki, S., M. Virtanen, S. Luste et K. Manskinen. 2020. « Transition towards a circular economy at a regional level: A case study on closing biological loops ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 156, p. 104716. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104716>>.
- Virtanen, M., K. Manskinen, V. Uusitalo, J. Syväne et K. Cura. 2019. « Regional material flow tools to promote circular economy ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 235, p. 1020-1025. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.326>>.
- Vivien, Franck-Dominique. 2020. « Pour que l'économie circulaire ne tourne pas en rond ». *Natures Sciences Sociétés*, vol. 28, n° 2, p. 99-100. <<https://doi.org/10.1051/nss/2020036>>.
- Walzberg, Julien, Geoffrey Lonca, Rebecca J. Hanes, Annika L. Eberle, Alberta Carpenter et Garvin A. Heath. 2021. « Do We Need a New Sustainability Assessment Method for the Circular Economy? A Critical Literature Review ». *Frontiers in Sustainability*, vol. 1. <<https://doi.org/10.3389/frsus.2020.620047>>. Consulté le 19 janvier 2021.
- Wang, Ning, Jason Chi Kin Lee, Jian Zhang, Haitao Chen et Heng Li. 2018. « Evaluation of Urban circular economy development: An empirical research of 40 cities in China ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 180, p. 876-887. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.089>>.
- Wang, Q., H. Tang, S. Qiu, X. Yuan et J. Zuo. 2018. « Robustness of eco-industrial symbiosis network: a case study of China ». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, n° 27, p. 27203-27213. <<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2764-x>>.
- Warrington, Shelby et Astrid Layton. 2022. « Ecosystem guidance for the incorporation of renewable utilities in a multi-use campus network ». *PLOS ONE*, vol. 17, n° 5, p. e0267431. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0267431>>.
- Wen, Zongguo et Xiaoyan Meng. 2015. « Quantitative assessment of industrial symbiosis for the promotion of circular economy: a case study of the printed circuit boards industry in China's Suzhou New District ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 90, p. 211-219. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.041>>.
- Wernet, Gregor, Christian Bauer, Bernhard Steubing, Jürgen Reinhard, Emilia Moreno-Ruiz et Bo Weidema. 2016. « The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21, n° 9, p. 1218-1230. <<https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>>.

- Wolf, Anna et Magnus Karlsson. 2008. « Evaluating the environmental benefits of industrial symbiosis: discussion and demonstration of a new approach ». *Progress in Industrial Ecology, An International Journal*, vol. 5, n° 5-6, p. 502-517. <<https://doi.org/10.1504/PIE.2008.023413>>.
- Woods, David D. 2015. « Four concepts for resilience and the implications for the future of resilience engineering ». *Reliability Engineering & System Safety*, vol. 141, p. 5-9. <<https://doi.org/10.1016/j.ress.2015.03.018>>.
- World Wide Fund for Nature. 2021. *Driven to waste: the global impact of food loss and waste on farms*. UK, 24 p.
- Wu, Junnian et Rong Jin. 2020. « Exploring the impact of symbiotic measures on the evolution of structure and function of the iron and steel industrial symbiosis network ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 273, p. 122990. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122990>>.
- Wu, Junnian, Guangying Pu, Yan Guo, Jingwen Lv et Jiangwei Shang. 2018. « Retrospective and prospective assessment of exergy, life cycle carbon emissions, and water footprint for coking network evolution in China ». *Applied Energy*, vol. 218, p. 479-493. <<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.003>>.
- Ytrestøyl, Trine, Turid Synnøve Aas et Torbjørn Åsgård. 2015. « Utilisation of feed resources in production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway ». *Aquaculture*, vol. 448, p. 365-374. <<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.06.023>>.
- Zhang, Xiaoping et Lihe Chai. 2019. « Structural features and evolutionary mechanisms of industrial symbiosis networks: Comparable analyses of two different cases ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 213, p. 528-539. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.173>>.
- Zhang, Yan, Hongmei Zheng, Bin Chen, Meirong Su et Gengyuan Liu. 2015. « A review of industrial symbiosis research: theory and methodology ». *Frontiers of Earth Science*, vol. 9, n° 1, p. 91-104. <<https://doi.org/10.1007/s11707-014-0445-8>>.
- Zhang, Yan, Hongmei Zheng et Brian D. Fath. 2015. « Ecological network analysis of an industrial symbiosis system: A case study of the Shandong Lubei eco-industrial park ». *Ecological Modelling*, vol. 306, p. 174-184. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.05.005>>.
- Zhang, Yun, Shasha Duan, Jinhua Li, Shuai Shao, Wenqiang Wang et Shushen Zhang. 2017. « Life cycle assessment of industrial symbiosis in Songmudao chemical industrial park, Dalian, China ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 158, p. 192-199. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.119>>.

- Zhu, Junming et Matthias Ruth. 2013. « Exploring the resilience of industrial ecosystems ». *Journal of Environmental Management*, vol. 122, p. 65-75. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.02.052>>.
- Zorach, Alexander C. et R. E. Ulanowicz. 2003. « Quantifying the complexity of flow networks: How many roles are there? » *Complexity*, vol. 8, n° 3, p. 68-76. <<https://doi.org/10.1002/cplx.10075>>.
- Zvirin, Yoram, Marcel Gutman et Leonid Tartakovsky. 1998. « Chapter 16 - Fuel Effects on Emissions ». In *Handbook of Air Pollution From Internal Combustion Engines*, sous la dir. de Sher, Eran, p. 547-651. San Diego : Academic Press. <<https://doi.org/10.1016/B978-012639855-7/50055-7>>. Consulté le 16 novembre 2022.