



THÈSE / UNIVERSITÉ DE RENNES 1
sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne

pour le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE RENNES 1

Mention : Chimie

Ecole doctorale Sciences de la matière

présentée par

Faustine LAURENT

Préparée à l'unité de recherche GERE
Gestion environnementale et traitement biologique des déchets
IRSTEA

**Optimisation
fonctionnelle et spatiale
de scénarios de
méthanisation
centralisée selon une
approche systémique
territoriale couplée à
l'analyse du cycle de vie**

**Thèse soutenue à Rennes
le 6 mars 2015**

devant le jury composé de :

Isabelle BLANC

Professeur, Mines ParisTech / *rapporteur*

Jean-Philippe STEYER

Directeur de recherche, LBE / *rapporteur*

François LAURENT

Professeur, Université du Maine / *examineur*

Jean-Baptiste BAHERS

Enseignant-chercheur, EME / *examineur*

Lynda AISSANI

Ingénieur de recherche, Irstea / *encadrante*

Guillaume ACCARION

Président d'Akajoule / *encadrant*

Fabrice BELINE

Directeur de recherche, Irstea / *directeur de thèse*

Le vrai me plaît, le vrai seul est durable.

Voltaire

A mes grands-parents.

Remerciements

Ces travaux de thèse ont été réalisés dans le cadre d'un dispositif CIFRE, issu de la collaboration entre la société Akajoule, à Saint-Nazaire, et le centre de recherche Irstea de Rennes, et soutenu par l'ANRT. Je tiens en tout premier lieu à remercier ceux qui ont rendu possible la réalisation de ce projet : Guillaume ACCARION pour l'avoir initié et financé, Fabrice BELINE pour en avoir assuré la direction et José MARTINEZ pour m'avoir accueillie au sein du centre de Rennes.

Au-delà des aspects administratifs et financiers, je remercie particulièrement Guillaume ACCARION de son investissement personnel tout au long de cette thèse (mais aussi avant son démarrage et après son aboutissement) et de la confiance qu'il m'a accordée, ainsi qu'à l'équipe encadrante de l'Irstea, quant à la réussite du projet.

Je remercie les rapporteurs de ce travail, Isabelle BLANC et Jean-Philippe STEYER, ainsi que ses examinateurs, Jean-Baptiste BAHERS et François LAURENT, d'avoir accepté de s'y plonger.

Je tiens ensuite à remercier mes encadrants : merci à Lynda AISSANI et Thierry BIOTEAU de m'avoir formée avec rigueur, ferveur et patience, à l'ACV et aux SIG, respectivement, et à Fabrice BELINE d'avoir réuni ces acronymes autour de la méthanisation. Merci à vous trois de vos conseils, de vos relectures et du partage de votre expertise.

Je remercie de plus Thierry d'avoir été un *co-occupant* de bureau idéal. Merci d'avoir supporté mes doutes et mon bazar pendant ces trois ans, toujours avec le sourire (et souvent avec des chocolats !).

Merci aux stagiaires et étudiants qui ont mis la main à la pâte et participé à la réalisation de ces travaux de thèse. Parmi eux, un grand merci à Florian BORET et à Antoine ESNOUF.

Merci à l'ensemble des chercheurs et scientifiques qui ont, à un moment ou à un autre, apporté leur contribution à ces travaux de thèse, à savoir les membres du comité de pilotage : Anne VENTURA, Erwan QUESSEVEUR, Pauline DUPONT ; les membres de l'équipe d'ACV de l'Irstea Rennes : Claire DECHAUX, Lucas GIARD, Samuel LE FEON ; l'ensemble des membres du réseau AgorACV ; les chercheurs de l'Irstea à la porte desquels j'ai pu toquer.

Merci également à Régine LOUBAT, Brigitte MARCHIX, Philippe ESNAULT, Sylviane GANITTA, Isabelle MESLE et Fabrice EGIDO d'avoir pris en charge tous les aspects logistiques du bon déroulement de cette thèse, avec beaucoup de patience et de gentillesse.

Merci à toute l'équipe d'Akajoule de son accueil chaleureux à Saint-Nazaire et de la bonne humeur qui règne dans l'entreprise.

Merci aux permanents et temporaires de l'Irstea que j'ai eu le plaisir de côtoyer au cours de ces trois ans, dans les bureaux, en pause ~~cigarette~~ café, à la cantine, au parc de Beauregard, autour d'une mousse, à la piscine, au Korrigan, sur les planches, en week-end, en vacances, à leur mariage... Merci pour tous les moments partagés, les bons comme les moins bons.

A mes amis, merci de votre soutien, vos encouragements, votre écoute, vos remontrances, votre enthousiasme, votre réconfort, vos folies, votre pragmatisme, votre gravité, votre douceur, vos éclats de rire, vos silences.

A *Bob*, ma tendre reconnaissance.

A mes parents, une infinie gratitude.

Table des matières

Table des matières	1
Liste des abréviations	4
Table des figures	6
Table des tableaux	9
Résumé	11
Abstract	12
Introduction	13
Chapitre I : Etat de l'art.....	21
1 La méthanisation	25
1.1 Développement de la filière en France	25
1.1.1 Evolution du contexte et du cadre réglementaire	25
1.1.2 Evolution du nombre d'unités et perspectives de développement	27
1.2 Typologie des installations de méthanisation en France	28
1.3 Description des processus.....	31
1.4 Procédés de mise en œuvre.....	32
1.4.1 Diversité des substrats méthanisables	33
1.4.2 Procédés de digesteurs	36
1.4.3 Valorisation du biogaz	37
1.4.4 Valorisation du digestat.....	38
1.5 Le modèle centralisé : entre intérêt économique, complexité territoriale et enjeux environnementaux	42
2 L'évaluation environnementale par analyse du cycle de vie (ACV)	45
2.1 Choix de l'ACV.....	45
2.2 Description de la méthodologie.....	46
2.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude	47
2.2.2 Inventaire des flux entrants et sortants du système	48
2.2.3 Evaluation des impacts.....	48
2.2.4 Interprétation	49
3 Evaluation environnementale de systèmes de méthanisation	50
3.1 Tendances identifiées concernant les performances environnementales de scénarios de méthanisation.....	50
3.1.1 Filière de traitement des déchets et des effluents agricoles	54
3.1.2 Filière de production d'une énergie renouvelable.....	56
3.1.3 Filière de gestion des nutriments.....	57
3.1.4 Comparaison entre filières de méthanisation	58
3.2 Principales sources d'impacts environnementaux d'un système de méthanisation ..	58
3.3 Particularités méthodologiques.....	60
3.3.1 Frontières des systèmes	60
3.3.2 Unité fonctionnelle	61
3.3.3 Affectations	63
4 De la multifonctionnalité à la différenciation spatiale	67
4.1 La méthanisation dans une perspective d'écologie industrielle et territoriale.....	67
4.1.1 Définition et principes de l'écologie industrielle et appropriation française : l'EIT	67
4.1.2 Dimension fonctionnelle et dimension spatiale des flux dans une démarche d'EIT	68
4.1.3 La méthanisation, un exemple d'EIT	70

4.2	La différenciation spatiale en ACV	71
4.2.1	Les limites d'un outil générique.....	71
4.2.2	Des propositions de résolution : différentes manières d'opérer une différenciation spatiale	72
4.2.3	Des approches différentes	81
	Conclusion.....	83
	Chapitre II : Développements méthodologiques	85
1	Méthodes et outils	89
1.1	Cadre général de la méthodologie développée	89
1.2	L'approche systémique : définition et concepts	90
1.2.1	Définition	90
1.2.2	Concepts	91
1.2.3	L'approche systémique territoriale de la méthanisation centralisée	95
1.3	Description des outils	97
1.3.1	La modélisation des données orientée objet avec le langage UML	97
1.3.2	Les systèmes de gestion de base de données relationnelle (SGBDR).....	99
1.3.3	Les systèmes d'information géographique (SIG).....	100
2	Approche systémique d'une filière de méthanisation centralisée	105
2.1	Exploration systémique	105
2.2	Représentation du système par un modèle de données.....	107
2.2.1	Sous-système <i>Energie</i>	108
2.2.2	Sous-système <i>Déchets</i>	110
2.2.3	Sous-système <i>Agriculture</i>	112
2.2.4	Autres entités du territoire et contraintes extérieures.....	114
2.3	Modélisation spatiale du système	114
2.3.1	Résolution géographique du modèle	115
2.3.2	Sous-système <i>Energie</i>	116
2.3.3	Sous-système <i>Déchets</i>	120
2.3.4	Sous-système <i>Agriculture</i>	125
2.3.5	Autres entités du territoire et paramètres extérieurs.....	131
3	Optimisation fonctionnelle et spatiale d'une filière de méthanisation centralisée au sein d'un territoire.....	135
3.1	Résolution de la multifonctionnalité pour l'ACV	136
3.1.1	Fonction de traitement des déchets	138
3.1.2	Fonction de production d'une énergie renouvelable	141
3.1.3	Fonction de production d'un fertilisant.....	142
3.1.4	Fonction d'exportation de nutriments	143
3.1.5	Détermination d'une fonction principale	145
3.2	Définition des scénarios.....	146
3.2.1	Définition des lignes directrices de scénario.....	147
3.2.2	Implantation du scénario défini.....	158
3.3	Evaluation des impacts environnementaux	161
4	Discussion	163
4.1	Originalité de la méthodologie développée	163
4.1.1	Contextualisation des premières étapes de l'ACV	163
4.1.2	Outil de support décisionnel à différents niveaux	163
4.1.3	Démarche transposable à d'autres objets d'étude	164
4.2	Limites	165
4.2.1	Limites liées au modèle et aux données	165
4.2.2	Limites liées aux indicateurs	166

4.2.3	Limites de la contextualisation.....	167
	Conclusion.....	169
	Chapitre III : Résultats	171
1	Application comparée de l'approche systémique territoriale.....	175
1.1	Présentation des territoires d'étude.....	175
1.1.1	Un territoire agricole : le Coglais Communauté	176
1.1.2	Un territoire urbain : la CARENE.....	178
1.2	Résultats de l'approche systémique territoriale.....	180
1.2.1	Calcul des indicateurs de fonction et analyse des résultats.....	180
2	Evaluation des performances environnementales des scénarios de méthanisation centralisée pour le territoire de la CARENE.....	195
2.1	Recherche d'implantation optimale au sein de la CARENE pour les scénarios générés	195
2.1.1	Implantation du scénario de traitement des déchets.....	196
2.1.2	Implantation du scénario Energie.....	203
2.1.3	Pondération des indicateurs et analyse multicritère	206
2.1.4	Choix d'un site d'implantation.....	207
2.2	Présentation générale des scénarios étudiés	208
2.2.1	Définition des unités fonctionnelles.....	208
2.2.2	Substitutions	208
2.2.3	Scénarios de référence D.réf et E.réf.....	209
2.3	Modélisation des scénarios.....	210
2.3.1	Méthodes et outils	211
2.3.2	Modélisation de la filière de méthanisation	211
2.3.3	Scénarios de traitement et de valorisation des déchets organiques.....	219
2.3.4	Scénarios de production d'énergie renouvelable	221
2.4	Résultats.....	222
2.4.1	Catégories d'impact étudiées	222
2.4.2	Impacts générés par la filière de méthanisation	224
2.4.3	Comparaison des scénarios de traitement et valorisation des déchets organiques	228
2.4.4	Comparaison des scénarios de production d'énergie renouvelable	229
2.5	Analyses de sensibilité.....	231
2.5.2	Synthèse des résultats et des comparaisons.....	237
3	Discussion	239
3.1	Discussion sur la mise en œuvre de l'approche systémique territoriale.....	239
3.1.1	Choix des territoires	239
3.1.2	Arbitrage entre les indicateurs de fonction et définition des scénarios.....	239
3.1.3	Analyse multicritère spatiale.....	240
3.2	Discussion sur les résultats d'ACV	240
3.2.1	L'importance des substitutions.....	241
3.2.2	Equivalence fonctionnelle des énergies	241
3.2.3	Choix de l'incinérateur comme filière de référence.....	242
3.2.4	La difficile substitution du digestat.....	243
	Conclusion.....	245
	Conclusions et perspectives	247
	Références bibliographiques	255
	Annexes.....	267
	Résumé.....	310

Liste des abréviations

ACV : analyse du cycle de vie

ACVI : évaluation de l'impact du cycle de vie

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation

ASP : Agence de services et de paiement

ATEE : Association technique énergie environnement

BMP : *biochemical methane potential*

BRGM : Bureau de recherches géologiques et minières

DREAL : Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement

coll. : collaborateur(s)

EDF : Electricité de France

EH : équivalent-habitant

EIT : écologie industrielle et territoriale

EnR : énergie renouvelable

EPCI : établissement public de coopération intercommunale

ESRI : *Environmental systems research institute*

ESS : établissement sanitaire et social

FFOM : fraction fermentescible des ordures ménagères

FINESS : fichier national des établissements sanitaires et sociaux

GES : gaz à effet de serre

GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

GMS : grandes et moyennes surfaces

GNV : gaz naturel pour véhicules

GP/NGP : gros producteurs/nouveaux gros producteurs (de biodéchets)

IAA : industrie agro-alimentaire

ICPE : installation classée pour la protection de l'environnement

ICV : inventaire du cycle de vie

IGN : Institut national de l'information géographique et forestière

INRA : Institut national de la recherche agronomique

INSEE : Institut national de la statistique et des études économiques

ISDND : installation de stockage des déchets non dangereux

JRC : *Joint Research Centre*

MB : matière brute

MO : matière organique

MS : matière sèche

MEDDE : Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie

MIEEN : Ministère chargé de l'industrie, de l'énergie et de l'économie numérique

OMR : ordures ménagères résiduelles

PAC : politique agricole commune

PCET : plan climat énergie territorial

PCI : pouvoir calorifique inférieur

PDEDMA : plan départemental d'élimination des déchets ménagers et assimilés

PSA : *pressure swing adsorption*

RGE : référentiel à grande échelle

RPG : registre parcellaire graphique

RTE : Réseau de transport d'électricité

S3REnR : schéma régional de raccordement au réseau des énergies renouvelables

SAU : surface agricole utile

SFA : *substance flow analysis*

SIG : système(s) d'information géographique

SPAn : sous-produits animaux

SPL : système productif local

STEU: station de traitement des eaux usées

TIGF : Transport et Infrastructures Gaz France

tep : tonne d'équivalent pétrole

tkm : tonnes-kilomètres

TMB : traitement mécano-biologique

UASB : *upflow anaerobic sludge blanket*

UIOM : usine d'incinération des ordures ménagères

UML : *unified modeling language*

ZES : zones en excédent structurel

ZICO : zone importante pour la conservation des oiseaux

ZNIEFF : zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique

Table des figures

Figure 1 : Localisation des installations de méthanisation agricole de type à la ferme et centralisé en France en 2013 (d'après la base de données SINOE®)	17
Figure 2 : Evolution de la puissance électrique installée des unités de méthanisation en France (d'après ATEE, 2011 et ADEME, 2013b)	17
Figure 3 : Evolution mensuelle du nombre et de la puissance électrique installée cumulée des unités de méthanisation, tous types confondus (d'après ADEME, 2013b)	27
Figure 4 : Principales étapes de la digestion anaérobie (d'après Moletta et coll., 2008)	32
Figure 5 : Schéma général d'une filière de méthanisation	33
Figure 6 : Potentiel méthanogène de différents substrats (d'après Girault, 2011)	35
Figure 7 : Les principaux traitements du digestat (d'après Bakx et coll., 2009)	39
Figure 8 : Evolution mensuelle du nombre d'unités de méthanisation de type centralisé (d'après ADEME, 2013b)	43
Figure 9 : Phases d'une ACV (d'après ISO 2006)	47
Figure 10 : Processus d'évaluation des impacts (d'après Jolliet et coll., 2005)	49
Figure 11 : Nombre de publications par manière d'aborder la méthanisation	50
Figure 12 : Positionnement de la méthanisation vis-à-vis des scénarios comparés selon les différentes catégories d'impacts évaluées dans les études de cas	51
Figure 13 : Frontières couramment définies en ACV de systèmes de méthanisation	60
Figure 14 : Processus d'écologie industrielle et territoriale (source : MEDDE 2014, adapté de King County, WA USA)	69
Figure 15 : Cadre général de la méthodologie développée	89
Figure 16 : Les quatre principaux concepts de l'approche systémique (d'après Durand et Nunez, 2002)	91
Figure 17 : Exemples de boucles de rétroaction positive et négative – cas du changement climatique	92
Figure 18 : Démarche systémique (source : Durand et Nunez, d'après Donnadiou et Karsky, 2002)	94
Figure 19 : Quelques méthodes systémiques	95
Figure 20 : Modèle d'une classe	98
Figure 21 : Exemple d'association	99
Figure 22 : Exemple d'agrégation (a) et de composition (b)	99
Figure 23 : Les quatre grandes composantes d'un SIG (source : Joliveau, 1996)	101
Figure 24 : Les trois structures de thèmes géographiques	102
Figure 25 : Combinaison de données <i>raster</i> (source : Bioteau et coll., 2013)	102
Figure 26 : Géotraitements sur des données vectorielles (source : <i>Environmental systems research institute</i> (ESRI))	103
Figure 27 : Focus sur l'approche systémique territoriale	105
Figure 28 : Focus sur le sous-système <i>Energie</i> du modèle de données : (a) types d'énergie, (b) infrastructures de distribution, (c) consommateurs potentiels	109
Figure 29 : Focus sur le sous-système <i>Déchets</i> du modèle de données : (a) déchets des ménages, (b) déchets des industriels	111
Figure 30 : Focus sur le sous-système <i>Agriculture</i> du modèle de données	113
Figure 31 : Aperçu de l'outil Réso'Vert (GRTgaz)	117
Figure 32 : Exemple de zones épandables	128
Figure 33 : Répartition moyenne des déjections en France, toutes catégories d'animaux confondus (d'après MEDDE, 2002)	130
Figure 34 : Focus sur l'optimisation spatiale et fonctionnelle	135

Figure 35 : Focus sur l'évaluation environnementale	162
Figure 36 : Situation géographique et occupation des sols du territoire du Coglais Communauté	177
Figure 37 : Situation géographique et occupation des sols du territoire de la CARENE	179
Figure 38 : Qualité des cours d'eau vis-à-vis des nitrates de la CARENE (a) et du Coglais Communauté (b).....	186
Figure 39 : Résultats des indicateurs de fonction pour les deux territoires d'étude.....	188
Figure 40 : Liens entre l'approche systémique territoriale et l'ACV.....	195
Figure 41 : Biodéchets des cantines scolaires : indicateur Prod _(cantines) ^s	197
Figure 42 : Accessibilité aux biodéchets des cantines scolaires	197
Figure 43 : Débouchés potentiels de valorisation de la chaleur : indicateur ConsoQ ^s	198
Figure 44 : Possibilités d'injection sur le réseau de transport du gaz naturel : indicateur RGN ^s	199
Figure 45 : Part des surfaces épandables dans les surfaces communales : indicateur Epan ^s	200
Figure 46 : Zones d'exclusion (indicateur Zexcl ^s)	201
Figure 47 : Principe d'un géotraitement <i>Weighted Overlay</i> (source : ESRI)	201
Figure 48 : Zones préférentielles pour l'implantation du scénario de traitement des déchets	203
Figure 49 : Zones préférentielles pour l'implantation du scénario de production d'énergie .	205
Figure 50 : Lieu d'implantation retenu, commun aux deux scénarios de méthanisation.....	207
Figure 51 : Résolution de la multifonctionnalité par substitution par soustraction (source : EC, 2010).....	209
Figure 52 : Les différents scénarios étudiés	210
Figure 53 : Synoptique du scénario Métha.....	212
Figure 54 : Représentation schématique du modèle de compostage.....	218
Figure 55 : Synoptique du scénario D.réf	219
Figure 56 : Mix d'EnR adapté du SRCAE des Pays de la Loire (% tep).....	221
Figure 57 : Répartition entre le premier et l'arrière-plan des impacts du scénario Métha.....	224
Figure 58 : Impacts générés au premier plan du scénario Métha, par poste d'émissions	225
Figure 59 : Impacts générés et évités des scénarios Métha.D et D.réf.....	228
Figure 60 : Impacts générés et évités des scénarios Métha.E et E.réf.....	229
Figure 61 : Influence des fuites de biogaz sur les impacts générés de la méthanisation et comparaison avec les scénarios E.réf et D.réf.....	231
Figure 62 : Part du CO ₂ biogénique dans l'impact de changement climatique pour les différents scénarios.....	233
Figure 63 : Influence du traitement du digestat sur les impacts générés du scénario de méthanisation	235
Figure 64 : Influence d'une substitution aux engrais minéraux sur les impacts évités par les scénarios de traitement des déchets.....	236
Figure 65 : Répartition de la population dans les bâtiments d'habitation, territoire du Coglais Communauté (35).....	281
Figure 66 : Détermination des zones d'habitats collectifs, territoire de la CARENE (44).....	282
Figure 67 : Modèle automatisé de géotraitements pour la sélection des STEU.....	284
Figure 68 : Régression linéaire sur les surfaces agricoles communales du département d'Ille- et-Vilaine	285
Figure 69 : Evolution des surfaces épandables par type de culture entre 2009 et 2011 dans le département d'Ille-et-Vilaine	286
Figure 70 : Régression linéaire sur les effectifs cantonaux de porcins	289
Figure 71 : Biodéchets des cantines scolaires du territoire de la CARENE et principaux axes routiers.....	295
Figure 72 : Raster de coût dérivé du réseau routier.....	296

Figure 73 : Principe d'un géotraitement <i>Cost Distance</i> (source : ESRI).....	296
Figure 74 : Accessibilité aux biodéchets des cantines scolaires : pour un producteur (a) ; moyennée pour l'ensemble des producteurs (b).....	297
Figure 75 : Production d'énergie renouvelable du Coglais Communauté en 2011 (source : Bretagne environnement)	300
Figure 76 : Consommations énergétiques du Pays de Fougères en 2011 (source : Bretagne environnement)	300
Figure 77 : Représentation schématique de la modélisation des transports.....	303

Table des tableaux

Tableau 1 : Les différents types de méthanisation en France	30
Tableau 2 : Résultats d’impacts du scénario de méthanisation, relativement aux scénarios comparés, dans les études de cas.....	52
Tableau 3 : Types d’unités fonctionnelles en ACV de systèmes de méthanisation.....	62
Tableau 4 : Affectation par extension des frontières du système dans les études de cas.....	65
Tableau 5 : Sélection de travaux de recherche sur la différenciation spatiale	74
Tableau 6 : Différences entre les approches analytique et systémique (d’après Rosnay, 1975)	90
Tableau 7 : Analyse des composantes et du fonctionnement d’un système (d’après Rosnay, 1975).....	92
Tableau 8 : Aspect structural du système de méthanisation centralisée	107
Tableau 9 : Catégories d’enseignement correspondant aux tranches d’âge définies par l’INSEE	122
Tableau 10 : Ratios utilisés pour l’évaluation du gisement issu des cantines scolaires (ADEME 2013)	122
Tableau 11 : Ratios pour l’estimation des déchets de la distribution.....	123
Tableau 12 : Ratios retenus pour la fertilisation azotée des cultures	126
Tableau 13 : Ratios pour l’évaluation des résidus de cultures (ADEME 2013).....	127
Tableau 14 : Ratios d’excrétion des animaux d’élevage retenus	130
Tableau 15 : Contraintes réglementaires intégrées au modèle.....	133
Tableau 16 : Les quatre indicateurs de fonction	137
Tableau 17 : Echelle commune aux indicateurs de fonction.....	137
Tableau 18 : Echelle de l’indicateur OMR.....	139
Tableau 19 : Echelle de l’indicateur NGP.....	140
Tableau 20 : Echelle de l’indicateur Déch	141
Tableau 21 : Echelle de l’indicateur EnR.....	142
Tableau 22 : Echelle de l’indicateur N_{subst}	143
Tableau 23 : Echelle de l’indicateur N_{org}	144
Tableau 24 : Echelle de l’indicateur P_{org}	144
Tableau 25 : Echelle de l’indicateur Eaux	145
Tableau 26 : Echelle de l’indicateur Nutr	145
Tableau 27 : Interprétation des scores des indicateurs de fonction.....	146
Tableau 28 : Les douze indicateurs de scénario	148
Tableau 29 : Scores utilisés pour le calcul de l’indicateur ConsoQ.....	150
Tableau 30 : Scores utilisés pour le calcul de l’indicateur RGN	151
Tableau 31 : Récapitulatif des échelles des indicateurs de scénario	153
Tableau 32 : Options de construction du scénario de base de méthanisation	154
Tableau 33 : Grille de contraintes correspondant à l’indicateur de fonction N_{subst}	155
Tableau 34 : Grille de préférences correspondant à l’indicateur de scénario %EnR (< 0,6). 156	
Tableau 35 : Grille résultant de la combinaison des grilles relatives à N_{subst} et %EnR	157
Tableau 36 : Les sept indicateurs d’implantation.....	159
Tableau 37 : Principales caractéristiques des deux territoires d’étude.....	175
Tableau 38 : Données de calcul de l’indicateur NGP	182
Tableau 39 : Données de calcul et score de l’indicateur Déch pour les deux territoires d’étude	182
Tableau 40 : Données de calcul et score de l’indicateur EnR pour les deux territoires d’étude	184

Tableau 41 : Données de calcul et score de l'indicateur N_{subst} pour les deux territoires d'étude	185
Tableau 42 : Données de calcul et score de l'indicateur Nutr pour les deux territoires d'étude	187
Tableau 43 : Résultats des indicateurs de scénario pour le territoire de la CARENE	189
Tableau 44 : Lignes directrices du scénario de production d'énergie renouvelable pour le territoire de la CARENE	190
Tableau 45 : Lignes directrices du scénario de traitement des déchets pour le territoire de la CARENE.....	191
Tableau 46 : Résultats des indicateurs de scénario pour le territoire du Coglais Communauté	192
Tableau 47 : Lignes directrices du scénario de gestion des nutriments pour le territoire du Coglais Communauté	193
Tableau 48 : Lignes directrices du scénario d'exportation des nutriments pour le territoire du Coglais Communauté	193
Tableau 49 : Lignes directrices du scénario de production d'énergie pour le territoire du Coglais Communauté	194
Tableau 50 : Pondération des indicateurs d'implantation pour le scénario de traitement des déchets	202
Tableau 51 : Pondération des indicateurs d'implantation pour le scénario de production d'énergie.....	204
Tableau 52 : Part des différents résidus traités par le scénario Métha (% tMB).....	213
Tableau 53 : Facteurs d'émissions de la combustion du biogaz (adaptés du rapport de l'ADEME de 2007 et de la base de données EcoInvent).....	216
Tableau 54 : Contribution des substances aux différentes catégories d'impact, par poste d'émissions du scénario Métha	227
Tableau 55 : Consommations énergétiques totales du pays de Fougères et de Coglais Communauté	301

Résumé

En France, le développement rapide de la méthanisation, procédé de production d'énergie renouvelable par dégradation de résidus organiques, soulève la question de la pertinence environnementale de la filière. Cette dernière mérite d'autant plus d'être évaluée que le développement de la filière est inscrit dans les plans nationaux relatifs aux enjeux climatique et énergétique. La méthanisation centralisée s'insère d'ailleurs de manière profitable dans diverses démarches d'écologie industrielle et territoriale (EIT), au sein desquelles la multifonctionnalité du procédé constitue un atout substantiel en faveur du bouclage des flux de matière et d'énergie.

Cette multifonctionnalité représente néanmoins la principale source de difficultés méthodologiques rencontrées lors de l'évaluation des performances environnementales de systèmes de méthanisation. Sa résolution, à savoir la définition de la fonction principale d'un système, passe par la contextualisation de la méthode. Pour l'analyse du cycle de vie (ACV), outil normé prédominant, cette contextualisation se révèle pertinente dès la première étape de la méthodologie, lors de la définition du système.

Ce travail de thèse propose un cadre conceptuel visant à définir des scénarios de méthanisation contraints par leur territoire d'implantation. Pour cela, une approche systémique territoriale, impliquant les systèmes d'information géographique (SIG) et la modélisation orientée objet, a été développée, justifiée par le caractère complexe inhérent à tout système de méthanisation centralisée. Elle résulte en un modèle spatial de l'insertion territoriale d'une filière de méthanisation centralisée, qui intègre l'ensemble de ses éléments constitutifs, réseaux ou variables (ressources organiques, consommateurs d'énergie, réseau routier, qualité des eaux, etc.). A l'issue de l'approche systémique a lieu une phase d'optimisation fonctionnelle et spatiale qui met en jeu trois séries successives d'indicateurs, permettant de définir : (i) la fonction principale que remplirait un système de méthanisation au sein du territoire étudié, (ii) les configurations possibles d'un système de méthanisation qui puissent satisfaire à cette fonction principale et (iii) les zones préférentielles d'implantation des scénarios élaborés. Cette méthodologie, conçue de manière à être transposable à tout territoire français, s'intègre aux deux premières étapes de l'ACV, à savoir la définition des objectifs et l'inventaire du cycle de vie. L'étape suivante est alors la quantification classique puis l'interprétation des impacts environnementaux potentiels imputables aux scénarios générés.

Afin de valider l'applicabilité de la méthode développée, deux territoires, comparables en termes d'emprise et de compétences mais contrastés en termes de contraintes naturelles et d'activités économiques dominantes, ont été soumis à l'approche systémique territoriale. Ces cas d'étude ont mis en évidence les liens entre spécificités territoriales et conception de la filière. L'influence de la fonction principale retenue pour un système de méthanisation sur la réalisation et les résultats de l'ACV a par ailleurs été étudiée pour l'un de ces territoires. Les différences les plus notoires tiennent aux substitutions et montrent l'importance de développer la méthanisation en priorité lorsque le contexte local permet aux fonctions multiples de la filière de remplacer des filières existantes dont les impacts sur l'environnement sont particulièrement préjudiciables.

Mots-clés : évaluation environnementale, analyse du cycle de vie (ACV), méthanisation centralisée, multifonctionnalité, approche systémique territoriale, systèmes d'information géographique (SIG)

Abstract

In France, the rapid development of anaerobic digestion (a process used to generate renewable energy by breaking down organic residues) has led to the environmental relevance of this solution being questioned. It is particularly worthwhile evaluating inasmuch as development of the sector forms part of national plans relating to climate and energy issues. Centralised anaerobic digestion also fits in profitably with various industrial ecology approaches, with the multifunctionality of the process constituting a substantial asset in that it favours circular flows of materials and energy.

However, this multifunctionality also represents the main source of the methodological difficulties encountered in the evaluation of the environmental performance of anaerobic digestion systems. Resolving this, i.e. defining the main function of a system, requires the environmental evaluation method to be contextualised. For life cycle assessment (LCA), the predominant standardised tool, this contextualisation emerges as being appropriate to the first stage of the methodology, when the system is defined.

This thesis puts forward a conceptual framework, aimed at defining anaerobic digestion scenarios that are consistent with the particularities of the territory in which they are located. To do this, a territorial systemic approach, involving geographic information systems (GIS) and object-oriented modelling, was developed. This was required due to the inherently complex nature of any centralised anaerobic digestion system. The approach has resulted in a spatial model for territorial location of a centralised anaerobic digestion solution, incorporating all its component parts, networks and variables (organic resources, energy users, the road network, water quality, etc.). The systemic approach was followed by a phase of functional and spatial optimisation involving three successive sets of indicators, enabling the following to be defined: (i) the main function to be played by an anaerobic digestion system within the territory studied, (ii) the possible configurations of an anaerobic digestion system capable of fulfilling this main function and (iii) the preferential zones for locating the scenarios envisaged. This methodology, designed to be transposable to any territory within France, forms part of the first two LCA stages, i.e. definition of objectives and life cycle inventory. The subsequent stage involves conventional quantification and interpretation of the potential environmental impacts resulting from the scenarios produced.

In order to validate the applicability of the method developed, the territorial systemic approach was applied to two territories that were comparable in terms of surface area and competencies but different in terms of natural constraints and dominant economic activities. These case studies highlight the links between specific territorial characteristics and the design of the local solution. The influence of the main function selected for an anaerobic digestion system on the performance and results of the LCA was also studied for one of these territories. The most noteworthy differences relate to substitution, highlighting the importance of developing anaerobic digestion as a priority when the local context makes it possible for the multiple functions of the solution to replace existing sectors with particularly harmful effects on the environment.

Keywords: environmental assessment, life cycle assessment (LCA), centralised anaerobic digestion plant, multifunctionality, territorial systemic approach, geographic information systems (GIS).

Introduction

A l'échelle mondiale, la demande énergétique est croissante : de 5 000 Mtep en 1970, elle est passée à 12 000 Mtep en 2010. Cette demande, qui s'accompagne de la diminution des ressources non renouvelables et d'émissions atmosphériques de gaz à effet de serre (GES), constitue une préoccupation majeure. Sous l'effet des croissances démographique et économique, portées majoritairement par les pays émergents, elle pourrait en effet doubler à l'horizon 2050, selon un rapport réalisé en 2012 pour le compte du Ministère en charge de l'énergie (MIEEN, 2012). Les énergies fossiles, en tête desquelles se place le pétrole, suivi du gaz naturel et du charbon, assurent aujourd'hui plus de 80 % de l'offre (MIEEN, 2012). Ce constat pose la question de la durabilité d'un tel modèle de dépendance aux énergies fossiles, compte tenu des difficultés inhérentes à leur exploitation, entre faisabilité technique restreinte et contexte géopolitique incertain. De plus, l'enjeu du changement climatique impose de réduire les émissions carbonées à l'échelle planétaire au plus vite. Ces enjeux ont fait l'objet du protocole de Kyoto en 1997, réactualisé en 2012, visant à réduire les émissions mondiales de GES, ou plus récemment de sommets sur le climat (à New York en 2014 et prévu à Paris en 2015).

Au niveau européen, si la consommation énergétique est relativement stable depuis les deux premiers chocs pétroliers, la dépendance de l'Europe vis-à-vis du reste du monde, du fait qu'elle est largement importatrice de ressources fossiles, pose la même question de durabilité. Pour tenter d'y répondre, l'Union européenne a adopté en 2008 le *paquet énergie-climat*, qui fixe des objectifs contraignants en termes de consommations énergétiques et d'émissions de GES à l'horizon 2020. Ces objectifs sont déclinés au niveau national par les états membres. Au sein de cette démarche communautaire, certains pays furent des précurseurs, comme l'Allemagne ou l'Autriche, qui ont vu naître dès les années 80 la volonté d'une *transition énergétique*. Une telle transition se définit, en théorie, comme le passage du système énergétique actuel vers un bouquet majoritairement constitué de filières renouvelables qui tendent vers l'indépendance énergétique du pays.

En France, la question d'une transition énergétique fait l'objet de réflexions depuis 2009 et commence à se concrétiser, avec l'adoption d'un projet de loi par l'Assemblée nationale en octobre 2014. Ce dernier porte notamment les objectifs en matière d'énergies renouvelables dans les consommations à 23 % en 2020 et 32 % en 2030. Parmi les filières renouvelables encouragées, à côté de l'éolien, du solaire, du bois ou des énergies marines, l'une est promise à un développement ambitieux : la méthanisation. Compte tenu des ressources énergétiques valorisables grâce à cette filière, estimées à 15 Mtep (MIEEN, 2012), l'énergie produite par méthanisation pourrait, à terme, représenter 17 % de la quantité d'énergies renouvelables devant être atteinte à l'horizon 2030.

La méthanisation est un processus naturel de dégradation de la matière organique par des micro-organismes en l'absence d'oxygène. Sa mise en œuvre en tant que procédé permet de valoriser une grande variété de résidus organiques, appelés substrats, en produisant une énergie renouvelable sous la forme de biogaz et un produit fertilisant, le digestat.

Au sein de l'Union européenne, plusieurs pays ont déjà mis en avant la méthanisation comme atout en faveur du développement durable, et surtout comme élément de réponse aux enjeux énergétiques et climatiques, tels que l'Allemagne, le Royaume-Uni, les Pays-Bas, le Danemark, etc. Chacun de

ces pays s'est ainsi construit un modèle de développement de la filière qui lui est propre. L'Allemagne par exemple, en dédiant une part de la surface agricole nationale à la production d'énergie, facilitant l'utilisation de cultures énergétiques en méthanisation, a ainsi favorisé le développement d'unités de petite taille à caractère agricole. Le modèle danois se distingue quant à lui par la culture de la collaboration, orientant le développement de la méthanisation selon davantage d'unités de taille importante réunissant agriculteurs, collectivités et industriels.

En France, la filière est jeune et prometteuse, bénéficiant d'un dispositif de soutien financier et d'un cadre réglementaire favorable à son développement. En 2013, le plan *Energie Méthanisation Autonomie Azote* (EMAA) oriente le modèle de développement à la française vers la méthanisation agricole (c'est-à-dire qui traite majoritairement des effluents d'origine agricole), accordant des subventions en priorité à ce type de projet. Les pouvoirs publics semblent aspirer à une croissance pérenne de la filière, aussi les tarifs de rachat de l'énergie issue du biogaz sont-ils fixés pour 15 ans, afin d'éviter les écueils connus par exemple par le secteur photovoltaïque il y a quelques années.

Mais, traditionnellement, la méthanisation reste avant tout perçue en France comme une solution de traitement des déchets organiques (historiquement, des boues de traitement des eaux usées). L'enjeu de production énergétique associé est récent, et se heurte parfois à certaines réticences, dont par exemple l'utilisation de cultures dédiées (qui a d'ailleurs été proscrite par l'adoption d'un amendement à la loi sur la transition énergétique en octobre 2014). Ce changement d'objectif nécessite d'adapter la structuration de la filière : les substrats de la méthanisation ne sont plus seulement des déchets à traiter mais deviennent de potentielles ressources énergétiques à valoriser. Dès lors, la notion de concurrence entre débouchés de valorisation, voire entre installations, apparaît : du fait que la rentabilité énergétique des projets peut être améliorée par le mélange de substrats aux caractéristiques différentes lors du procédé de méthanisation, et que certains substrats sont particulièrement prisés, l'obtention de ces derniers devient un enjeu économique. Les projets de type collaboratif, réunissant notamment agriculteurs et industriels, présentent alors un avantage en faveur de la diversité des substrats.

La Figure 1 présente la répartition au sein du territoire français des unités de méthanisation agricole existantes en 2013, selon deux catégories : les unités de petite taille issues d'un porteur de projet unique, appelé à la ferme, et les unités de taille moyenne issues d'une dynamique collective, appelée centralisées. Il apparaît que l'engouement pour la méthanisation touche en premier lieu les territoires où les substrats méthanisables sont abondants. En l'occurrence la Bretagne et les Pays de la Loire, qui constituent les deux premières régions d'élevage de France et hébergent de nombreuses industries agro-alimentaires, comptent de nombreuses installations.

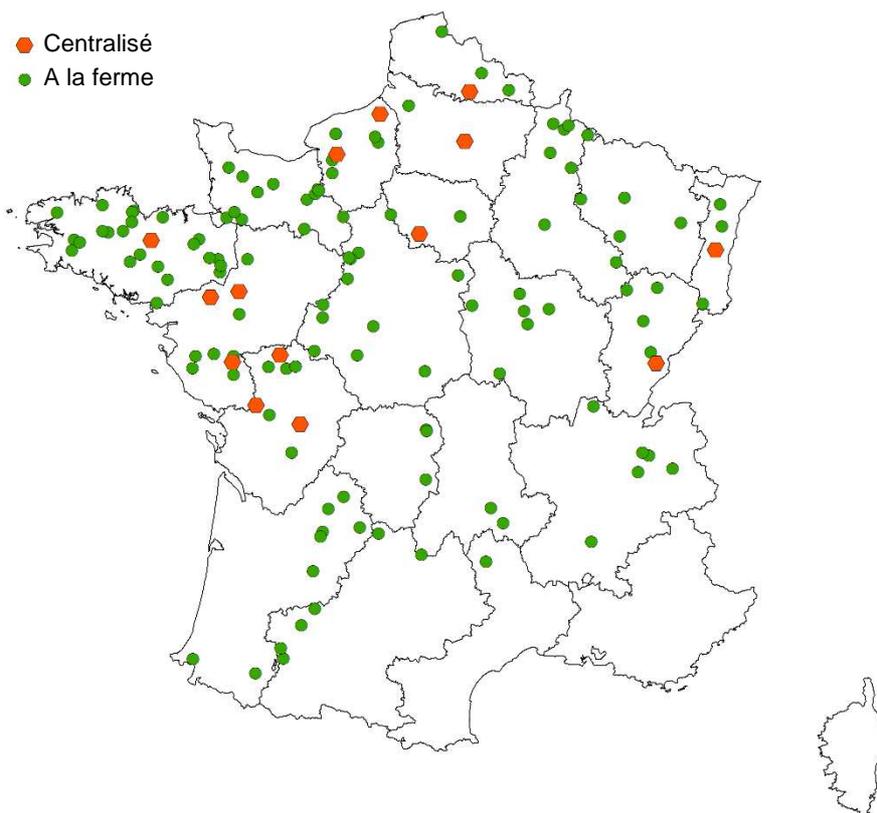


Figure 1 : Localisation des installations de méthanisation agricole de type à la ferme et centralisé en France en 2013 (d'après la base de données SINOE®)

Si le nombre d'unités à la ferme est largement supérieur à celui d'unités centralisées, la production énergétique cumulée de ces deux types d'installation est comparable, comme l'illustre la Figure 2, car la puissance des unités centralisées est bien plus importante. D'un point de vue énergétique, le type centralisé présente donc là aussi un avantage sur le type à la ferme.

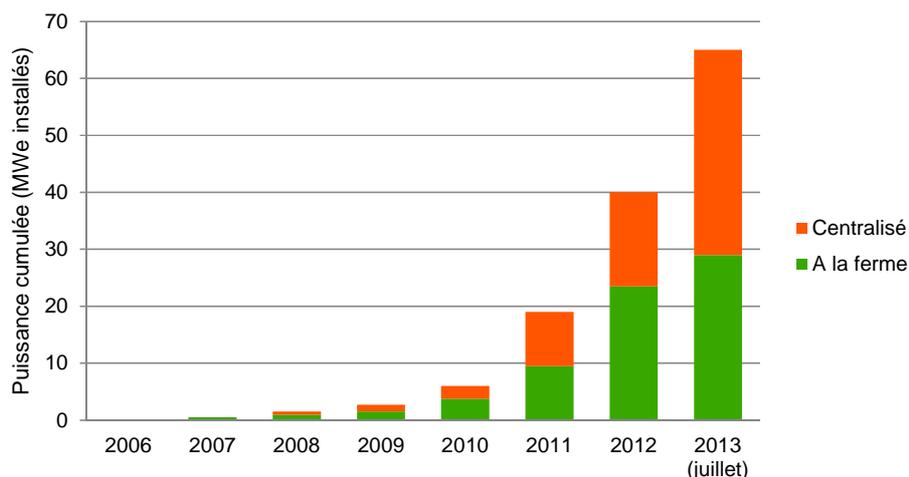


Figure 2 : Evolution de la puissance électrique installée des unités de méthanisation en France (d'après ATEE, 2011 et ADEME, 2013b)

Il serait toutefois illusoire de penser que le développement, même massif, de la méthanisation permette un jour d'assurer l'autonomie énergétique des territoires. En effet, en comparant la

production d'énergie estimée de scénarios optimistes de croissance de la filière dans les régions de l'Ouest à la consommation énergétique finale de ces régions, le biogaz permettrait d'en couvrir 1 à 3 % seulement (Le Guen et Damiano, 2013). Ce sont donc également d'autres services rendus par la méthanisation qui motivent son soutien par les pouvoirs publics et son intérêt pour les territoires, tels que la possibilité d'une meilleure gestion de l'azote.

Cet enjeu est particulièrement prégnant au sein des territoires d'agriculture intensive, alors que l'absence de mesures visant à limiter la pollution des eaux par les nitrates est plus que jamais source de contentieux avec l'Union européenne. Le procédé de méthanisation étant conservatif pour l'azote, le phosphore et le potassium (NPK), les quantités de ces nutriments initialement contenues dans les déjections animales et autres substrats se retrouvent inchangées dans le digestat. Une partie de l'énergie produite par le procédé peut alors être investie dans un post-traitement du digestat, qui peut être un moyen (i) d'en éliminer les nutriments afin de permettre son épandage sur un territoire présentant un excédent de nutriments organiques ; (ii) d'en améliorer les propriétés physiques ou fertilisantes afin de le substituer efficacement aux engrais minéraux ; (iii) d'en réduire le volume et la teneur en eau afin de l'exporter vers des territoires en demande de nutriments. Concernant cet enjeu de gestion des nutriments, le modèle de méthanisation centralisé présente là encore un avantage sur le modèle à la ferme. Il permet en effet d'envisager la gestion des déjections animales selon une logique globale au sein des territoires, et, par économie d'échelle, de mettre en œuvre un post-traitement plus ambitieux sur le plan technologique.

Ces différentes raisons désignent la méthanisation centralisée agricole comme modèle de développement à privilégier. Mais par leur taille plus importante, impliquant entre autres un approvisionnement fiable en substrats et des débouchés de valorisation énergétique suffisants, ainsi que par la collaboration entre acteurs multiples qu'elles requièrent, les installations centralisées sont plus difficiles à mettre en œuvre.

Leur structuration doit faire l'objet d'une véritable planification territoriale qui puisse prendre en compte les spécificités locales, dont : (i) la présence de substrats qui ne disposent pas à l'heure actuelle de meilleure filière de valorisation ; (ii) l'optimisation de la valorisation de l'énergie produite, en privilégiant les débouchés locaux et le remplacement d'énergies fossiles en priorité ; (iii) l'acceptabilité du retour au sol d'un digestat en fonction des pratiques agricoles. Une telle démarche englobante, déployée en collaboration avec les différents acteurs, devrait permettre d'éviter certaines dérives telles que l'absence de traitement de ressources locales au profit de déchets importés ou de cultures énergétiques. Elle devrait également tendre à exploiter à bon escient les différents services remplis par la méthanisation, à savoir le traitement de déchets organiques, la production d'énergie renouvelable et la gestion de nutriments.

Au vu des objectifs fixés, portant à 1500 le nombre d'unités de méthanisation agricole sur le territoire français d'ici 2020 (soit une augmentation proche de 100 % par an), la mise en œuvre d'outils innovants d'aide à la planification territoriale s'avère nécessaire au développement de la filière, que le plan EMAA souhaite *ancrée dans les besoins des territoires et dans le respect de leur diversité*. Par ailleurs, du fait que les motifs de soutien de la filière sont principalement d'ordre

environnemental et énergétique, une telle planification territoriale n'a de sens que si elle s'assure du bienfondé environnemental des différents projets de méthanisation émergents.

Au cours des dernières décennies, plusieurs méthodes ont été développées visant à estimer les impacts causés par les systèmes anthropiques sur l'environnement, dont l'analyse du cycle de vie (ACV). Cette dernière est la plus couramment retenue afin de dresser le bilan environnemental de systèmes de gestion des déchets ou de bioénergie par exemple (Marchand, 2013 ; Wardenaar et coll., 2012). Les forces de l'outil résident dans l'exhaustivité des impacts environnementaux et des étapes du cycle de vie pris en compte. Néanmoins, son caractère générique constitue une faiblesse lors de l'évaluation de systèmes profondément ancrés dans leur territoire d'implantation ou d'impacts dont la réalisation dépend des spécificités locales. L'analyse environnementale classique, notamment par ACV, d'un système de méthanisation centralisée, peut ainsi se révéler insatisfaisante du fait de l'absence de prise en compte des spécificités locales, aussi bien lors de la modélisation que de l'évaluation du système.

L'objectif du travail présenté dans ce manuscrit de thèse est d'avancer vers la construction de méthodes et d'outils au service de ce développement territorial, tel qu'il soit en accord avec les contraintes locales, et dans l'objectif de réduire ses impacts environnementaux au minimum. La présentation de ce travail s'articule en trois chapitres.

Le premier chapitre est consacré à l'état de l'art. Il dresse un état des lieux des procédés de méthanisation et de son essor en France, et présente une revue de bibliographie portant sur l'évaluation des performances environnementales de la filière. L'ACV est identifiée comme l'outil le plus pertinent à cette fin d'évaluation, mais sa mise en œuvre à un système de méthanisation présente certaines limites qui sont décrites.

Dans le deuxième chapitre, les développements méthodologiques menés durant la thèse sont détaillés. Une approche systémique territoriale construite sur les systèmes d'information géographique (SIG) est menée pour aboutir à la modélisation spatiale d'une filière de méthanisation centralisée. Cette démarche vise à résoudre la question, problématique en ACV, de la multifonctionnalité du système étudié, en rendant possible sa contextualisation.

Le troisième chapitre relate la mise en application de la méthodologie développée à deux territoires français contrastés. L'approche systémique territoriale permet de générer des scénarios de méthanisation adaptés à leurs caractéristiques respectives. Les performances environnementales de ces scénarios sont enfin évaluées pour un seul des deux territoires. Ces études de cas permettent de valider l'usage de méthode dans un contexte opérationnel et de mettre en lumière ses intérêts et ses limites.

Chapitre I : Etat de l'art

La question de l'évaluation des performances environnementales de
filières de méthanisation centralisée

La méthanisation, également appelée digestion anaérobie, est un procédé permettant de dégrader la matière organique en un biogaz riche en méthane (CH₄), qui est actuellement en plein essor à travers le monde et particulièrement en France. Au niveau national, ce procédé fut tout d'abord perçu comme un moyen de traiter des déchets organiques, mais l'intérêt qu'elle présente en termes de production d'énergie renouvelable est croissant, particulièrement dans le secteur agricole où elle pourrait également contribuer à une meilleure gestion de l'azote et à la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) lors du stockage des déjections animales.

Le cadre incitatif actuel a permis d'amorcer le développement de la filière, qui est exponentiel dans le secteur agricole depuis 2006. Au vu des mesures récentes, telles que le plan EMAA, les pouvoirs publics veulent privilégier la méthanisation selon un modèle centralisé, du fait de ses apports économiques, collaboratifs, et environnementaux supposés.

Toutefois, la structuration de la filière est complexe, surtout concernant les installations centralisées, qui sont profondément ancrées dans le territoire. Au-delà des aspects énergétiques et de son effet supposé bénéfique sur le climat, il est nécessaire de s'assurer, au cas par cas, que l'insertion de la filière au sein des territoires présente un bilan environnemental global favorable. Cet objectif d'évaluation des performances environnementales de la méthanisation est le cœur du travail présenté dans ce manuscrit. Pour l'atteindre, il est nécessaire de bien connaître le procédé de méthanisation d'une part, les méthodes d'évaluation environnementale et particulièrement l'analyse du cycle de vie (ACV) d'autre part, et surtout les spécificités d'une telle évaluation lorsqu'elle s'applique à un système de méthanisation. Ces différents domaines de connaissances font l'objet du présent chapitre d'état de l'art.

Une première partie est consacrée à la filière de méthanisation, avec la description du contexte de son développement en France et des procédés de sa mise en œuvre. Une deuxième partie présente la méthodologie d'ACV, qui est apparue dans le cadre d'une revue de bibliographie comme l'outil prédominant d'évaluation environnementale des systèmes de méthanisation. Les résultats de cette revue bibliographique sont ensuite détaillés dans une troisième partie, au regard des principaux impacts, postes d'émissions et tendances identifiés, mais aussi des spécificités méthodologiques propres au système étudié. Enfin, un état des lieux des travaux de recherche concernant la différenciation spatiale en ACV montre l'intérêt d'une telle approche pour la filière territoriale qu'est la méthanisation centralisée.

1 La méthanisation

Une typologie des installations de méthanisation est proposée au § 1.1.2. Il convient néanmoins de définir dès à présent une installation de méthanisation dite *agricole*, caractérisée par le fait qu'elle traite des matières issues de l'agriculture, indépendamment de sa taille et du porteur de projet. Une unité de méthanisation dite *centralisée* désigne quant à elle une installation dont le fonctionnement repose sur la collaboration entre différents acteurs, et dont les intrants sont issus de producteurs multiples.

1.1 Développement de la filière en France

La méthanisation connaît une première vague de développement dans les années 70-80, en réaction aux chocs pétroliers successifs, principalement dans les secteurs agricole et du traitement des eaux usées. La filière stagne alors, puis décline. Depuis 2006, elle suscite un regain d'intérêt, portée par un contexte réglementaire évoluant en faveur de son développement, ce qui se traduit par un nombre croissant d'unités en construction ou en projet et des objectifs de développement ambitieux dans les années à venir.

1.1.1 Evolution du contexte et du cadre réglementaire

Depuis une dizaine d'années, la méthanisation gagne en intérêt, en tant que levier d'action en faveur des enjeux énergétique et climatique actuels. Elle est tout d'abord identifiée par le plan climat énergie français de 2004-2012 comme *source d'énergie non émettrice de carbone*. En effet, l'énergie produite par valorisation du biogaz peut se substituer à des sources d'énergie d'origine fossile, évitant ainsi la consommation de ressources non renouvelables et des émissions de carbone fossile. De plus, lorsqu'elle traite des effluents d'élevage, la méthanisation permet de réduire les émissions de GES du secteur agricole en captant le méthane qui serait spontanément émis lors de leur stockage (Pellerin et coll., 2013).

La méthanisation s'inscrit ainsi dans les objectifs dits des 3 x 20 du Paquet climat-énergie¹ adopté par la Commission européenne en 2008. Par conséquent, des mesures réglementaires et financières, synthétisées à l'Annexe I, sont mises en place pour encourager son développement.

¹ Les objectifs des 3 x 20 visent, à l'échéance 2020, à atteindre 20 % d'énergies renouvelables dans les consommations énergétiques finales européennes, à réduire de 20 % les émissions de GES et à diminuer de 20 % la consommation d'énergie.

Le dispositif de soutien de la filière repose sur deux aspects complémentaires :

- des aides à l'investissement initial (octroyées principalement par l'ADEME, les collectivités territoriales, les Conseils généraux et régionaux, les fonds FEDER et FEADER et le Ministère de l'agriculture) ;
- des tarifs d'achat de l'énergie² produite, garantis pour une durée de 15 ans (institution d'un tarif d'achat de l'électricité en 2006, revalorisé de 20 % en moyenne en 2011, et d'un tarif d'achat du biométhane injecté dans le réseau de gaz naturel en 2011).

En juillet 2010, la loi de modernisation de l'agriculture et de la pêche étend l'activité agricole à la méthanisation, à condition qu'au moins 50 % des matières entrant dans le digesteur proviennent de l'exploitation agricole concernée, dans le but de faciliter les initiatives de méthanisation à la ferme. En 2013 émerge la volonté de développer un *modèle français de méthanisation agricole*, avec la parution du Plan énergie méthanisation autonomie azote (EMAA). Ce dernier fixe l'objectif ambitieux de passer de 140 à 1 000 méthaniseurs en 2020, mobilisant 2 G€ pour subventionner leur construction.

En 2014, le projet de loi sur la transition énergétique s'inscrit dans la même démarche ambitieuse de développement : il porte à 1 500 projets de méthaniseurs l'objectif à atteindre dans les trois ans. Il envisage de *faire du biogaz, ressource en énergie produite et consommée localement, un substitut progressif au gaz fossile*.

La priorité est donc donnée au développement de la méthanisation agricole, du fait de ses apports aux différents enjeux environnementaux et économiques actuels, identifiés dans le plan EMAA comme les suivants :

- appui à la gestion de l'azote des exploitations agricoles (la méthanisation conserve l'azote contenu dans les effluents d'élevage et permet sa gestion dans une logique globale au sein des territoires, dans l'objectif de l'utiliser en substitution aux engrais minéraux) ;
- production d'énergie renouvelable à travers la valorisation du biogaz ;
- réduction des émissions de GES, directement, par captage du méthane émis par les effluents d'élevage, et indirectement, par substitution d'énergie et d'engrais d'origine fossile émetteurs de GES ;
- création d'activité économique, par la diversification des revenus liée à la vente d'énergie, et d'emplois directs (exploitation des sites) et indirects (ingénierie, construction...) ;
- création d'opportunités en agronomie, concernant les réflexions et recherche sur de nouvelles pratiques pour optimiser la valorisation agronomique des digestats ;
- renforcement du lien au territoire : création d'une filière locale de valorisation des déchets organique, gain en autonomie énergétique, exemple de collaboration multisectorielle...

² Les différents types de valorisation de l'énergie contenue dans le biogaz de méthanisation, notamment sous forme d'électricité ou de biométhane, sont décrits au § 1.4.3.

Le plan EMAA insiste sur l'opportunité de gestion de l'azote que permet la méthanisation, jusqu'alors plus rarement mise en avant que la production d'énergie renouvelable. Au cours de la digestion anaérobie, une partie de l'azote contenu dans les matières entrantes est minéralisée, ce qui confère au digestat une valeur fertilisante supérieure à ces dernières. L'adaptation des pratiques agricoles à l'utilisation du digestat pourrait ainsi réduire la dépendance aux engrais minéraux. La méthanisation permet par ailleurs une réduction des odeurs pour le digestat, minimisant ainsi les nuisances au voisinage lors de l'épandage notamment. Enfin, dans certaines zones en excédent structurel³, la méthanisation apparaît comme un maillon intéressant pour exporter l'azote en excès vers d'autres territoires.

1.1.2 Evolution du nombre d'unités et perspectives de développement

Courant 2013, le parc d'unités de méthanisation, tous secteurs confondus, a dépassé une puissance électrique installée de 140 MWe pour une production de plus de 1 000 GWh électriques (équivalent la consommation en électricité d'environ 370 000 foyers français) et 674 GWh thermiques (ADEME, 2013b).

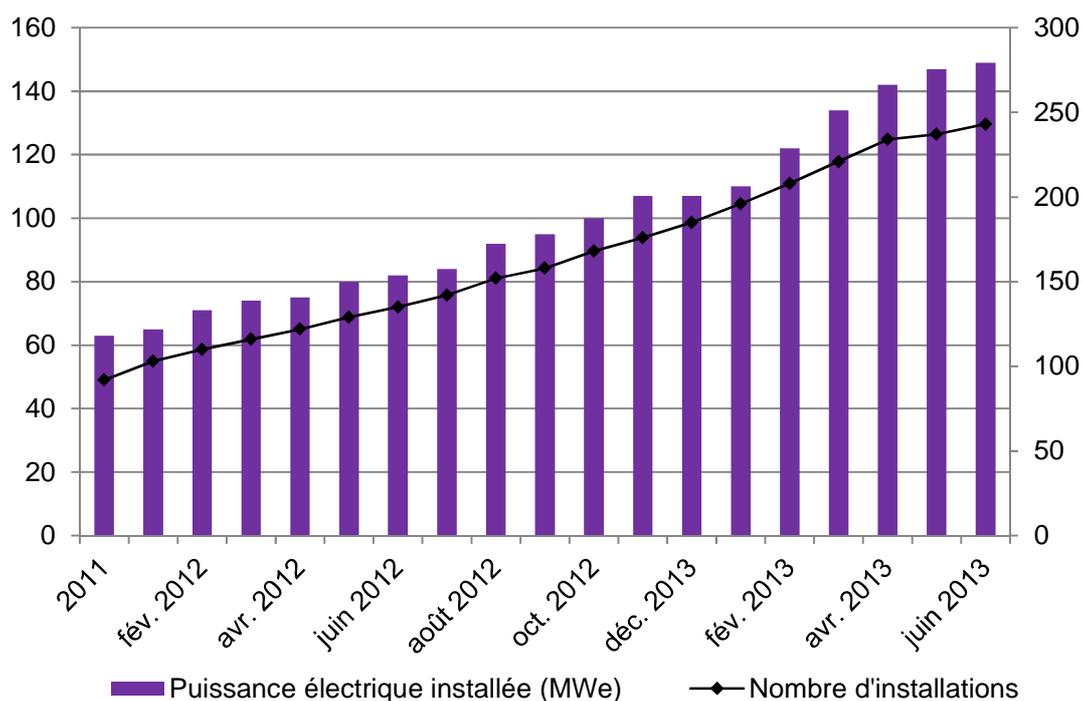


Figure 3 : Evolution mensuelle du nombre et de la puissance électrique installée cumulée des unités de méthanisation, tous types confondus (d'après ADEME, 2013b)

Fin 2013, le nombre d'unités de méthanisation en fonctionnement s'élève à 305 dont 140 à la ferme (cf. § 1.1.2.) et 20 centralisées (ADEME, 2014). Le développement de la filière est soutenu, comme

³ Les zones en excédent structurel (ZES) désignent les cantons où la quantité d'azote total produite par les animaux d'élevage est supérieure à la capacité d'export des plantes. Cette quantité est fixée à 170 kg/(ha.an) par la directive *Nitrates*.

l'illustre la Figure 3, et ce particulièrement dans le secteur agricole où le nombre d'unités a augmenté de 129 % entre 2010 et 2013 (ADEME, 2014).

Les objectifs de développement au niveau national prévoient sur une dizaine d'années la multiplication par quatre de la production d'électricité (objectif de 625 MWe en 2020) et de la production de chaleur (objectif de 555 ktep en 2020) à partir de biogaz (MEDDE, 2011).

1.2 Typologie des installations de méthanisation en France

Etant données les combinaisons possibles entre substrats, procédés, valorisation du biogaz et du digestat, qui seront décrits au § 1.4, il existe une multitude de configurations d'une filière de méthanisation. Néanmoins, selon la taille de l'installation, les matières entrantes et le porteur de projet, une typologie de la méthanisation peut être établie, dont les différents types sont récapitulés au Tableau 1.

a. Méthanisation à la ferme

La méthanisation dite *à la ferme* désigne les installations exploitées par un seul agriculteur, ou par un groupement d'agriculteurs en nombre restreint. Elles traitent des résidus majoritairement agricoles, généralement en provenance de quelques exploitations. Leur puissance électrique moyenne est de 200 kWe. La méthanisation à la ferme connaît une première vague de développement dans les années 70-80, avec la construction d'une centaine d'installations, dont aucune ne subsiste à l'heure actuelle. La filière est relancée au début des années 2000, et suit depuis une dizaine d'année un développement exponentiel.

b. Méthanisation centralisée

La méthanisation centralisée, également appelée collective ou territoriale, regroupe les installations issues d'une volonté commune et de la collaboration de plusieurs partenaires : industriels, profession agricole ou collectivité. Ce secteur regroupe à la fois les projets collectifs agricoles (dont le taux d'effluents agricoles est supérieur à 60%) et les projets de codigestion territoriale davantage orienté vers le traitement de déchets (où les effluents d'élevage ne sont souvent pas une priorité). Une unité de méthanisation centralisée est généralement rattachée à une activité dédiée (exploitation agricole ou industrie) dont elle traite les résidus, et fait appel à de multiples autres substrats codigérés, provenant des différents partenaires du projet. La production énergétique de ces installations est ainsi largement supérieure à celle des unités à la ferme, avec une puissance électrique dépassant les 500 kWe. Le développement de la filière démarre en 2008 avec la concrétisation du premier projet collectif ; il est plus lent que celui de la filière à la ferme, du fait de l'articulation multipartite des projets.

c. Méthanisation industrielle

Les installations de méthanisation industrielle sont rattachées à une unité de production industrielle et traitent majoritairement, voire uniquement, les substrats qui en sont issus. Les secteurs industriels concernés sont principalement l'agroalimentaire (brasserie, abattoir, laiterie...),

la chimie (pharmacie, production de biocarburants...) et la papeterie. Leur production énergétique est variable d'un site industriel à l'autre, leur puissance électrique se situant entre 500 et 1 500 kWe. Avec une première unité en 1978, la filière connaît un développement important et constant entre 1985 et 2000, puis peu d'évolution.

d. Méthanisation en station de traitement des eaux usées STEU

Les installations de méthanisation en station d'épuration des eaux usées (STEU) sont implantées au sein de sites de traitement des eaux usées et sont alimentées par les boues résultant de ce traitement. Elles sont généralement propriété de la collectivité qui détient la compétence de traitement des eaux usées. La puissance électrique de ces installations est de 800 kWe en moyenne. La première installation de méthanisation d'effluents urbains est construite en 1940. Après un développement important entre 1975 et 1985, la filière connaît peu d'évolution jusqu'en 2001, où son développement reprend.

e. Méthanisation des ordures ménagères

Les installations de traitement mécano-biologique (TMB) combinent un tri mécanique et un traitement biologique des ordures ménagères (OM). Ces dernières sont tout d'abord triées de manière à n'envoyer que la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM) en méthanisation ou compostage. Dans le cas où une collecte sélective à la source de la FFOM est mise en place, ce substrat est traité dans des installations qui s'apparentent au type *centralisé*, généralement en mélange avec des déchets verts, déchets de cuisine ou déchets industriels. La méthanisation est mise en œuvre sur un site de traitement des OM pour la première fois en 1988 ; à l'heure actuelle, dix installations de ce type sont en fonctionnement, portée par les collectivités ou entités chargées du traitement des déchets ménagers. Leur puissance électrique est supérieure à 1 MWe.

f. Biogaz de décharge

Le biogaz produit en installation de stockage des déchets non dangereux (ISDND) par la dégradation de la matière organique dans les casiers de stockage peut être capté et valorisé sous forme d'électricité (la chaleur produite conjointement n'est pas valorisée faute de débouchés). Étant donné que la mise en décharge de déchets organiques est réalisée avant tout dans un objectif d'élimination et non de production contrôlée de biogaz, et qu'elle devrait, à terme, disparaître, les enjeux de cette filière ne sont pas étudiés dans ce document.

Tableau 1 : Les différents types de méthanisation en France

	Méthanisation à la ferme	Méthanisation centralisée	Méthanisation industrielle	Méthanisation en STEU	Méthanisation des OM	ISDND
Porteur de projet	Agriculteur isolé	Multiple (groupement d'agriculteurs, industriel, collectivité...)	Industriel	Collectivité (ou entité compétente pour le traitement des eaux urbaines)	Collectivité (ou entité compétente pour le traitement des déchets ménagers)	Collectivité (ou entité compétente pour le traitement des déchets ménagers)
Intrant majoritaire	Résidus agricoles (effluents d'élevage, résidus de culture)	Selon les partenaires du projet	Déchets organiques et effluents issus de l'industrie concernée	Boues d'épuration des eaux usées	OM ou FFOM	Déchets non dangereux
Puissance électrique (ordre de grandeur) (ADEME, 2013b ; ATEE, 2011)	< 500 kWe (200 kWe en moyenne)	> 500 kWe (1,3 MWe en moyenne)	De 500 kWe à 1,5 MWe	800 kWe en moyenne	> 1 MWe (1,8 MWe en moyenne)	1,2 MWe en moyenne
Nombre d'unités en fonctionnement* en 2012	90	14	80	60	10	90
Nombre d'unités en projet** au 01/07/2013	140	27	6	15	5	49

* Source : Base de données SINOE® de l'ADEME.

** Données issues du bilan réalisé par l'ADEME des projets valorisant le biogaz par cogénération sous identification ADEME sur la période allant du 19 mai 2011 au 1^{er} juillet 2013 (ADEME 2013b). Ces chiffres ne prennent donc pas en compte les installations valorisant le biogaz par combustion en chaudière à gaz ou par injection dans le réseau de gaz naturel.

1.3 Description des processus

La dégradation de la matière organique, que constitue le processus de digestion anaérobie, est réalisée par un consortium de micro-organismes fonctionnant en anaérobiose. Les produits de cette dégradation sont d'une part un mélange gazeux constitué principalement de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2), appelé *biogaz*, d'autre part un résidu, de consistance solide à liquide, composé d'éléments organiques non dégradés tels que la lignine, de minéraux et d'eau, appelé *digestat*.

Ce phénomène naturel est mis en évidence en 1776 par Volta qui montre la production d'un gaz combustible dans les marais. La méthanisation a lieu dans tous les milieux offrant de la matière organique en l'absence d'oxygène et dont les conditions physico-chimiques sont compatibles avec celles du vivant, tels que le système digestif de certains animaux, les rizières, le fond des lacs, etc. (Moletta et coll., 2008). En France, la méthanisation est mise en œuvre en tant que procédé de traitement des déchets pour la première fois dans les années 40. Maîtrisée au sein d'un digesteur anaérobie, elle s'applique alors aux déchets agricoles, afin de produire de l'énergie (via le méthane) à partir de fumier (Moletta et coll., 2008).

La dégradation anaérobie est un enchaînement réactionnel complexe, classiquement décomposé en quatre étapes, au cours desquelles interviennent successivement des populations microbiennes spécifiques, comme présenté à la Figure 4.

- Hydrolyse

Pouvant également se dérouler en conditions aérobies, cette première étape consiste en la transformation de la matière organique complexe en composés solubles. Cette étape est réalisée par des bactéries fermentatives grâce à des enzymes extracellulaires. Les polysaccharides (cellulose, hémicellulose) sont convertis en sucres simples (glucose, galactose), les protéines en acides aminés et les lipides en acides gras et glycérol. Cette phase de préparation du substrat est considérée comme l'étape cinétiquement limitante du processus de méthanisation pour les substrats complexes.

- Acidogénèse

L'acidogénèse est la réaction biologique anaérobie qui produit des acides gras, notamment du formate (HCOOH) et de l'acétate (CH_3COOH) ainsi que d'autres acides gras volatils. La flore acidogène est responsable des deux premières étapes (hydrolyse et acidogénèse). Les bactéries qui la constituent sont pour la plupart anaérobies facultatives.

- Acétogénèse

Les acides gras formés au cours de l'acidogénèse ou ceux provenant de l'hydrolyse des lipides sont métabolisés par un autre groupe bactérien, les bactéries acétogènes, essentiellement par oxydation anaérobie. Les produits en sont l'acétate, l'hydrogène et le CO_2 .

- Méthanogénèse

Les organismes méthanogènes font partie d'un règne spécifique, les archées, qui opèrent en conditions d'anaérobiose stricte. Les principaux substrats des méthanogènes sont l'acétate et l'acide carbonique (H_2CO_3). Ces deux substrats définissent deux voies distinctes de production du méthane :

- acétoclaste : $\text{CH}_3\text{COOH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{H}_2\text{CO}_3$
- hydrogéntrophe (réduction du CO_2 par l'hydrogène) : $4\text{H}_2 + \text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$.

Les archées méthanogènes étant particulièrement sensibles aux conditions du milieu (excès d'ammoniac (NH_3), taux d' O_2 , etc.), cette étape peut être limitante selon le milieu.

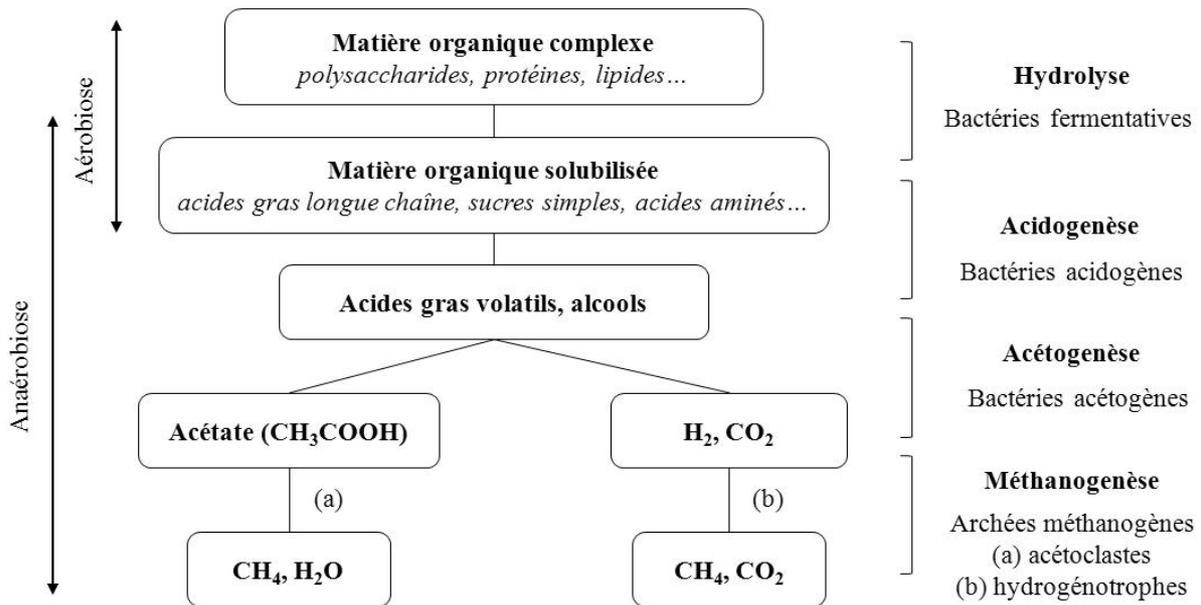


Figure 4 : Principales étapes de la digestion anaérobie (d'après Moletta et coll., 2008)

1.4 Procédés de mise en œuvre

La Figure 5 propose une vue d'ensemble des principales étapes d'une filière de méthanisation. Après un éventuel prétraitement, les substrats sont introduits dans une cuve, appelée digesteur, chauffée et brassée en l'absence d'oxygène et de lumière, au sein de laquelle se produisent les réactions de dégradation. Selon la valorisation envisagée, le biogaz subit différents traitements et conversions énergétiques pour produire de l'électricité, de la chaleur, ou du biométhane (cf. § 1.4.3). Le digestat peut quant à lui être épandu brut, ou subir un post-traitement afin d'être reconnu comme produit fertilisant ou amendement (cf. § 1.4.4).

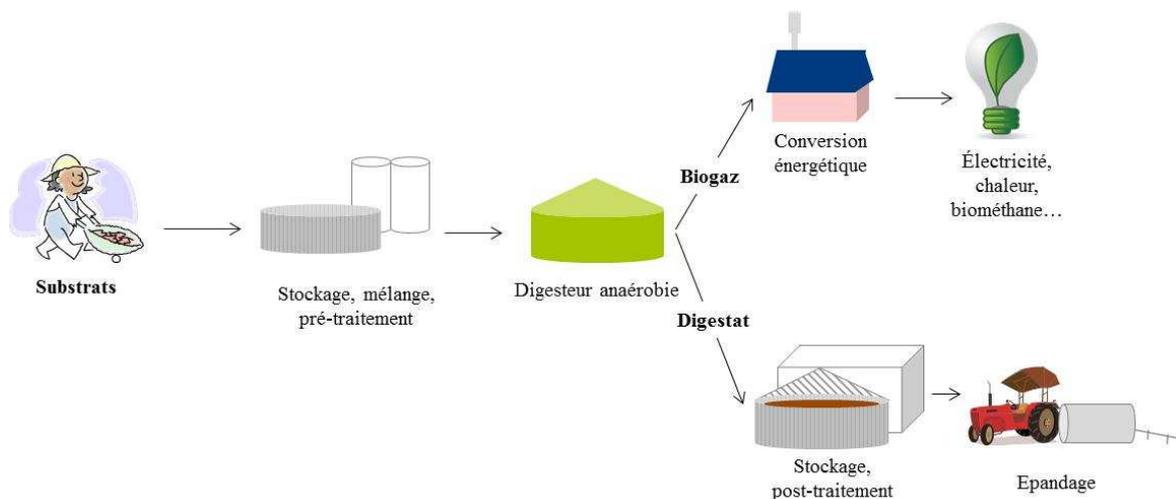


Figure 5 : Schéma général d'une filière de méthanisation

1.4.1 Diversité des substrats méthanisables

A l'exception des matériaux très ligneux, réfractaires à la digestion anaérobie, la méthanisation peut s'appliquer à tous types de matière organique, appelés *substrats* méthanisables. Si, dans certains pays, il est courant d'alimenter les méthaniseurs avec des substrats dédiés, tels que les cultures énergétiques, en France, les substrats considérés se résument en principe aux déchets ou résidus organiques ne présentant pas de meilleurs débouchés :

- les effluents d'élevage (fumiers et lisiers) ;
- les résidus de cultures et les cultures intermédiaires à vocation énergétique (CIVE⁴) ;
- les déchets de l'industrie agro-alimentaire : fruits et légumes, déchets d'abattoirs, déchets d'industries laitières, graisses, etc. ;
- les boues industrielles d'industries non alimentaires (pharmaceutique, papetière, etc.) ;
- les déchets de restauration ;
- la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM) ;
- certains déchets verts (déchets d'entretien d'espaces verts et déchets de tontes) qui ne sont pas trop ligneux ;
- les déchets organiques de la grande distribution ;
- les boues d'épuration d'eaux usées urbaines.

Dans le cadre du procédé de méthanisation, chaque substrat est caractérisé par son potentiel méthanogène (BMP pour *biochemical methane potential*), qui correspond à la quantité maximale de méthane pouvant être produite par unité de substrat lors de sa dégradation biologique anaérobie.

⁴ Une CIVE est une culture implantée et récoltée entre deux cultures principales dans une rotation culturale.

Ce potentiel méthanogène, exprimé par rapport à la matière organique⁵ (MO) contenue dans le substrat, varie fortement d'un type de substrat à l'autre, comme l'illustre la Figure 6 a.

Le potentiel méthanogène dépend de deux facteurs : la composition biochimique de la matière organique du substrat et la biodégradabilité de cette matière organique. En termes de composition, plus un substrat est riche en lipides, plus son potentiel méthanogène est élevé. En effet, le potentiel méthanogène théorique des lipides est de l'ordre de 1 000 Nm³ CH₄/t MO du fait des fortes teneurs en carbone de ces composés, alors qu'il est de l'ordre de 370 et 500 Nm³ CH₄/t MO pour les sucres et les protéines, respectivement. A cette notion de composition s'ajoute la notion de biodégradabilité de la matière organique. En effet, la structure physique de la matière organique et sa complexité biochimique peuvent limiter son accessibilité aux micro-organismes et donc sa biodégradabilité. Ainsi, les substrats lipidiques et très biodégradables tels que les graisses de flottation⁶ ont des potentiels méthanogènes élevés de l'ordre de 800 à 1 000 Nm³ CH₄/t MO alors que les substrats composés principalement de polysaccharides et peu biodégradables tels que les lisiers et boues ont des potentiels plus faibles de l'ordre de 200 à 300 Nm³ CH₄/t MO.

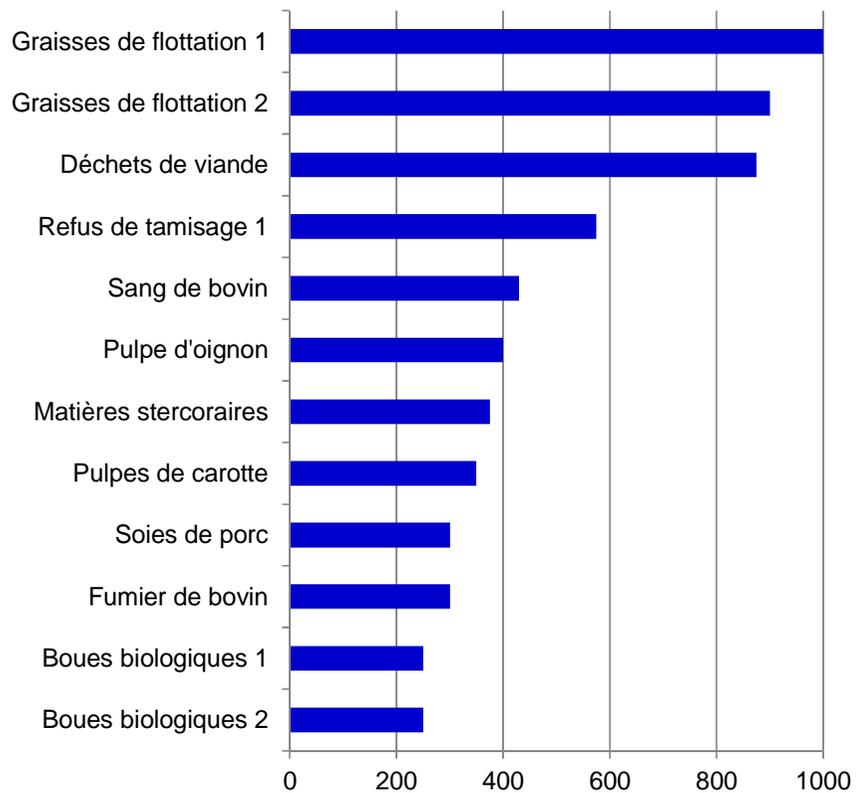
Enfin, au-delà des caractéristiques de la matière organique, la teneur en matière organique du substrat (ou, inversement, la dilution de cette matière organique par l'eau) est également un facteur important à prendre en compte, car la quantité d'eau peut fortement influencer la taille des ouvrages. Le potentiel méthanogène peut alors être exprimé par rapport à la matière brute (MB) afin de prendre en compte ce facteur de dilution (cf. Figure 6 b).

Ainsi, les graisses de flottation, dont le BMP est de 350 à 500 Nm³ CH₄/t MB, représentent une production potentielle de méthane par unité de volume importante. Toutefois, le processus de dégradation anaérobie est très difficile en présence de ces seules graisses de flottation car les nutriments de base nécessaires au fonctionnement des micro-organismes sont souvent insuffisants et les intermédiaires de réaction peuvent conduire à des inhibitions. Ainsi, malgré un BMP relativement faible (environ 200 Nm³ CH₄/t MO et 70 Nm³ CH₄/t MB), les effluents d'élevage constituent un substrat intéressant du fait de leur teneur en nutriments essentiels et leur fort pouvoir tampon. Le mélange de substrats au sein du digesteur, appelé *codigestion*, permet donc d'optimiser le bon fonctionnement et la production énergétique.

⁵ La matière organique désigne les matières d'origine végétale ou animale contenant des combinaisons de carbone, d'hydrogène, d'azote et d'oxygène. Elle est calculée comme la différence entre les matières sèches (MS) d'un échantillon, obtenues par séchage à 105 °C, et ses matières minérales, obtenues par calcination des MS à 550 °C. Elle peut être exprimée en g/kg ou en % de MS.

⁶ Les graisses de flottation résultent du prétraitement par flottation, c'est-à-dire séparation des composés non solubles dans l'eau, d'eaux usées urbaines ou agro-industrielles (abattoirs, industries de transformation de la viande, etc.).

a. BMP exprimé par rapport à la matière organique



b. BMP exprimé par rapport à la matière brute

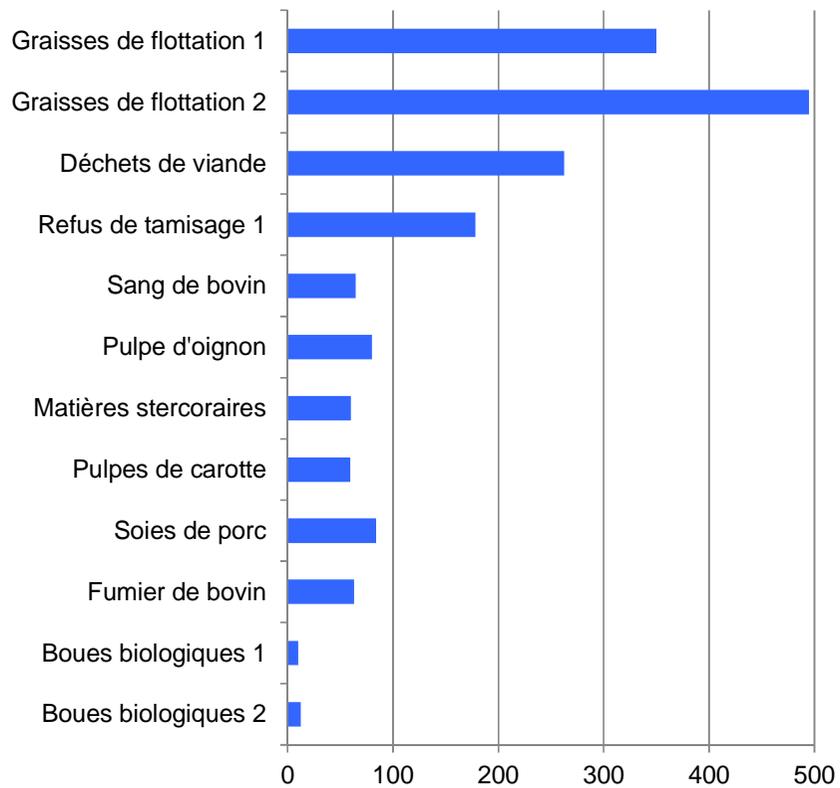


Figure 6 : Potentiel méthanogène de différents substrats (d'après Girault, 2011)

1.4.2 Procédés de digesteurs

L'élément central d'une installation de méthanisation est le digesteur, également appelé bioréacteur anaérobie ou méthaniseur. Cette cuve fermée et étanche, au sein de laquelle ont lieu les réactions de dégradation de la matière organique, est isolée thermiquement et équipée de dispositifs d'agitation et de suivi. Le temps de séjour des substrats au sein du digesteur varie en moyenne de 20 à 60 jours selon les substrats et les procédés de mise en œuvre. La description des principaux procédés de digesteurs s'appuie sur l'état des lieux réalisé par l'Association technique énergie et environnement (ATEE, 2011).

Le taux d'humidité des substrats entrant dans le méthaniseur conditionne le mode d'homogénéisation et de mélange à mettre en œuvre et permet de distinguer la méthanisation par voie sèche lorsque le taux de matière sèche (MS) en entrée est compris entre 15 et 40 % de celle par voie humide lorsqu'il est inférieur à 15 %. Dans le premier cas, une recirculation des lixiviats⁷ générés permet généralement de maintenir l'humidité dans le digesteur. En voie humide, le plus souvent aucune recirculation n'est effectuée, sauf dans le cas d'intrants trop secs, auquel cas la phase liquide du digestat peut être réinjectée.

Le digesteur est alimenté en continu, semi-continu ou discontinu, et peut fonctionner selon trois plages de température distinctes, impliquant chacune des micro-organismes méthanogènes spécifiques :

- psychrophile (15-20°C) : requérant un apport énergétique minime, elle présente des cinétiques de dégradation très lentes et un rendement plutôt faible, c'est pourquoi le procédé est rarement utilisé sauf dans un contexte spécifique ;
- mésophile (35-40°C) : stable, satisfaisante en termes de rendement et nécessitant un apport énergétique modéré, c'est la solution la plus couramment retenue en France ;
- thermophile (55-60°C) : plus rapide, permettant une meilleure hygiénisation des substrats, le procédé est toutefois moins stable et consomme une plus grande part de l'énergie produite ; ce procédé reste rare mais commence à se développer, notamment pour les installations de très grande puissance.

Les principales technologies de digesteur sont :

- le système à culture libre ou infiniment mélangé : il s'agit de la technologie la plus ancienne et la plus répandue actuellement en France (BELINE, 2013). Le contenu du digesteur est maintenu homogène par brassage mécanique régulier ou par recirculation du biogaz ou du liquide. Cette technologie est particulièrement bien adaptée aux substrats complexes et hétérogènes et donc à la codigestion ;
- le système *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB), également appelé à lit de boues, consiste à faire passer l'effluent à traiter à travers un lit de boues, au-dessus duquel se

⁷ Lixiviat : liquide résiduel issu de la percolation de l'eau à travers un matériau.

forme une séparation entre les boues et le liquide. Dans cette technologie, les micro-organismes forment des floccs et la décantation a lieu au sein du digesteur. La fermentation est alors beaucoup plus rapide qu'au sein d'un digesteur infiniment mélangé, la production de biogaz est supérieure et ce dernier est plus riche en méthane. Cette technologie est adaptée aux effluents rapidement biodégradables et contenant peu de matières particulaires ;

- le système à lit fixé, où le digesteur contient un support statique inerte, minéral ou synthétique, sur lequel viennent se fixer les bactéries. Cette technologie est adaptée aux effluents contenant peu de matières particulaires ;
- le système à lit fluidisé, au sein duquel les bactéries sont fixées sur un support mobile constitué de particules granulaires fines et poreuses, tel que le sable, maintenues en expansion et contrôlées par le flux ascendant rapide et régulier de l'effluent. Comme la technologie à lit fixé, cette technologie est adaptée aux effluents contenant peu de matières particulaires.

1.4.3 Valorisation du biogaz

Le biogaz de méthanisation est constitué principalement de CH₄ (55 à 65 %), qui constitue une source d'énergie, et de CO₂ (35 à 45 %). Il peut être valorisé sous différentes formes, selon les infrastructures de distribution et les débouchés locaux :

- dans une chaudière à gaz, produisant de la chaleur devant être consommée à proximité du site ;
- par un moteur à cogénération produisant conjointement de l'électricité et de la chaleur ;
- par injection dans le réseau de gaz naturel ;
- en tant que gaz naturel pour véhicules (GNV).

Depuis 2013, un arrêté permet également de valoriser le biogaz produit à la fois par injection et par cogénération⁸.

Quel que soit le type de valorisation retenu, la présence de composés indésirables (H₂O, H₂S, siloxanes) dans le biogaz doit tout d'abord être réduite au minimum au moyen de traitements adaptés, car ces composés entraînent la corrosion des appareils de valorisation, notamment moteurs de cogénération ou chaudières. Les deux dernières filières de valorisation précédemment citées nécessitent quant à elles un traitement préalable poussé du biogaz, appelé *épuration*, qui en élimine également le CO₂ afin d'obtenir un gaz dont la teneur en CH₄ est supérieure à 97 %, comparable au gaz naturel : le biométhane.

⁸ L'arrêté du 27 février 2013 instaure les tarifs applicables aux installations de valorisation mixte du biogaz par injection de biométhane dans les réseaux de gaz naturel et production d'électricité.

La valorisation du biogaz à travers un moteur à cogénération est actuellement la plus courante en France, du fait notamment de la révision du tarif d'achat de l'électricité qui en est issue (cf. § 1.1.1). Suite à la récente autorisation d'injecter le biométhane dans le réseau de gaz naturel (cf. § 1.1.1), les projets d'installations proposant cette filière de valorisation se multiplient, avec la mise en service en septembre 2013 de la première d'entre elles en Ile-de-France. Le GNV n'est actuellement proposé aux particuliers que dans une cinquantaine de stations-service, mais l'acquisition de flottes captives de bus adaptés au GNV commence à se développer dans les grandes villes (Lille, Strasbourg, Bordeaux...).

1.4.4 Valorisation du digestat

A l'issue du processus de méthanisation, les matières organiques résiduelles, les minéraux dissous et l'eau constituent le digestat. Le procédé de méthanisation est conservatif pour les éléments n'entrant pas dans la composition du biogaz, ainsi les teneurs en éléments fertilisants (principalement azote, phosphore et potassium) sont-elles identiques en entrée et en sortie du digesteur. Néanmoins, leur forme chimique est susceptible de changer, ce qui est le cas en particulier de l'azote, dont le taux de minéralisation au cours de la digestion est en moyenne de 40 %⁹ ; l'azote contenu dans le digestat se retrouve ainsi en partie sous forme ammoniacale.

Le digestat peut être simplement stocké, ou bien peut subir une étape de séparation de ses phases solide et liquide, puis éventuellement un post-traitement avant de retourner au sol. Après séparation de phase, l'azote ammoniacal se trouve majoritairement dans la phase liquide, et le phosphore dans la phase solide (qui est composée essentiellement de matière organique).

Ne disposant pas à l'heure actuelle de statut réglementaire, le digestat est considéré comme un déchet, donc soumis à plan d'épandage¹⁰. Pour s'affranchir de cette contrainte, il doit obtenir le statut de produit, soit après une phase de compostage (à la sortie duquel il doit être conforme à des normes spécifiques), soit par l'obtention d'une homologation auprès des services sanitaires.

Les digestats du secteur agricole, des industries agro-alimentaires (IAA) et des stations d'épuration des eaux usées sont majoritairement épandus sur les surfaces agricoles selon un plan d'épandage régi par les prescriptions locales.

Le statut réglementaire des digestats est en phase d'être redéfini, ce qui permettrait à terme leur mise sur le marché. L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) a remis les premiers avis positifs en décembre 2013 concernant trois demandes d'homologation de matières fertilisantes déposées par une unité de méthanisation dans les Côtes d'Armor (22).

⁹ Le taux de minéralisation de l'azote est sujet à de fortes disparités liées à la nature des intrants : plus la part d'effluents d'élevage et de boues est élevée, plus le taux de minéralisation est faible (ADEME 2014).

¹⁰ Plan d'épandage : document de synthèse qui définit, en fonction de leur aptitude à l'épandage, les îlots cultureux qui pourront faire l'objet d'épandage d'effluents organiques dans des conditions environnementales satisfaisantes.

La mise en œuvre d'un post-traitement du digestat présente des avantages, parmi lesquels (d'après Bakx et coll., 2009) :

- la réduction des coûts de stockage et d'épandage par la réduction du volume ;
- la réduction des coûts de transport (dans le cas où le digestat est exporté) par la réduction du contenu en eau ;
- l'élimination des nutriments pour permettre l'épandage du digestat à proximité de l'installation ;
- l'amélioration de la qualité fertilisante du produit pour le rendre équivalent aux engrais chimiques du commerce.

Les différentes méthodes de post-traitement des digestats sont présentées par la Figure 7. Elles impliquent un procédé biologique, chimique, physique ou une combinaison de ces derniers. Une séparation mécanique des phases solide et liquide, réalisée au moyen d'une centrifugeuse ou d'une presse à vis, précèdent généralement ces types de post-traitement.

La description des différents post-traitements s'appuie sur le rapport de synthèse réalisé par Bakx et coll. en 2009.

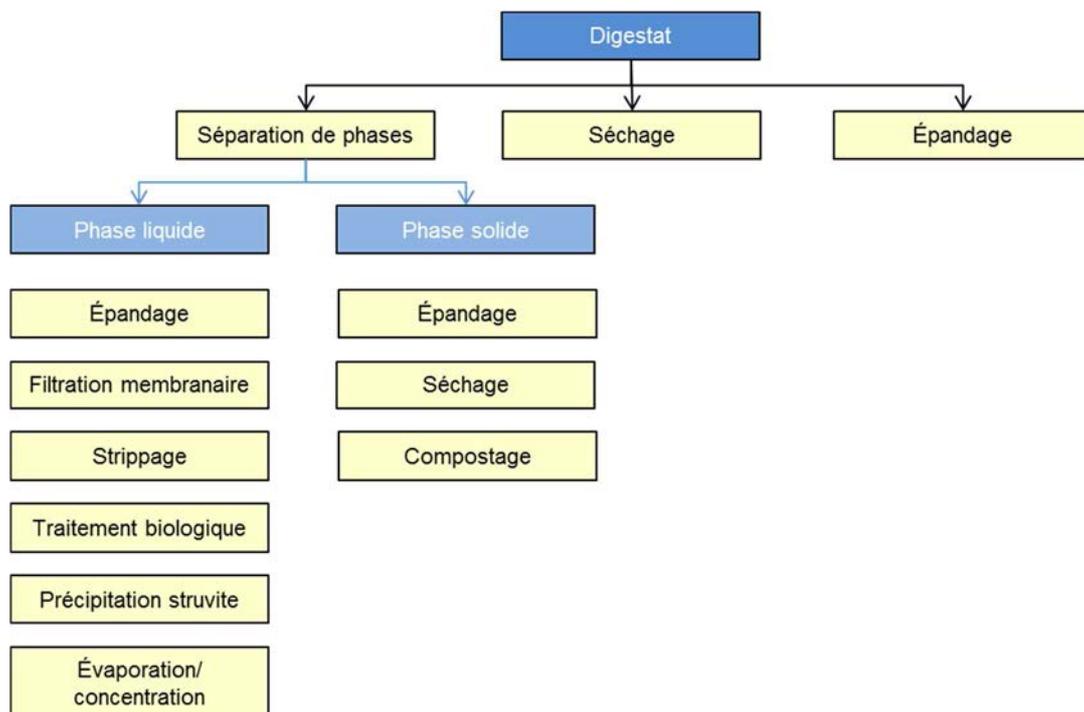


Figure 7 : Les principaux traitements du digestat (d'après Bakx et coll., 2009)

1. Filtration membranaire par ultrafiltration ou osmose inverse

Initialement développé dans les secteurs du traitement des eaux usées et des lisiers, la filtration membranaire permet, après séparation entre une phase solide et liquide, une concentration supplémentaire de la phase liquide entre une phase contenant toute matière en suspension et des composants fertilisants concentrés et une phase contenant seulement de l'eau. La limite de

séparation des composants dépend de la taille des pores des membranes utilisées ; seule l'osmose inverse permet d'effectuer une séparation entre l'eau et les ions dissous, comme l'ammonium et d'autres composants fertilisants dissous.

Une première étape de centrifugation du digestat brut est nécessaire, de laquelle résulte une phase solide, riche en phosphore, destinée à l'épandage et une phase liquide, riche en azote, traitée par ultrafiltration. La valeur fertilisante du concentré issu de l'ultrafiltration étant limitée, ce dernier est destiné à l'épandage, tandis que le filtrat subit une seconde concentration par osmose inverse. Le concentré issu de l'osmose inverse contient quant à lui environ 70 % des quantités d'origine d'ammonium et de potassium dans seulement 20 % du volume, et constitue ainsi un substitut de qualité aux engrais minéraux, pouvant être exporté. L'effluent sortant de l'osmose inverse est presque pur ; il peut être utilisé comme eau de *process* ou à des fins d'irrigation.

Cette technologie de traitement présente l'avantage de réduire de moitié les quantités à stocker et transporter et de produire un concentré de fertilisants substituables aux engrais minéraux facilement exportable. Les coûts d'investissement, de fonctionnement et d'entretien sont toutefois élevés.

a. Stripping d'ammoniac

Le stripping est une technique courante de traitement des lisiers. Il s'applique après séparation de phases, sur la phase liquide du digestat, dans le but d'en éliminer l'ammonium. Le stripping consiste à évacuer les composants volatils d'une solution à l'aide de gaz : par la diminution de la pression partielle, le composant volatil migre dans la phase gazeuse, diminuant ainsi sa concentration dans la solution. Deux principaux types de stripping se distinguent : le stripping à l'air ou à la vapeur à contre-courant avec le produit. S'il est bien dimensionné, le procédé permet d'éliminer plus de 90 % de l'ammonium. En revanche, l'azote organique et les nitrites et nitrates sont conservés.

Dans le cas d'un stripping avec lavage acide, l'ammonium est transféré de la phase liquide vers une solution de sulfate d'ammonium. Cette solution contient environ 65 % de l'azote d'origine dans 5 % du volume, qui peut être utilisé en substitution aux engrais minéraux.

Le digestat ayant subi un stripping de l'ammonium est épandu compte tenu des limites de phosphore et potassium.

L'avantage du stripping est qu'il permet d'éliminer une quantité modulable d'ammonium, en produisant éventuellement un fertilisant substituable aux engrais. Ses inconvénients sont les consommations énergétiques importantes, les émissions de protoxyde d'azote (N₂O) qu'il génère et le fait qu'il n'élimine que l'ammonium.

b. Traitement biologique

Le traitement biologique, très répandu dans le traitement des lisiers ou des eaux usées, est un procédé d'élimination de l'azote et de réduction partielle de la charge organique. Il met généralement en œuvre les processus de nitrification/dénitrification. Dans un réacteur à boues activées, des phases aérobies et anoxiques sont créées afin de réaliser respectivement la nitrification, donc la transformation de l'ammonium en nitrate à l'aide d'une biomasse utilisant l'oxygène pour

la respiration (l'oxydation), et la dénitrification, où le nitrate produit est réduit (sous consommation de substance organique biodégradable) en diazote (N_2) gazeux rejeté à l'atmosphère.

La nitrification/dénitrification peut être conduite sur du digestat brut ou, préférentiellement, sur du digestat ayant subi une séparation de phases visant à s'affranchir de la fraction particulaire. L'élimination de l'azote par transformation en N_2 est comprise entre 48 et 91 %. L'effluent et les boues de décantation issues du procédé sont destinés à l'épandage.

Les inconvénients du traitement biologiques résident dans sa consommation énergétique assez importante et les émissions atmosphériques de NH_3 et N_2O qu'il génère.

c. Précipitation de struvite

Ce procédé, applicable à la phase liquide d'un digestat, est réalisé dans un réacteur dans lequel sont créées des conditions permettant la coprécipitation de l'ammonium et du phosphate et la formation de struvite ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$), équivalente à un engrais minéral. Afin d'atteindre une précipitation plus efficace, un prétraitement permettant d'éliminer une partie de la matière organique est requis. Le produit précipité final est séparé de la phase liquide par décantation ou filtration. Appliqué à des lisiers, ce procédé permet d'éliminer environ 90% du phosphore (P) et une petite partie de l'azote (N) contenus dans la fraction liquide.

Le produit solide minéral obtenu, la struvite, a la particularité de contenir de l'azote et du phosphore qui ne sont pas directement disponibles, et peut donc être utilisé comme fertilisant à effet retardé. La fraction liquide quant à elle contient peu de P, mais une grande partie du N et la quasi-totalité du potassium (K) initial ; ce dernier est donc retenu pour définir ses contraintes d'épandage.

d. Evaporation/condensation

La technique d'évaporation, applicable à la phase liquide du digestat après séparation de phases par presse à vis, permet une évacuation de l'eau propre et ainsi une concentration de la solution restante. Utilisée à l'origine pour le traitement des lisiers, l'évaporation est provoquée à une température élevée (entre 55 et 65 °C) sous un vide relatif de 200 mbar. Afin d'éviter la volatilisation de l'azote ammoniacal, le pH doit être abaissé par l'addition d'acide.

L'eau résultant de l'évaporation ne contient presque plus d'azote ni de phosphore, mais sa charge organique reste élevée ; elle peut donc être épandue ou subir un traitement biologique. Le produit évaporé contient quant à lui tous les fertilisants d'origine (NPK) sous forme concentrée.

Ce procédé de traitement consomme beaucoup de chaleur, qui peut être fournie par l'unité de méthanisation.

e. Séchage thermique

Le séchage thermique est un traitement utilisé pour évacuer de l'eau résiduelle qui se trouve dans la fraction solide du digestat après une séparation mécanique de phases, dont la consommation en énergie thermique diminue quand la teneur en matière sèche du produit à traiter augmente. Un tel séchage constitue un débouché intéressant d'utilisation de la chaleur produite par conversion du

biogaz en cogénération, mais les quantités importantes qu'il requiert le destinent prioritairement aux installations centralisées.

La fraction séchée du digestat, facilement exportable, peut être utilisée comme amendement ou comme litière, ou encore pressé en pellets pour servir de combustible. L'air sortant du procédé, contenant des quantités élevées d'ammoniac, est généralement traité par lavage acide (comme pour le procédé de strippage avec lavage acide, cf. § a) dont la solution de sulfate d'ammonium résultante peut être utilisée en substitution aux engrais chimiques.

f. Compostage

Le compostage est un procédé de transformation biologique qui a pour but la stabilisation aérobie de la fraction solide du digestat, obtenue après une séparation mécanique des phases liquide et solide d'un le cas d'un digestat très humide. En présence d'oxygène, la matière organique est transformée en composants humiques, tout en rejetant de la chaleur, de l'eau, du CO₂ et des composés tels que NH₃ et N₂O. Grâce à l'évaporation de l'eau et l'élimination de 30 à 50 % de la matière organique, le taux de matière sèche augmente et le volume diminue (de moitié environ). Il est généralement nécessaire d'ajouter du matériel structurant au digestat solide, comme par exemple des déchets verts, pour améliorer la porosité et donc le transport de l'air à travers le tas de compost afin de maintenir les conditions anaérobies nécessaires.

Le compost issu du procédé est un produit facilement exportable, utilisable comme amendement, qui ne contient presque plus d'azote minéral.

1.5 Le modèle centralisé : entre intérêt économique, complexité territoriale et enjeux environnementaux

Dans le cadre du dispositif de soutien de la méthanisation, la priorité est donnée aux installations de type centralisé agricole. Ces installations présentent en effet un certain nombre d'avantages d'ordre énergétique, logistique et économique par rapport aux installations individuelles :

- réunissant plusieurs partenaires, le modèle centralisé permet de mutualiser les risques ;
- par économie d'échelle, le taux de rentabilité interne des projets est supérieur (ADEME, 2014), même s'ils restent dépendants des subventions ;
- la mobilisation de substrats variés et complémentaires pour optimiser les performances énergétiques de l'installation est facilitée ;
- la gestion de l'azote peut être réfléchi à une échelle plus globale, avec l'investissement dans un procédé de post-traitement du digestat ;
- la mobilisation de producteurs de déchets, consommateurs d'énergie et consommateurs de fertilisants autour d'un projet commun crée une dynamique territoriale.

C'est pourquoi le plan EMAA envisage le modèle français de la méthanisation agricole comme correspondant aux installations agricoles collectives de taille intermédiaire, c'est-à-dire dont la puissance installée est d'environ 500 à 1 000 kWe. De plus, en juillet 2014, dans le cadre des

discussions parlementaires concernant le projet de loi d'avenir agricole, l'octroi de subventions en priorité aux méthaniseurs collectifs est pressenti. Le caractère collectif des projets est alors perçu comme un partage des risques et investissements entre associés, favorisant leur pérennité dans le temps et renforçant le lien social au sein des territoires.

Toutefois, si le nombre de projets est en augmentation constante (cf. Figure 8), le développement de la filière centralisée est plus lent que celui des unités à la ferme. Pour cause, la nécessaire collaboration des acteurs en lien avec les enjeux du territoire rend complexe la structuration de telles unités, et les outils d'aide à leur planification restent rares.

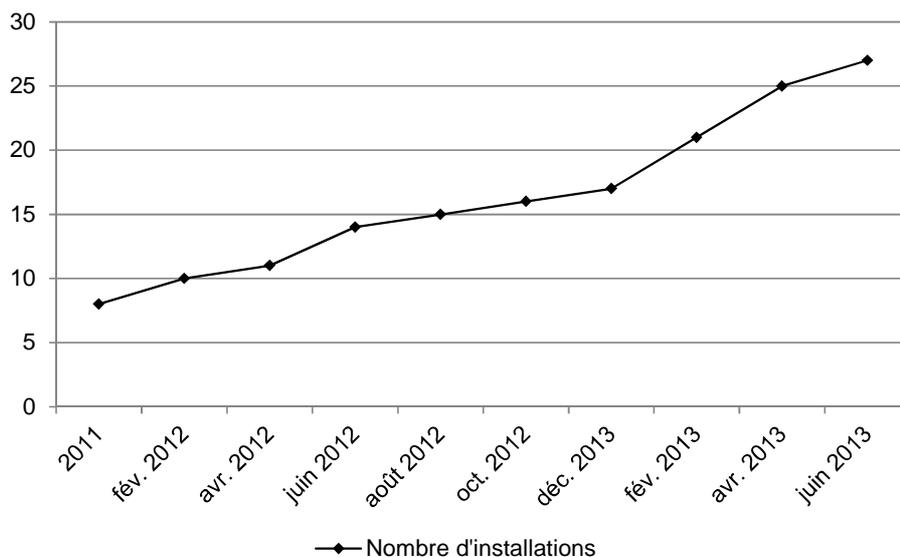


Figure 8 : Evolution mensuelle du nombre d'unités de méthanisation de type centralisé (d'après ADEME, 2013b)

D'autre part, si le développement de la filière est encouragé en raison de ces potentiels apports énergétiques et environnementaux, la méthanisation peut également être source d'impacts préjudiciables, qu'il convient de quantifier.

Que les déchets soient considérés comme une nuisance à traiter ou comme une ressource à valoriser, leur gestion sur un territoire génère inévitablement des impacts sur l'environnement, à l'échelle locale mais aussi globale, du fait que les opérations de collecte, traitement, élimination finale sont consommatrices de ressources naturelles et émettrices de substances polluantes. De même, la production d'une énergie renouvelable peut avoir des effets induits, notamment parce qu'elle affecte l'occupation des sols et provoque des rejets à l'atmosphère, qui peuvent dans certains cas contrebalancer les bénéfices en termes d'émissions de gaz à effet de serre ou d'économie des ressources (Blengini et coll., 2011 ; Börjesson et Berglund, 2007a). Enfin, le changement de forme de certaines substances lors de la digestion anaérobie peut entraîner des émissions à l'environnement lors de l'épandage du digestat.

Dans le cas d'un projet de méthanisation, les enjeux environnementaux qui sont communément soulevés se situent au niveau :

- des ressources fossiles qui sont remplacées par la biomasse ;
- des émissions de GES évitées mais dont le bilan peut être altéré à cause des fuites de biogaz au niveau du digesteur et de protoxyde d'azote N₂O lors du stockage, du traitement et de l'épandage du digestat ;
- de l'éventuelle substitution aux engrais minéraux du digestat, qui, du fait de la minéralisation partielle des nutriments lors du processus de dégradation anaérobie, possède une bonne valeur fertilisante mais risque aussi de contribuer aux phénomènes d'acidification et d'eutrophisation des milieux par l'émission de substances azotées.

Pour établir le bilan environnemental d'une unité de méthanisation sur un territoire, il apparaît donc nécessaire de quantifier les impacts potentiels qui lui sont imputables sur l'ensemble de ces aspects et ce sur l'ensemble des étapes de la filière.

Dans ce cadre, une synthèse bibliographique a été réalisée en 2012 dans l'objectif de recenser les méthodologies mises en œuvre pour évaluer les performances environnementales de systèmes de méthanisation et d'identifier les spécificités et paramètres discriminants de leur application à cet objet d'étude. Les publications scientifiques traitant de ce sujet ont été sélectionnées parmi les résultats renvoyés par le moteur de recherche *Web of Knowledge* pour les combinaisons des mots-clés suivants : *biogas, anaerobic digestion, digestate* et *environmental impact, environmental assessment*. L'ACV, qui a été identifiée comme le principal outil d'évaluation environnementale des systèmes de méthanisation, est présentée dans la partie suivante. Par la suite, les résultats plus spécifiques de cette synthèse bibliographique sont présentés.

2 L'évaluation environnementale par analyse du cycle de vie (ACV)

Il existe de nombreux outils d'évaluation environnementale : l'ACV, l'empreinte écologique, l'énergie, l'exergie, les MFA et SFA (pour *Material Flow Analysis* et *Substance Flow Analysis*), ou encore les analyses entrées-sorties. Parmi ces outils, l'ACV semble particulièrement adaptée à l'évaluation des performances environnementales de systèmes méthanisation, puisqu'elle prédomine au sein de la revue bibliographique réalisée.

2.1 Choix de l'ACV

Sur 27 publications choisies pour la synthèse bibliographique, 18 d'entre elles utilisent la méthodologie ACV. Les neuf autres études basent leur évaluation sur des bilans énergétique, de matière ou d'émissions ; leur mise en œuvre s'inspire néanmoins du cadre méthodologique de l'ACV pour plusieurs aspects :

- les performances environnementales des filières de méthanisation y sont établies en comparaison à d'autres scénarios envisagés de traitement des déchets ou de production d'énergie, ou *a minima* d'un scénario de référence (c'est-à-dire de la situation existante avant méthanisation) ;
- afin de raisonner à service rendu équivalent, cette comparaison des différentes alternatives s'effectue sur la base d'une fonction, quantifiée au moyen d'une unité fonctionnelle (cf. § 2.2.1) ;
- le bilan matière ou énergie prend en compte l'ensemble du cycle de vie des systèmes étudiés.

La principale faiblesse de tels bilans est qu'ils ne sont pas représentatifs de l'ensemble des impacts potentiels que le procédé étudié peut engendrer sur l'environnement, mais seulement sur la consommation des ressources non renouvelables et le changement climatique. Or il apparaît que certaines émissions caractéristiques des systèmes de méthanisation provoquent d'autres impacts environnementaux qu'il semble important de prendre en compte.

L'ACV vise quant à elle la complétude des impacts environnementaux évalués, selon une approche multicritère, dans l'objectif d'aider les décideurs à arbitrer entre ces différents impacts (Finnveden et coll., 2009). Plusieurs auteurs s'accordent sur la pertinence de l'ACV pour évaluer et comparer les performances environnementales de systèmes de traitement des déchets (Wittmaier et coll., 2009) ou de filières de bioénergies (Blengini et coll., 2011) ou supporter les décisions en matière de climat et d'environnement (Kimming et coll., 2011), du fait de son caractère holistique et de son objectivité. Ces auteurs, et d'autres, soulignent néanmoins certaines faiblesses de l'outil : dépendance aux données, forte influence des choix méthodologiques sur les résultats, impossibilité de transposition des hypothèses, etc. (Kimming et coll., 2011, Wittmaier et coll., 2009, Blengini et coll., 2011). Ces limites sont connues, et ne sont pas spécifiques aux systèmes de traitement des déchets ou de bioénergie (Finnveden et coll., 2009).

Huttunen et coll., qui publient en 2014 une revue visant à identifier les principaux points critiques du point de vue environnemental de la filière de méthanisation, identifient l'ACV comme la méthode d'évaluation environnementale communément mise en œuvre et adaptée pour supporter l'aide à la décision dans le cadre de nouveaux projets de méthanisation (Huttunen et coll., 2014). Ce constat corrobore l'hypothèse issue de notre synthèse bibliographique de 2012 relative au choix préférentiel de l'ACV.

L'ACV apparaît donc comme la méthode la plus couramment mise en œuvre et la plus appropriée pour évaluer les performances environnementales de filières de méthanisation

2.2 Description de la méthodologie

L'ACV est une méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux d'un système de produits¹¹ sur l'ensemble du cycle de vie de ce dernier, de sa conception initiale à son élimination finale, en passant par sa fabrication, sa distribution et son utilisation. A travers un bilan quantifié des flux de matière et d'énergie entrant et sortant du système et leur traduction en impacts environnementaux potentiels, l'ACV permet de déceler et quantifier les points faibles de ce système, décliné selon différentes alternatives.

L'ACV est par ailleurs une approche multicritère, c'est-à-dire qu'elle couvre les impacts générés par le système étudié concernant un grand nombre de catégories d'impacts : changement climatique, épuisement des ressources naturelles, acidification, eutrophisation, toxicité, écotoxicité, formation de smog et déplétion de la couche d'ozone.

L'intérêt d'une telle démarche, multi-étapes et multicritère, est de mettre en lumière d'éventuels transferts d'impacts dans l'espace ou dans le temps selon les alternatives envisagées. En effet, une solution peut, au regard d'une autre, présenter *a priori* de meilleures performances environnementales, mais se résumer dans les faits au seul déplacement d'un impact vers un autre ou d'une étape du cycle de vie vers une autre.

L'ACV est une méthodologie normée par la série des normes ISO 14000, révisée en octobre 2006. La norme ISO 14040 en établit les principes et cadre et la norme ISO 14044 en définit les exigences et lignes directrices (ISO 2006a et 2006b).

Quatre étapes sont définies pour la réalisation d'une ACV (cf. Figure 9) :

- définition des objectifs et du champ de l'étude,
- inventaire,
- évaluation des impacts,
- interprétation.

¹¹ Dans l'approche développée en ACV, un *système de produits* peut désigner un bien matériel, mais aussi un service ou une technologie.

Ces étapes sont en interaction les unes avec les autres : de fréquents retours sont nécessaires, ce qui rend la démarche itérative.

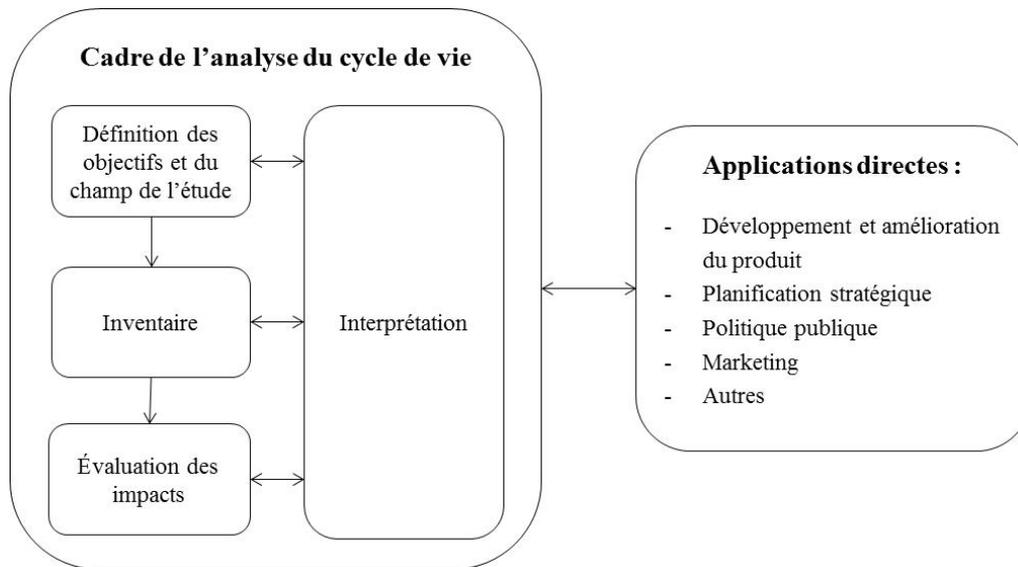


Figure 9 : Phases d'une ACV (d'après ISO 2006)

2.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette étape consiste à décrire l'étude, ses objectifs, ainsi que des éléments tels que les systèmes étudiés, les principales hypothèses, la nature des données, etc.

Concernant l'objectif de l'étude, la norme ISO 14044 stipule qu'il *doit indiquer sans ambiguïté l'application envisagée, les raisons conduisant à réaliser l'étude, le public concerné* (ISO 2006b).

Les principaux aspects que doit décrire le champ de l'étude sont :

- les systèmes étudiés,
- l'unité fonctionnelle et flux de référence,
- les frontières des systèmes,
- les grandes hypothèses de la modélisation et leurs limites,
- les règles d'affectation¹²,
- la qualité des données.

a. Unité fonctionnelle et flux de référence

Pour être valable, une comparaison entre deux systèmes doit être établie sur une base commune. La norme ISO 14040 définit à cette fin l'unité fonctionnelle, comme la *performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une ACV* (ISO 2006a).

¹² Le terme d'*allocation* est parfois également employé. Pour plus de clarté, le terme d'*affectation*, utilisé par la norme Iso 14040, est employé dans l'ensemble du manuscrit.

Commune à tous les scénarios, elle est la quantification du service rendu par le produit étudié. L'inventaire environnemental de chaque scénario se base alors sur le flux de référence, c'est-à-dire la *mesure des extrants des processus, dans un système de produits donné, nécessaire pour remplir la fonction telle qu'elle est exprimée par l'unité fonctionnelle* (ISO 2006a).

b. Frontières

Les frontières d'un système sont *l'ensemble des critères qui spécifient quels processus élémentaires font partie d'un système de produit* (ISO 2006a). Elles s'étendent à la fabrication de tous les intrants et au traitement de tous les produits ou déchets de chaque étape du cycle de vie.

c. Affectation des charges environnementales

Lorsque les procédés étudiés génèrent plusieurs produits, une procédure permettant de répartir les charges environnementales entre le produit d'intérêt et les coproduits doit être mise en œuvre. Pour cela, la norme ISO 14044 recommande d'éviter autant que possible l'affectation, soit en divisant le procédés à affecter en sous-procédés, soit en élargissant les frontières du système pour y inclure les fonctions supplémentaires des coproduits. Lorsque l'affectation est inévitable, les charges environnementales doivent être réparties entre les différents produits au prorata de critères physiques (tels que la masse ou l'énergie), ou, à défaut, de leur valeur économique.

2.2.2 Inventaire des flux entrants et sortants du système

L'inventaire du cycle de vie (ICV) est l'étape de quantification des émissions de polluants dans l'eau, l'air et le sol ainsi que des consommations de matières premières imputables au cycle de vie du système étudié. Cette phase de l'ACV implique *la compilation et la quantification des intrants et des extrants, pour un système de produits donné au cours de son cycle de vie* (ISO 2006a). Ainsi, les données d'inventaire sont constituées des flux de matière et d'énergie entrant dans le système étudié et des flux sortants correspondants.

L'étape d'ICV regroupe principalement deux activités : la collecte des données et leur validation, et la modélisation des données. Les normes ISO mettent l'accent sur la qualité des données, c'est-à-dire *les caractéristiques des données reposant sur leur capacité à répondre aux exigences requises* (ISO 2006a). Pour cause, la qualité de l'inventaire conditionne la qualité de l'étude (Jolliet et coll., 2005). La qualité des données concerne leur représentativité (géographique, temporelle, technologique), la cohérence et la reproductibilité des méthodes de collecte, l'incertitude des informations, etc.

2.2.3 Evaluation des impacts

Cette étape consiste en l'interprétation des données de l'inventaire et leur traduction en impact sur l'environnement. Elle vise à *comprendre et évaluer l'ampleur et l'importance des impacts potentiels d'un système de produits sur l'environnement au cours de son cycle de vie* (ISO 2006a).

Pour cela, les méthodes d'analyse de l'impact modélisent les voies d'impact des différentes substances et relient chaque donnée d'inventaire à ses impacts environnementaux potentiels.

En effet, une substance polluante émise dans l'environnement évolue (concentration, état, milieu...) avant d'avoir finalement une conséquence sur la santé humaine ou la qualité de l'environnement. Les voies d'impact englobent tous les processus environnementaux qui amènent la substance de son émission à son impact final.

L'évaluation de l'impact se déroule selon deux étapes : la classification et la caractérisation (cf. Figure 10). La classification est l'attribution des résultats d'inventaire à des catégories d'impact¹³. La caractérisation est le calcul des résultats d'impacts par conversion des résultats de l'inventaire en unités communes et agrégation de celles-ci selon les catégories d'impact concernées.

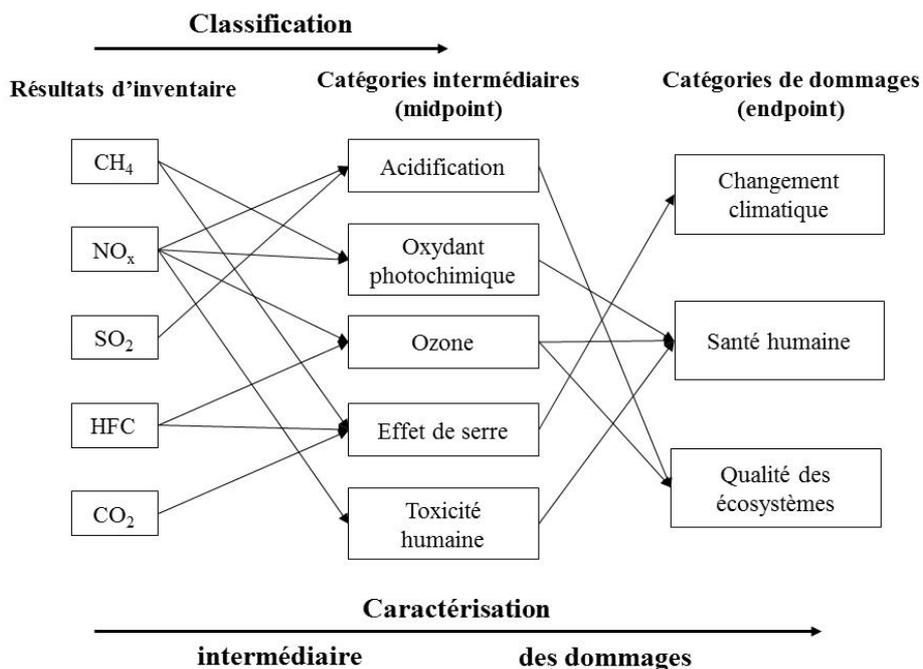


Figure 10 : Processus d'évaluation des impacts (d'après Jolliet et coll., 2005)

2.2.4 Interprétation

Lors de l'étape d'interprétation, les résultats obtenus suite à l'évaluation des impacts sont exploités et analysés : la mise en lumière des points ou étapes clés du système, c'est-à-dire les plus impactants, permet de définir les pistes d'amélioration. C'est également lors de l'étape d'interprétation que sont évaluées les incertitudes (robustesse des résultats) et que la sensibilité des résultats est testée.

Cette étape est itérative avec les trois précédentes, de manière à toujours valider que les résultats obtenus permettent de répondre aux objectifs de l'étude.

¹³ Une description succincte des principales catégories d'impacts évaluées en ACV est proposée à l'Annexe II.

3 Evaluation environnementale de systèmes de méthanisation

La comparaison inter-études de résultats d'ACV de filières de gestion des déchets ou de production de bioénergie est délicate, voire manque de pertinence, car les systèmes considérés et les choix méthodologiques assurant leur comparabilité varient d'une étude à l'autre (Kimming et coll., 2011 ; Blengini et coll., 2011 ; Pöschl et coll., 2010 ; Börjesson et Berglund, 2006).

Néanmoins des tendances générales peuvent ressortir lorsque les études s'accordent sur des points particuliers. C'est d'ailleurs ce que proposent Huttunen et coll. dans le cadre d'une revue sur les ACV de systèmes de méthanisation, afin d'identifier les points critiques de la filière (Huttunen et coll., 2014).

A travers la synthèse bibliographique de publications portant sur l'évaluation environnementale de systèmes de méthanisation, les principales tendances concernant les performances de la filière ont été identifiées. Les particularités méthodologiques liées à l'objet d'étude et les difficultés induites sont ensuite détaillées.

Les études retenues pour réaliser cette synthèse sont issues de revues scientifiques et ont été sélectionnées sur le critère qu'elles réalisent une évaluation des performances environnementales d'une filière de méthanisation, quelles qu'en soient les caractéristiques. Ces publications sont parues entre 2000 et 2012 et sont majoritairement issues de laboratoires situés en Europe et en Amérique du Nord.

3.1 Tendances identifiées concernant les performances environnementales de scénarios de méthanisation

La manière d'aborder l'objet d'étude, la méthanisation, diffère selon les études de cas (cf. Figure 11) : solution de traitement des déchets en comparaison d'autres solutions telles que le compostage ou l'incinération dans la majorité des cas, ou bien source de production d'une énergie renouvelable mise en regard d'autres filières énergétiques, ou encore, plus rarement, technologie de traitement des effluents d'élevage visant à améliorer la gestion des nutriments. Dans certaines études, la manière d'aborder la méthanisation est mixte, combinant le traitement de déchets et la production d'énergie.

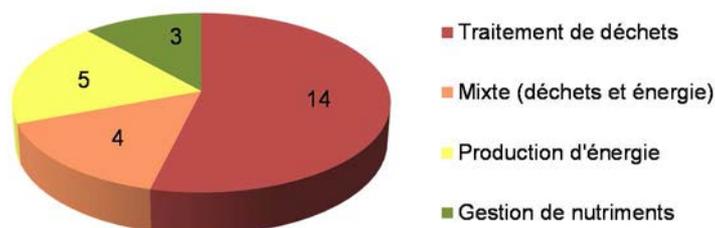


Figure 11 : Nombre de publications par manière d'aborder la méthanisation

L'une des spécificités de l'ACV est de permettre une évaluation multicritère des impacts d'un système, afin de mettre en évidence d'éventuels transferts d'impacts potentiels d'une catégorie vers

un autre. Toutefois, les études de cas analysées (dont certaines ne prétendent d'ailleurs pas mettre en œuvre une ACV au sens de la norme), présentent généralement les résultats obtenus pour certaines catégories d'impacts seulement, qui sont les plus significatives et pertinentes au regard du système étudié. La Figure 12 traduit la prise en compte de ces catégories d'impact (GWP : changement climatique ; EB : bilan énergétique ; ARD : déplétion des ressources fossiles ; HT : toxicité ; AP : acidification ; EP : eutrophisation), ainsi que le positionnement de la méthanisation par rapport aux scénarios de comparaisons selon ces dernières. Cette présentation des résultats, agrégeant les tendances issues des publications par catégories d'impact, doit néanmoins être considérée avec précaution, du fait que les scénarios comparés à la méthanisation sont propres à chaque étude. Elle ne saurait être interprétée qu'en complément du Tableau 2. Ce dernier présente les résultats des études de cas concernant les performances de la méthanisation selon les principaux impacts environnementaux au regard des scénarios alternatifs.

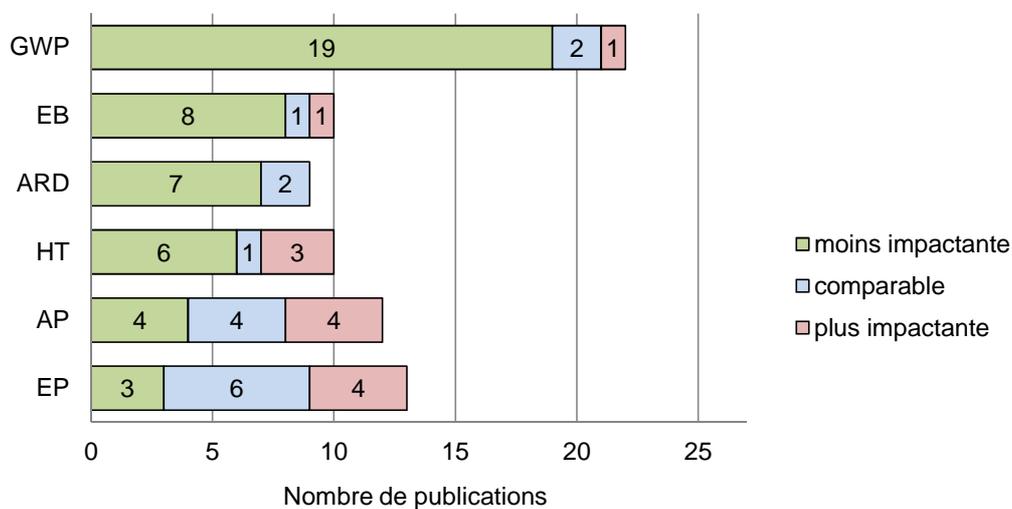


Figure 12 : Positionnement de la méthanisation vis-à-vis des scénarios comparés selon les différentes catégories d'impacts évaluées dans les études de cas

L'impact sur le changement climatique est le plus représenté, étudié dans 80 % des cas. En considérant que bilan énergétique et impact sur la déplétion des ressources expriment le même enjeu, ce dernier arrive en deuxième position. Viennent ensuite les catégories d'eutrophisation et d'acidification, étudiées dans 13 et 12 articles respectivement, et enfin, l'impact de toxicité. D'autres impacts, tels que l'écotoxicité ou la déplétion de la couche d'ozone, sont évalués dans certaines publications, en nombre restreint, dont les résultats ne sont pas présentés ici.

Tableau 2 : Résultats d'impacts du scénario de méthanisation, relativement aux scénarios comparés, dans les études de cas

D : traitement de déchets ; E : production d'énergie ; N : gestion de nutriments ; GWP : potentiel de changement climatique ; ARD : déplétion des ressources abiotiques ; EB : bilan énergétique ; AP : potentiel d'acidification ; EP : potentiel d'eutrophisation ; HTP : potentiel de toxicité humaine ; - : la méthanisation cause moins d'impact ; + : la méthanisation cause plus d'impact ; = : les scénarios sont comparables ; NC : impact non évalué.

Etude	Objet	GWP	ARD	EB	AP	EP	HT	Intrants	Valorisation du biogaz	Scénarios comparés
Berglund et Börjesson, 2006	D/E	NC	NC	-	NC	NC	NC	FFOM, déchets d'IAA, effluents d'élevage, résidus de culture	Carburant	Compostage ou stockage conventionnel
Bernstad et Cour Jansen, 2011	D/E	-	NC	NC	+	+	NC	FFOM et lisiers ou déchets d'IAA	Cogénération ou carburant	Incinération, compostage
Blengini et coll., 2011	E	=	-	-	+	+	NC	Cultures énergétiques et effluents d'élevage	Cogénération	Différents ratios de mélange des intrants
Börjesson et Berglund, 2006 et 2007a	D/E	-	NC	NC	=	=	-	Cultures énergétiques, résidus de culture, effluents d'élevage, FFOM, déchets d'IAA	Cogénération, chaleur ou carburant	Types d'intrants et de valorisation du biogaz
Börjesson, 2007b	D	-	NC	NC	-	-	NC	FFOM, déchets d'IAA, effluents d'élevage, résidus de cultures	Carburant	Compostage ou stockage conventionnel
Bystricky et coll., 2010	E	-	NC	NC	NC	+	NC	Cultures énergétiques et effluents d'élevage	Cogénération, injection ou carburant	Bioéthanol et biodiesel
De Vries et coll., 2012	N	-	-	-	+	=	+	Effluents d'élevage	Electricité	Stockage conventionnel
Edelmann et coll., 2000	D	+	-	-	-	-	-	FFOM et déchets d'IAA	Cogénération	Compostage, incinération
Ghafoori et coll., 2006	D	NC	-	NC	NC	NC	NC	Effluents d'élevage	Electricité	Stockage conventionnel
Haight, 2005	D	-	NC	-	NC	NC	-	FFOM	Electricité	Compostage, enfouissement
Hamelin et coll., 2011	N	-	NC	NC	-	=	=	Effluents d'élevage	Cogénération	Stockage conventionnel, compostage

Etude	Objet	GWP	ARD	EB	AP	EP	HT	Intrants	Valorisation du biogaz	Scénarios comparés
Kimming et coll., 2011	E	-	=	=	NC	NC	NC	Résidus de culture	Carburant	Types d'intrants
Marañón et coll., 2011	D	-	NC	NC	NC	NC	NC	Effluents d'élevages	Chaleur	Stockage conventionnel
Meyer-Aurich et coll., 2012	E	-	NC	NC	NC	NC	NC	Cultures énergétiques et effluents d'élevage	Cogénération	Stockage conventionnel
Morris et coll., 2010	D	-	NC	-	NC	NC	NC	Effluents d'élevage et déchets d'IAA	Electricité	Stockage conventionnel et enfouissement
Muñoz et coll., 2004	D	-	-	-	-	=	-	OM	Cogénération	Incinération
Özeler et coll., 2006	D	-	NC	+	=	=	-	OM	Electricité	Enfouissement, incinération
Patterson et coll., 2011	D	NC	NC	NC	NC	NC	NC	Déchets de cuisine	Cogénération ou injection ou carburant	Types de valorisation du biogaz
Pöschl et coll., 2010	D/E	NC	NC	NC	NC	NC	NC	OM, déchets d'IAA, effluents d'élevage et cultures énergétiques	Cogénération, chaleur, injection ou carburant	Types d'intrants et de valorisation du biogaz
Prapasongsa et coll., 2010	D	-	NC	NC	NC	-	+	Effluents d'élevage	Cogénération	Stockage conventionnel, incinération, gazéification
Rehl et Müller, 2011	N	=	=	NC	=	NC	NC	Effluents d'élevage, cultures énergétiques et déchets d'IAA	Cogénération	Stockage conventionnel, compostage
Söderman, 2003	D	-	NC	NC	NC	NC	NC	FFOM	Carburant	Incinération, enfouissement
Sonesson et coll., 2000	D	-	-	-	=	=	-	FFOM, effluents d'élevage, boues de STEP	Carburant	Incinération, compostage
Tuomisto et Helenius, 2008	E	-	NC	NC	NC	NC	NC	Résidus de cultures	Carburant	Types d'intrants et de valorisation du digestat
Venczel et coll., 2009	D	-	-	NC	+	+	+	Effluents d'élevage	Cogénération	Stockage conventionnel
Vergara et coll., 2011	D	-	NC	NC	NC	NC	NC	OM	Electricité	Incinération

3.1.1 Filière de traitement des déchets et des effluents agricoles

Parmi les 27 publications étudiées, 17 abordent la méthanisation comme une solution de traitement des déchets.

3.1.1.1 Caractéristiques des scénarios de méthanisation pour le traitement de déchets

Parmi ces études de cas, neuf évaluent la méthanisation dans une démarche prospective d'aide à la décision pour déterminer la solution de gestion des déchets d'un territoire la moins impactante du point de vue environnemental parmi différentes alternatives. La comparaison s'effectue alors entre méthanisation, incinération, compostage, enfouissement, mais l'étude peut également décliner le scénario de méthanisation selon plusieurs alternatives, au regard, par exemple de la valorisation du biogaz ou des performances d'une unité collective par rapport à plusieurs unités décentralisées (Patterson et coll., 2011). Les substrats considérés sont des OM, seules ou en mélange avec des effluents d'élevage ou des déchets d'industries agro-alimentaires. Les modes de valorisation du biogaz sont variés : électricité seule, cogénération, biométhane carburant, injection dans le réseau de gaz naturel. Le digestat produit est épandu sur les terres agricoles dans la majorité des cas ; seules deux études le destinent à l'enfouissement (Özeler et coll., 2006 ; Muñoz et coll., 2004) et une ne donne pas d'information sur la fin de vie du digestat (Haight, 2005).

Trois autres études portent sur la gestion de la FFOM, mais cette fonction est combinée avec un objectif de production d'énergie (Pöschl et coll., 2010 ; Börjesson, 2007b ; Berglund et Börjesson, 2006). Les déchets sont alors codigérés avec des effluents d'élevage, des déchets d'IAA et des résidus de cultures ou cultures énergétiques. Le biogaz est valorisé par cogénération ou en biométhane carburant, ou bien plusieurs options de valorisation sont comparées. Le digestat est destiné à l'épandage.

3.1.1.2 Caractéristiques des scénarios de méthanisation pour le traitement d'effluents d'élevage

La digestion anaérobie est également évaluée en tant que procédé de traitement des effluents d'élevage dans cinq études parmi celles analysées (Marañón et coll., 2011 ; Morris et coll., 2010 ; Prapasponga et coll., 2010 ; Venczel et coll., 2009 ; Ghafoori et coll., 2006), avec dans certains cas un objectif complémentaire de production d'une énergie renouvelable. Le scénario de méthanisation est alors comparé au scénario *business as usual*, à savoir un simple stockage des effluents avant leur épandage. Les lisiers ou fumiers porcins ou bovins sont digérés seuls, sauf dans un cas où ils sont mélangés à des déchets d'IAA (Morris et coll., 2010). Le biogaz est valorisé sous forme de chaleur seule, d'électricité seule ou par cogénération, et le digestat est épandu à proximité de l'installation ou exporté.

3.1.1.3 Tendances identifiées

a. Emissions de GES

La majorité des études s'accordent sur le fait que la méthanisation permet de réduire les émissions de GES (Vergara et coll., 2011 ; Bernstad et Cour Jansen, 2011 ; Özeler et coll., 2006 ; Sonesson et coll., 2000 ; Soderman, 2003 ; Börjesson et Berglund, 2007a ; Marañón et coll., 2011 ; Ghafoori et coll., 2006 ; Prapasponga et coll., 2010 ; Venczel et coll., 2009 ; Haight, 2005) ainsi que la consommation en énergie (Haight, 2005 ; Sonesson et coll., 2000 ; Berglund et Börjesson, 2006) et en ressources naturelles (Sonesson et coll., 2000 ; Söderman, 2003 ; Venczel et coll., 2009). Ces bénéfices environnementaux à l'échelle globale résultent d'impacts évités : le biogaz et le digestat produits peuvent se substituer, respectivement, à des sources d'énergie d'origine fossile et à des engrais chimiques (dont les ressources sont limitées et dont la combustion ou la fabrication génère des émissions de GES). Pour les études où des effluents d'élevage font partie des intrants du système de méthanisation, la réduction du temps de stockage des effluents bruts constitue également un facteur de réduction des émissions de GES, et ce particulièrement pour les effluents liquides.

Börjesson estime que cette réduction atteint jusqu'à 50 % pour le CH₄ (et par ailleurs jusqu'à 20 % pour le NH₃) en comparaison d'un stockage conventionnel des effluents (Börjesson, 2007b). Edelmann et coll. identifient en revanche une augmentation du potentiel changement climatique imputable au scénario de méthanisation, du fait des émissions de GES lors de l'étape de compostage du digestat. Leur étude conclut néanmoins à un bénéfice environnemental pour toutes les autres catégories d'impact (acidification, eutrophisation, déplétion de la couche d'ozone, consommation de ressources naturelles) d'une filière de méthanisation en regard d'une filière de compostage, du fait d'impacts évités par la filière de méthanisation (Edelmann et coll., 2000).

b. Acidification et eutrophisation

Bernstad et coll. identifient les filières de traitement biologique (méthanisation et compostage) comme significativement plus impactantes en termes d'acidification et d'eutrophisation par rapport à l'incinération (Bernstad et Cour Jansen, 2011). Dans cette étude, la méthanisation (avec valorisation du biogaz par cogénération) présente les meilleures performances environnementales, mais la fin de vie du digestat¹⁴ cause des émissions de substances azotées acidifiantes et eutrophisantes. Les auteurs en concluent que la méthanisation est impactante au niveau local (acidification et eutrophisation) et bénéfique au niveau global (changement climatique et épuisement des ressources).

Dans une configuration de traitement des effluents, il apparaît de même que le scénario de méthanisation engendre des bénéfices environnementaux dans la majorité des catégories d'impact, mais augmente l'impact potentiel d'acidification et ne modifie pas celui d'eutrophisation par rapport à la filière de gestion classique des effluents.

¹⁴ Il est à noter que cette étude considère plusieurs sous-scénarios pour l'épandage du digestat, relatifs à différents types de sol et de cultures.

Venczel et coll. observent une légère augmentation des impacts d'eutrophisation et d'acidification lors d'un traitement par digestion anaérobie (Venczel et coll., 2009). La tendance peut être inversée dans le cas où la méthanisation est comparée à une autre filière de traitement biologique ; pour Börjesson par exemple, le système de référence de compostage est responsable d'émissions importantes de substances causant acidification et eutrophisation, ce qui rend l'alternative de méthanisation préférable concernant ces catégories d'impact (Börjesson, 2007b). D'autres auteurs obtiennent des résultats d'impacts équivalents quelle que soit l'alternative de traitement concernant l'acidification et l'eutrophisation pour la méthanisation en comparaison de l'incinération et du compostage (Bernstad et Cour Jansen, 2011 ; Sonesson et coll., 2000). Pour ces deux catégories d'impacts, il apparaît donc difficile d'obtenir un consensus.

c. Toxicité

Comparée à l'incinération ou au compostage, la méthanisation présente des impacts potentiels moindres en termes de toxicité humaine, car elle génère moins d'émissions de substances cancérigènes et de particules atmosphériques (Özeler et coll., 2006 ; Haight, 2005 ; Edelmann et coll., 2000). En revanche, comparée à la filière classique de gestion des effluents, un traitement par méthanisation provoque des émissions qui augmentent l'impact de toxicité (Prapasponga et coll., 2010 ; Venczel et coll., 2009).

3.1.2 Filière de production d'une énergie renouvelable

Du fait de la production d'un biogaz qui peut être valorisé énergétiquement, sept des études analysées évaluent le procédé de méthanisation comme un moyen de produire une énergie renouvelable.

3.1.2.1 Caractéristiques des scénarios de méthanisation pour la production d'énergie

Les substrats considérés sont des résidus de cultures ou cultures énergétiques, en mélange avec des effluents d'élevage. Dans un cas, le biogaz est valorisé comme biométhane carburant, dans deux autres il l'est par cogénération. Les autres études visent à déterminer la meilleure filière de valorisation parmi biométhane carburant, cogénération, chaleur seule ou injection dans le réseau de gaz. Le digestat est quant à lui épandu comme fertilisant.

La comparaison des systèmes porte sur les types d'intrants ou leur ratio de mélange (Meyer-Aurich et coll., 2012 ; Blengini et coll., 2011 ; Tuomisto et Helenius, 2008 ; Börjesson et Berglund, 2006 et 2007a) ou bien sur les possibilités de valorisation du biogaz (Meyer-Aurich et coll., 2012 ; Bystricky et coll., 2010 ; Börjesson et Berglund, 2006 et 2007b) ou bien encore entre une filière biogaz et une autre filière de bioénergie¹⁵ (Kimming et coll., 2011 ; Bystricky et coll., 2010).

¹⁵ La méthanisation est alors généralement comparée à des biocarburants, ou à de l'énergie issue de biomasse. Il n'a pas été recensé d'étude la comparant à des EnR telles que l'éolien, le solaire ou la géothermie par exemple.

3.1.2.2 Tendances identifiées

La production de biogaz à partir des ressources agricoles contribue à réduire les émissions de GES, par rapport à l'utilisation d'énergies fossiles ou par comparaison à d'autres filières de bioénergie telles que le biodiesel ou le bioéthanol (Meyer-Aurich et coll., 2012 ; Bystricky et coll., 2010 ; Tuomisto, 2008 ; Börjesson, 2007b). Cette réduction découle majoritairement d'impacts évités par substitution aux énergies fossiles et, dans une moindre mesure, de la réduction des émissions au stockage des effluents d'élevage.

Selon Kimming et coll., le rapport entre énergie et ressources utilisées et produites avec le scénario de méthanisation est semblable à celui du scénario de référence de production de bioéthanol (Kimming et coll., 2011). Pour Blengini et coll. en revanche, les performances environnementales du biogaz comme bioénergie en comparaison d'une énergie classique comme le gaz naturel, sont à nuancer par d'importantes émissions azotées lors du stockage et de l'épandage du digestat, sources d'impacts locaux d'acidification et d'eutrophisation (Blengini et coll., 2011). Bystricky et coll. soulignent de même une augmentation de l'impact d'eutrophisation pour un système biogaz en comparaison d'un système de production de biodiesel ou bioéthanol, également causée par les émissions azotées à l'épandage du digestat (Bystricky et coll., 2010).

3.1.3 Filière de gestion des nutriments

Moins fréquentes, quelques études abordent le système de méthanisation comme un procédé permettant d'améliorer la gestion des nutriments.

3.1.3.1 Caractéristiques des scénarios de méthanisation pour la gestion des nutriments

Les trois études sur le sujet qui ont été analysées émergent d'un contexte local spécifique d'excédent en éléments nutritifs et comparent alors des solutions de traitement des effluents d'élevage pour obtenir un fertilisant pouvant être exporté hors d'un territoire (Hamelin et coll., 2011 ; De Vries et coll., 2012 ; Rehl et Müller, 2011). Les deux premières étudient différentes alternatives de prétraitement en amont de la digestion anaérobie de lisiers porcins ou bovins par rapport à une gestion classique des effluents. Rehl et Müller quant à eux comparent plusieurs scénarios de post-traitement du digestat de méthanisation : stockage simple (qui constitue le scénario de référence), compostage, et cinq technologies de séchage. Les effluents d'élevage sont alors codigérés avec des résidus de culture et éventuellement des déchets d'IAA. Le biogaz produit est valorisé par cogénération et le digestat est destiné à l'épandage ou à l'exportation dans ces trois études.

3.1.3.2 Tendances identifiées

Deux études concluent en une réduction des émissions de GES et de déplétion des ressources fossiles pour le scénario de méthanisation, imputables aux impacts évités (Hamelin et coll., 2011 ; De Vries et coll., 2012). Selon De Vries et coll., les potentiels d'acidification et d'eutrophisation varient peu, que les effluents soient digérés ou non. L'étude de Rehl et Müller révèle que les post-

traitements du digestat ne permettent pas de réduire les impacts environnementaux de manière significative, voire les augmentent dans le cas de certains procédés (Rehl et Müller, 2011).

3.1.4 Comparaison entre filières de méthanisation

3.1.4.1 Installation collective ou décentralisée

Certaines études comparent, pour un territoire donné, une unité de méthanisation centralisée à plusieurs petites unités. L'option décentralisée apparaît alors moins impactante dans plusieurs d'entre elles, du fait qu'elle minimise les distances de transport des intrants (Börjesson et Berglund, 2006 et 2007b ; Patterson et coll., 2011 ; Morris et coll., 2010). Patterson et coll. précisent néanmoins que l'impact du transport est minime au regard du bilan global (Patterson et coll., 2011). Dans deux autres cas, l'option centralisée présente de meilleures performances environnementales, car elle permet d'optimiser le rendement énergétique (Pöschl et coll., 2010) et la réduction des GES (Marañón et coll., 2011) par économie d'échelle.

Selon Bystricky et coll., il est préférable, en considérant le changement climatique et l'eutrophisation, de raisonner selon de petites unités décentralisées pour le traitement des effluents car elles génèrent peu d'impacts et permettent d'éviter les émissions d'un stockage conventionnel des effluents, et selon des installations centralisées, dont le rendement énergétique est supérieur, pour les cultures énergétiques (Bystricky et coll., 2010).

3.1.4.2 Valorisation du biogaz

Concernant les filières de valorisation du biogaz, les études donnent la préférence à l'option par cogénération au regard du changement climatique (Bystricky et coll., 2010) et la déplétion des ressources (Söderman, 2003), ou du bilan énergétique (Pöschl et coll., 2010). Plusieurs auteurs soulignent, lorsque l'énergie du biogaz est valorisée par cogénération, l'importance d'utiliser la chaleur en excès, c'est-à-dire le surplus de chaleur une fois satisfaits les besoins propres de l'installation, sur la performance environnementale du scénario de méthanisation (Patterson et coll., 2011, Pöschl et coll., 2010, Marañón et coll., 2011).

Trois études seulement évaluent l'injection dans le réseau de gaz naturel comme possibilité de valorisation du biogaz ; l'épuration du biogaz est alors une étape particulièrement impactante (Patterson et coll., 2011 ; Pöschl et coll., 2010 ; Bystricky et coll., 2010).

3.2 Principales sources d'impacts environnementaux d'un système de méthanisation

L'analyse des résultats des différentes études montre qu'il peut y avoir contradiction entre réduction de l'impact sur le changement climatique et préservation des ressources d'une part et contribution à l'acidification et à l'eutrophisation d'autre part. Il est donc intéressant d'identifier les substances, et donc les postes d'émissions de la filière, responsables de ces impacts.

Des émissions gazeuses ont lieu tout au long de la filière de méthanisation. Tout d'abord, le potentiel d'émissions de CH₄ d'une installation n'est pas négligeable ; elles se produisent de manière spontanée au niveau du stockage des intrants, sous forme de fuites de biogaz diffuses au niveau du digesteur, et enfin lors du post-traitement du digestat. Les facteurs d'émissions sont incertains (De Vries et coll., 2012 ; Meyer-Aurich et coll., 2012 ; Bernstad et Cour Jansen, 2011), notamment pour les fuites qui peuvent varier de 1 % à 13 % du méthane produit dans le digesteur (Börjesson et Berglund, 2006 ; Patterson et coll., 2011 ; Blengini et coll., 2011 ; Kimming et coll., 2011).

On observe, d'autre part, des émissions de substances azotées à de nombreuses étapes du cycle de vie. Le principal composé est l'ammoniac, qui est émis au niveau du stockage des intrants, puis à toutes les étapes de stockage, traitement et épandage du digestat. Ces émissions viennent du fait qu'au cours de la digestion anaérobie, l'azote contenu dans les intrants est partiellement minéralisé ; il se retrouve ainsi en grande partie sous forme de NH₃ en sortie du digesteur, composé particulièrement volatil qui est facilement rejeté à l'atmosphère lors des étapes qui suivent. De plus, la digestion anaérobie de la matière conduit à une légère augmentation du pH, ce qui constitue un facteur supplémentaire de volatilisation. Les incertitudes sont grandes pour modéliser les émissions de NH₃ lors du stockage et de l'épandage du digestat (Meyer-Aurich et coll., 2012 ; Prapasongsa et coll., 2010 ; Börjesson et Berglund, 2007a) notamment parce que les données d'entrée dépendent fortement des caractéristiques du digestat et de la technologie utilisée.

L'émission d'azote vers l'atmosphère se produit également sous la forme d'oxydes d'azote (NO_x), émis lors du stockage du digestat et de son épandage. Parmi les NO_x, le N₂O est un composé dont la contribution au changement climatique est particulièrement importante. Il peut être émis en grandes quantités au niveau du post-traitement, du stockage de la phase solide (comme produit de dénitrification), et de l'épandage du digestat. Ces émissions sont aussi bien directes qu'indirectes, résultant dans ce second cas de la volatilisation de l'ammoniac (Marañón et coll., 2011). Tuomisto et coll. désignent les émissions de N₂O comme le paramètre le plus incertain du système (Tuomisto et Helenius, 2008). Elles dépendent principalement des caractéristiques du digestat, des conditions de stockage, des conditions climatiques, de la technologie d'épandage utilisée et des pratiques agricoles.

Nombre d'auteurs déplorent la variabilité des facteurs d'émissions de ces composés, compte tenu de leur influence sur le bilan environnemental global d'une installation de méthanisation. Le CH₄ et le N₂O, avec des potentiels de réchauffement global¹⁶ respectifs de 28 et 298 à un horizon de 100 ans, jouent un rôle important dans l'augmentation de l'effet de serre. Les émissions de NH₃ constituent la principale contribution à l'acidification et sont précurseurs de nitrates, responsables de l'eutrophisation. Il apparaît qu'en modifiant les formes de l'azote, la méthanisation présente le risque d'exacerber les impacts dus à ces espèces réactives.

¹⁶ Le potentiel de réchauffement global (PRG) est une unité de comparaison des différents gaz à effet de serre selon leur propension à influencer le système climatique, qui se base sur leurs propriétés radiatives et leur durée de vie. Il est exprimé pour un horizon temporel précis. Le CO₂ constitue la molécule de référence, son PRG étant toujours égal à 1.

3.3 Particularités méthodologiques

La synthèse bibliographique permet également de mettre en évidence des particularités méthodologiques spécifiques aux filières de méthanisation concernant les frontières du système, l'unité fonctionnelle et les règles d'affectation.

3.3.1 Frontières des systèmes

Les frontières d'un système sont l'ensemble des critères qui spécifient quels processus élémentaires font partie d'un système de produit (ISO 2006a). Le choix des éléments du système à modéliser doit couvrir l'ensemble du cycle de vie, mais il dépend essentiellement des objectifs et du champ de l'étude, aussi l'étendue des frontières varie-t-elle d'une étude à l'autre.

Dans les études analysées qui se focalisent sur la gestion de déchets ou d'effluents, les frontières du système commencent au moment où le produit devient un déchet et s'arrêtent à l'élimination finale de celui-ci (cf. Figure 13). Pour des déchets, elles incluent les étapes de collecte, traitement, stockage et épandage ou enfouissement et pour des effluents celles de stockage, traitement, post-traitement éventuel et épandage. Les modules de conversion de l'énergie produite sont également inclus dans les frontières. Les frontières sont définies de manière similaire dans les études qui s'attachent à la production de nutriments.

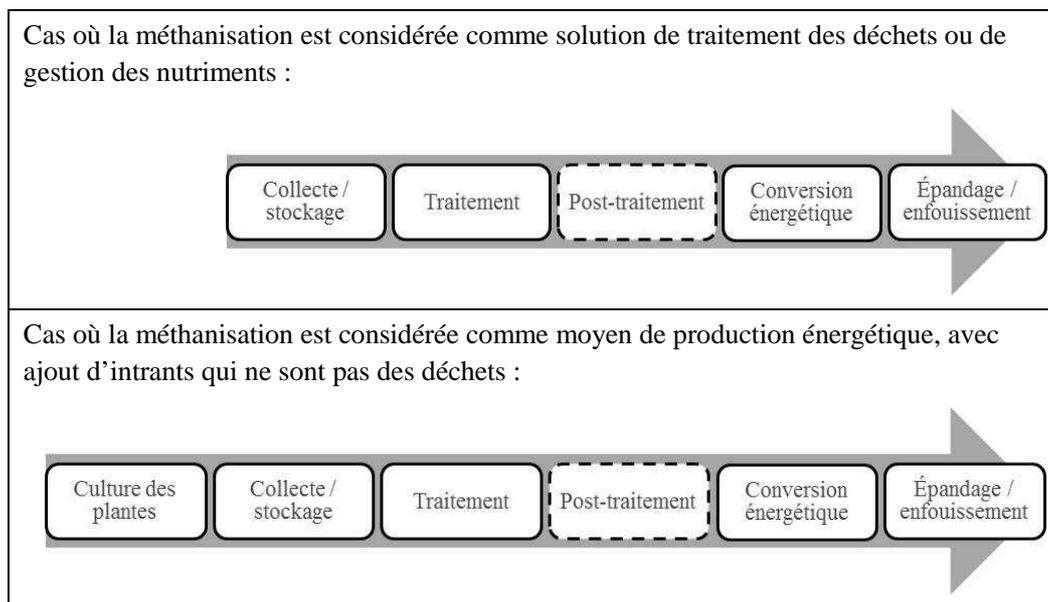


Figure 13 : Frontières couramment définies en ACV de systèmes de méthanisation

En revanche, lorsqu'il s'agit de produire une énergie renouvelable, les substrats de méthanisation ne sont pas les mêmes, ce qui induit des différences dans la définition des frontières du système. Ainsi, les études qui considèrent des cultures énergétiques comme intrants étendent généralement leurs frontières à l'étape de culture des plantes (cf. Figure 13). Cette délimitation du système est pertinente dans la mesure où les cultures énergétiques ne sont pas des déchets mais de la biomasse cultivée pour alimenter une unité de méthanisation ; il est donc logique que les impacts de leur cycle

de vie soient évalués (à condition bien sûr de respecter l'équivalence des systèmes comparés) d'autant que cette étape de culture est très impactante (Berglund et Börjesson, 2006 ; Meyer-Aurich et coll., 2012). Les étapes de conversion de l'énergie sont également comprises dans les frontières, et celles d'utilisation de l'énergie produite peuvent être incluses selon les systèmes mis en comparaison.

Deux études qui considèrent des effluents d'élevage comme intrants de la méthanisation, élargissent les frontières à l'étape de production animale, qui se trouve en amont du passage au statut de déchets (Ghafoori et coll., 2006 ; Venczel et coll., 2009). Ce choix est justifié par le fait que l'énergie produite par la méthanisation est valorisée au niveau de l'exploitation (chauffage des bâtiments, fonctionnement des véhicules...), il revient néanmoins à considérer les déjections animales comme des ressources dont la production est recherchée.

3.3.2 Unité fonctionnelle

L'ACV étant une évaluation comparative, elle se base sur une fonction strictement commune remplie par les différents scénarios qu'elle considère. Pour cela, une unité fonctionnelle (UF), c'est-à-dire d'un élément de mesure qui permet de quantifier le service rendu est définie. Elle constitue alors l'unité de référence à laquelle sont rapportés tous les flux de l'inventaire (ISO 2006a).

La synthèse bibliographique d'ACV de systèmes de méthanisation a mis en évidence que l'objet d'étude peut être abordé selon trois fonctions principales, qui répondent à des objectifs différents : le traitement de déchets, la production d'énergie et la gestion de nutriments (cf. § 3.1). Ainsi, la majorité des auteurs définissent une unité fonctionnelle relative à l'une de ces fonctions, alors choisie comme principale, et gèrent les fonctions secondaires par extension des frontières du système. Plus rarement, une unité fonctionnelle complexe est définie, reflétant des objectifs multiples. Le Tableau 3 présente les caractéristiques de ces unités fonctionnelles en fonction de la fonction principale retenue.

Tableau 3 : Types d'unités fonctionnelles en ACV de systèmes de méthanisation

Fonction	Structure de l'UF	Quantité	Exemples d'UF
Traitement de déchets	Gérer/traiter [quantité] de déchets	Quantité correspondant à la production d'une zone géographique ou rapportée à 1 t	<i>Traiter 10 000 000 l/j d'eaux usées pendant 20 ans (Foley et coll., 2010)</i> <i>Gérer la quantité de déchets solides produits annuellement par la ville d'Ankara (Özeler et coll., 2006)</i>
Production d'énergie	Produire [quantité] d'énergie (biogaz, chaleur électricité...)	Quantité correspondant à la consommation énergétique d'une exploitation ou rapportée à 1 GJ (ou autre unité énergétique)	<i>Produire 1 MWh d'électricité (Ghafoori et coll., 2006)</i> <i>Satisfaire les besoins énergétiques annuels d'une ferme (Kimming et coll., 2011)</i>
Gérer des nutriments	Traiter/exporter/convertir [quantité] d'effluents/d'azote	Quantité normalisée à 1 tonne ou rapportée à une exploitation	<i>Convertir 1 t d'effluents en un fertilisant concentré en minéraux (De Vries et coll., 2012)</i> <i>Exporter 1 kg de nitrates d'origine agricole (Rehl et coll., 2007)</i>
Multiple	Traiter [quantité] de déchets et produire [quantité] d'énergie etc.		<i>Traiter la totalité des biodéchets d'Uppsala, utiliser tous les effluents générés par les fermes dans un rayon de 10 km autour de la ville ; produire une certaine quantité de chaleur pour le réseau de chaleur urbain; fournir une certaine quantité de N assimilable par les cultures ; fournir une certaine quantité de P aux terres agricoles (Sonesson et coll., 2000)</i>

Dans les études qui s'attachent à la fonction de traitement des déchets, la formulation de l'unité fonctionnelle est de la forme *gérer/traiter une certaine quantité de déchets* ; cette quantité correspond à la quantité de déchets générée par le territoire ou l'exploitation d'intérêt, ou bien elle est normalisée à 1 tonne. Lorsque l'objectif concerne la production d'une énergie renouvelable, l'unité fonctionnelle est de la forme *produire une certaine quantité d'énergie* ; cette quantité est exprimée en unité énergétique (kWh, GJ, tep...) et la forme d'énergie est généralement spécifiée (électricité, chaleur, volume de biogaz...). Certaines autres études attribuent comme fonction principale à la méthanisation de gérer des nutriments, c'est-à-dire de traiter des résidus organiques, principalement des effluents d'élevage, pour obtenir un produit fertilisant pouvant être exporté ou commercialisé. L'unité fonctionnelle est alors de la forme *traiter/convertir/exporter une certaine quantité de nutriments*. Il apparaît que la fonction de gestion des nutriments regroupe en fait deux fonctions dont les enjeux sont distincts : dans un cas, il s'agit de répondre à une problématique d'excédent structurel, et les nutriments à exporter pourraient tout aussi bien être éliminés ; dans l'autre, il s'agit de convertir des nutriments organiques en un fertilisant de qualité, capable de remplacer les engrais minéraux.

Sonesson et coll. définissent quant à eux une unité fonctionnelle englobant plusieurs fonctions. Celle-ci est particulièrement complexe : *traiter la totalité des biodéchets d'Uppsala, utiliser tous les effluents générés par les fermes dans un rayon de 10 km autour de la ville ; produire une certaine quantité de chaleur pour le réseau de chaleur urbain ; fournir une certaine quantité de N assimilable par les cultures ; fournir une certaine quantité de P aux terres agricoles* (Sonesson et coll., 2000). La quantification de chacune de ces fonctions est alors dimensionnée sur la production du scénario ayant la meilleure performance parmi les alternatives comparées. Si une telle unité fonctionnelle prend effectivement en compte l'ensemble des coproduits de la méthanisation, elle rend compliquée la définition de scénarios alternatifs comparables et demande de manipuler un certain nombre de substitutions.

3.3.3 Affectations

Lorsque les systèmes étudiés génèrent plusieurs produits de manière indissociable, des règles d'affectation sont définies afin de répartir les charges environnementales entre le produit étudié et les coproduits (cf. § 2.2.1). Comme indiqué précédemment, l'affectation peut être évitée par subdivision des procédés ou par extension des frontières du système. Dans le cas contraire, les charges environnementales sont réparties entre les différents produits au prorata de critères physiques ou économiques.

Le processus de digestion anaérobie a des intrants et des sortants multiples : le traitement d'un mélange de différents déchets ou effluents s'accompagne de manière indivisible d'une production de biogaz qui est valorisé en énergie et d'un digestat valorisable agronomiquement. Concernant les sortants, la grande majorité des auteurs (90 % des études des cas analysées dans le cadre de la synthèse bibliographique dont les règles d'affectation sont explicitées) procèdent alors par extension des frontières du système ; les autres répartissent les charges environnementales sur des

critères physiques ou économiques. Généralement, aucune affectation n'est réalisée sur les intrants, ce qui revient à leur attribuer une charge environnementale nulle, conformément à l'hypothèse communément admise appelée *zero burden assumption*¹⁷.

L'extension des frontières, également appelée substitution, est donc la méthode de répartition des charges environnementales la plus répandue pour les systèmes de méthanisation. Elle consiste à soustraire aux impacts du système étudié (ou bien à additionner aux impacts des scénarios comparés) les impacts imputables à un système fictif couvrant la même réalité fonctionnelle que les coproduits. Les substitutions constituant des hypothèses sensibles de modélisation, plusieurs auteurs recommandent qu'elles fassent l'objet d'une analyse de sensibilité (De Vries et coll., 2012 ; Söderman, 2003) ce qui est le cas pour la moitié des publications analysées.

Ainsi, dans le cas d'un système de méthanisation, il est considéré que l'énergie produite par valorisation du biogaz se substitue à une autre source d'énergie ; les impacts générés par la production de cette énergie peuvent donc être virtuellement soustraits des impacts du système de méthanisation. Cette substitution énergétique est réalisée dans la totalité des études qui procèdent par extension des frontières du système (cf. Tableau 4). La question qui se pose alors est de savoir si une autre source d'énergie est effectivement remplacée, et si oui, laquelle, lorsqu'un système de production de biogaz est introduit. En effet, les impacts évités (et donc au final les résultats de l'évaluation) varient grandement selon que l'on remplace une énergie d'origine fossile ou bien issue de la biomasse par exemple¹⁸. Certains auteurs optent pour la production moyenne du pays ou de la région considérée (selon une approche attributionnelle), mais la majorité d'entre eux choisit la production marginale, considérant que la production d'une énergie renouvelable aura des conséquences plus plausibles sur une filière énergétique marginale (selon une approche conséquentielle)¹⁹.

¹⁷ Cette hypothèse, spécifique à l'évaluation environnementale de systèmes de gestion des déchets, pose qu'un déchet entrant dans le système porte une charge environnementale nulle.

¹⁸ L'étude de Börjesson montre qu'un système de biogaz peut réduire l'impact sur le changement climatique de 75 à 90 % s'il se substitue aux énergies fossiles, mais aussi l'augmenter de 50 à 500 % s'il se substitue à une chaudière biomasse (Börjesson, 2007b).

¹⁹ Par opposition à l'approche attributionnelle, qui décrit un état moyen des systèmes de production d'un système économique, l'approche conséquentielle décrit les changements (résultants de décisions politiques) d'un système de production au sein du système économique (Rehl et coll., 2012). Le choix des procédures d'affectation est l'étape la plus caractéristique dans la modélisation de l'ACV pour illustrer cette différence d'approche. Dans une ACV attributionnelle, les affectations se basent sur les propriétés physiques ou les caractéristiques économiques des coproduits, tandis que dans une ACV conséquentielle les frontières du système sont étendues pour prendre en compte la substitution des coproduits à la technologie qu'ils sont susceptibles de remplacer (Rehl et coll., 2012). Cette dernière approche vise donc à prendre en compte les conséquences d'un changement marginal du système étudié sur un système plus vaste qu'est, le plus souvent, le système économique.

Tableau 4 : Affectation par extension des frontières du système dans les études de cas

D : traitement de déchets ; E : production d'énergie ; N : gestion de nutriments.

Etude	Objet	Substitution			Analyse de sensibilité
		Energie	Engrais	Produits substitués (et mode de production si spécifié)	
Bernstad et Cour Jansen, 2011	D/E	X		Electricité (moyenne)	X
Börjesson et Berglund, 2006 et 2007a	D/E	X	X	Electricité, chaleur et carburant, (origine fossile ou biomasse) et engrais minéraux	X
Börjesson, 2007b	D	X		Carburant classique	X
Bystricky et coll., 2010	E	X		Electricité (marginale)	
De Vries et coll., 2012	N	X	X	Electricité (marginale) et engrais (marginale)	X
Edelmann et coll., 2000	D	X	X	Electricité	
Ghafoori et coll., 2006	D	X		Electricité (moyenne)	
Haight, 2005	D	X		Electricité (locale)	X
Hamelin et coll., 2011	N	X	X	Electricité (marginale), chaleur et engrais (marginale)	
Kimming et coll., 2011	E	X		Electricité (marginale)	
Meyer-Aurich et coll., 2012	E	X	X	Electricité (marginale)	
Muñoz et coll., 2004	D	X		Electricité (marginale)	
Pöschl et coll., 2010	D/E	X	X	Electricité, chaleur et engrais minéraux	X
Prapasongsa et coll., 2010	D	X	X	Electricité (marginale), chaleur et engrais minéraux	X
Söderman, 2003	D	X	X	Electricité (marginale), diesel et engrais minéraux	X
Sonesson et coll., 2000	D	X		Diesel	
Venczel et coll., 2009	D	X	X	Electricité, chaleur et engrais minéraux (substitution par addition)	
Vergara et coll., 2011	D	X		Electricité (marginale)	X

Le digestat de méthanisation est également valorisable : il peut alors être considéré que son épandage sur les terres agricoles se substitue partiellement à l'utilisation d'engrais minéraux, et donc soustraire les impacts liés à la production et l'épandage de ces engrais aux impacts du système de méthanisation. La substitution du digestat aux engrais minéraux est prise en compte dans 40 % des études de cas analysées seulement, ce qui suggère qu'une telle substitution n'est pas généralisée

dans les pratiques agricoles (cf. Tableau 4). L'obtention d'un taux de substitution représentatif des pratiques réelles constitue alors une difficulté de modélisation, compte tenu de la grande variabilité des caractéristiques des digestats et des connaissances limitées sur leurs propriétés fertilisantes et leur devenir dans les sols en fonction des pratiques d'utilisation. Dans les publications étudiées, ce taux varie entre 45 et 100 % du contenu en azote du digestat.

D'après l'étude des choix méthodologiques conduits dans les études de cas d'ACV de système de méthanisation, il apparaît que les variations entre études proviennent de la fonction principale du système qui est retenue dans chacune d'elles. En effet, celle-ci conditionne la définition des frontières et de l'unité fonctionnelle, ainsi que les choix de substitution relatives aux cofonctions.

L'analyse des choix méthodologiques permet de classer selon trois grandes catégories, les trois fonctions distinctes des systèmes de méthanisation : le traitement de déchets, la production d'énergie et la gestion de nutriments, cette dernière fonction pouvant elle-même se décliner selon un objectif d'exportation ou bien de valorisation minérale des nutriments.

Les difficultés méthodologiques liées à l'évaluation de systèmes multifonctionnels, particulièrement au regard de la définition d'une unité fonctionnelle sont bien connues en ACV (Cooper, 2003 ; Joliet et coll., 2005 ; Reap et coll., 2008a ; Loiseau et coll., 2013) et plus spécifiquement lorsqu'il s'agit de filières de gestion des déchets ou de bioénergie (Wardenaar et coll., 2012 ; Cherubini et Strømman, 2011 ; Bellon-Maurel et coll., 2013 ; Huttunen et coll., 2014).

4 De la multifonctionnalité à la différenciation spatiale

La multifonctionnalité du procédé de méthanisation, mise en évidence au paragraphe précédent, peut constituer un atout pour celle-ci dans une démarche d'écologie industrielle et territoriale. Elle pose cependant la question d'une nécessaire prise en compte de la différenciation spatiale lors de l'évaluation des performances environnementales d'une filière de méthanisation implantée au sein d'un territoire.

4.1 La méthanisation dans une perspective d'écologie industrielle et territoriale

Le concept d'*écologie industrielle* fait ses premières apparitions dans les années 60 aux Etats-Unis et en Europe²⁰, et s'apparente alors principalement à une volonté de valorisation systématique des déchets et des surplus ou gaspillages d'énergie (*énergie fatale*) générés par certaines activités de la société industrielle. Elle s'affirme en tant que discipline scientifique et technique dans les années 90, portée entre autres par les travaux d'Erkman en Europe et confortée par la création du *Journal of Industrial Ecology* en 1997 et de l'*International Society for Industrial Ecology* en 2000. La méthanisation centralisée peut être considérée comme une application des principes d'écologie industrielle et territoriale, qu'il convient de définir.

4.1.1 Définition et principes de l'écologie industrielle et appropriation française : l'EIT

Selon Erkman, l'association des termes, *a priori* incompatibles, *écologie* et *industrielle*, revient à *envisager le système industriel comme un cas particulier d'écosystème*. Le système industriel peut dès lors être étudié selon une configuration de flux et de stocks de matière, d'énergie et d'information (Erkman, 2004). En acceptant cette comparaison, il devient possible de mettre au point des méthodes de production industrielle dont l'impact sur l'environnement pourrait être réduit, selon les principes suivants : boucler, étanchéifier, dématérialiser et décarboner (Erkman, 2004).

Il s'agit de passer d'une industrie traditionnelle où chaque opération de transformation consomme des ressources pour fabriquer des produits mais aussi des déchets à un *écosystème industriel* intégré imitant son analogue biologique. Par exemple, au sein d'un écosystème biologique, les végétaux utilisent l'énergie solaire pour leur croissance, et nourrissent les herbivores, qui nourrissent eux-mêmes les carnivores ; les déchets et cadavres de tous ces organismes retournent au sol pour nourrir d'autres organismes. À l'instar de ce modèle, il serait imaginable qu'au sein de l'écosystème industriel certaines entités utilisent les coproduits d'un processus de transformation, ce processus utilisant lui-même la chaleur perdue par une autre entité, et que toutes ces entités gèrent collectivement leurs déchets dans une même installation de traitement, qui fournirait à son tour de l'énergie et des matières premières secondaires. Une telle organisation poursuivrait l'objectif

²⁰ L'essor de l'écologie industrielle est généralement associé à la publication de Frosch et Gallopoulos en 1989 sur les écosystèmes industriels : FROSCH, R.A., GALLOPOULOS, N.E., « Strategies for Manufacturing », *Scientific American*, vol. 261, 1989, p. 144-152. Les fondements de cette discipline avaient néanmoins été conceptualisés dès les années 60 et 70, avec les travaux de Vigneron ou Baccini.

double d'accroître la compétitivité du système et de diminuer l'impact de ses activités sur l'environnement.

C'est en suivant ce raisonnement qu'ont vu le jour plusieurs initiatives d'écologie industrielle, comme par exemple à Kalundborg au Danemark, ville pionnière de la symbiose industrielle, ou bien le parc industriel de Burnside au Canada, ou encore la zone d'activité de Lagny-sur-Marne en région parisienne (OREE, 2014). Ces initiatives peuvent se limiter à l'emprise d'une zone d'activité, et impliquer un nombre restreint d'industriels ; elles peuvent également être issues d'une volonté de la collectivité, qui joue un rôle coordonnateur dans la démarche, et s'étendre alors à l'échelle d'un territoire administratif (c'est-à-dire en France une ville, une communauté de communes, un département, etc.).

Partant du constat que l'écologie industrielle est une démarche particulièrement pertinente pour les territoires²¹, qui apparaissent comme l'échelle de réflexion cohérente pour la mise en œuvre de stratégies visant à accroître leur durabilité, le terme propre à la France d'*écologie territoriale* apparaît au début des années 2000. Barles définit l'écologie territoriale comme *une écologie industrielle inscrite spatialement, qui prend en compte les acteurs des flux de matières, s'interroge sur les modalités de leur gestion et ne néglige pas les conséquences économiques et sociales de ces flux* (Barles, 2010). En effet, la considération territoriale tend vers une analyse davantage spatiale et sociale de l'écologie industrielle, permettant la transposition d'enjeux globaux du développement durable en actions localisées, en incluant non seulement les enjeux industriels, urbains, agricoles mais aussi le milieu de vie des sociétés. Ainsi, d'un point de vue opérationnel, il ne s'agit pas seulement de créer des symbioses industrielles au sein desquelles les déchets des uns deviennent des ressources pour d'autres, mais bien de susciter un projet de territoire commun et partagé entre tous les acteurs, reposant sur la prise en compte des spécificités et des enjeux du territoire, comme le suggère la structuration du champ scientifique français au travers du colloque ColeIT en 2012.

4.1.2 Dimension fonctionnelle et dimension spatiale des flux dans une démarche d'EIT

L'écologie industrielle et territoriale (EIT) recouvre les démarches collectives volontaires menées sur un territoire en vue d'économiser les ressources ou d'en améliorer la productivité, comme le promeut le Ministère de l'environnement (MEDDE 2014). L'EIT se base sur la collaboration d'acteurs économiques au sein d'une zone d'activité selon des synergies de substitution et de mutualisation (cf. Figure 14). Les synergies de substitution visent l'optimisation des flux de matière et d'énergie (récupération de chaleur, valorisation de déchets...) tandis que les synergies de mutualisation reposent sur des approvisionnements communs, des services communs et des partages d'équipements ou de ressources (matières premières, cantines interentreprises, salles de réunion partagées...) (Adoue, 2007).

²¹ Le territoire peut être défini comme *un système complexe évolutif qui associe un ensemble d'acteurs d'une part, l'espace géographique que ces acteurs utilisent, aménagent et gèrent d'autre part* (Moine, 2006).

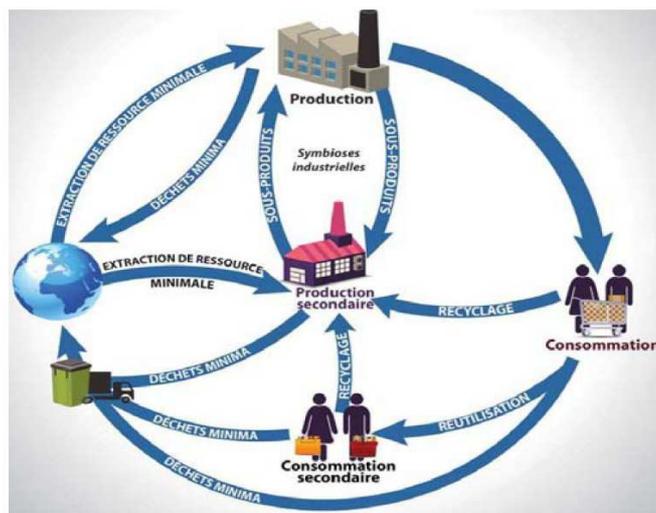


Figure 14 : Processus d'écologie industrielle et territoriale (source : MEDDE 2014, adapté de King County, WA USA)

L'identification des synergies, c'est-à-dire des liens entre les activités, implique l'étude des flux et stocks de matière et d'énergie au sein du système, c'est-à-dire son *métabolisme*. Erkman définit ainsi le *métabolisme industriel* comme la démarche, essentiellement analytique et descriptive, visant à comprendre la dynamique des flux et des stocks de matière et d'énergie liés aux activités humaines, depuis la production des ressources jusqu'à leur retour dans les processus biogéochimiques, et considère que l'étude du métabolisme industriel constitue un préalable indispensable à l'écologie industrielle (Erkman, 2004). Par analogie, le métabolisme territorial constitue un préalable indispensable aux démarches d'EIT.

En France, la notion de métabolisme territorial doit son apparition à Barles, qui met en évidence le manque de prise en compte de la dimension territoriale des flux de matière dans le cadre de l'écologie industrielle ou de l'économie circulaire. Ses travaux portent notamment sur le métabolisme urbain, qui contribue à caractériser les interactions entre société et nature : quantification de l'énergie et des matières (eau, énergie, aliments...) nécessaire à assurer les activités de la société, caractérisation des flux restitués à l'environnement, etc. (Barles, 2007).

Le métabolisme territorial est une démarche particulièrement adaptée à l'étude des filières de gestion des déchets. Bahers s'intéresse ainsi au métabolisme territorial d'une filière de recyclage des déchets d'équipements électriques et électroniques, c'est-à-dire la circulation des flux au sein de cette filière dans un cadre multiscalaire, en matière de consommation d'énergie et de matière, de transformation des déchets et de rejets (Bahers, 2014). L'originalité de cette approche est l'importance accordée à la dimension spatiale des flux, que justifie le caractère territorial fort de la filière.

Dans une démarche d'EIT, l'identification des liens entre secteurs d'activité ou entre société et environnement implique de considérer la dimension fonctionnelle de ces flux, qui apparaît dès lors étroitement liée à leur dimension territoriale. Ce constat, relatif à l'articulation des proximités spatiales dans les démarches d'EIT, rejoint la *théorie de la proximité*. Cette dernière, issue des

travaux du groupe *Dynamiques de proximité*²², pose que, toutes choses égales par ailleurs, l'inscription dans un même territoire favorise la proximité organisationnelle. Torre et Rallet montrent par exemple que les systèmes productifs locaux (SPL) ou d'innovation, qui impliquent les deux types de proximité, spatiale et organisationnelle, sont le lieu de coopérations et de coordinations entre acteurs différents, mais aussi compétitions (Torre et Rallet, 2005).

4.1.3 La méthanisation, un exemple d'EIT

La méthanisation centralisée est à elle seule un exemple de mise en œuvre de l'EIT, comme l'illustrent par exemple le centre de valorisation organique de Lille Métropole, le projet de la communauté urbaine de Strasbourg ou encore celui de la communauté de communes du pays d'Evian, selon une analyse des retours d'expériences d'EIT réalisée par l'association OREE (OREE, 2014). En effet, elle permet de valoriser des résidus organiques variés, issus des industries, de l'agriculture ou des collectivités, en produisant une énergie qui peut être utilisée sous forme de chaleur, d'électricité ou de carburant. La filière offre donc de possibles synergies :

- de substitution : les déchets de différentes entités deviennent les matières premières de la production énergétique, l'énergie est valorisée au sein du système industriel, etc. ;
- de mutualisation : la collecte et le traitement des déchets sont centralisés, la gestion des effluents d'élevage peut être optimisée par la redistribution des nutriments, etc.

Ainsi la méthanisation territoriale contribue-t-elle à la régulation et au bouclage des flux de matière et d'énergie du système industriel. Par ailleurs, au-delà des flux physiques, un projet de méthanisation centralisée met en jeu un tissu d'acteurs variés, tels que des industriels, des agriculteurs et des collectivités, dont les attentes sont généralement différentes, voire contradictoires. Leurs intérêts peuvent diverger selon des facteurs de performance technico-économique, d'efficacité environnementale et de dimension sociale.

L'insertion d'un système de méthanisation au sein d'un territoire illustre le lien entre dimension spatiale et dimension fonctionnelle propre à l'EIT. En effet, certaines fonctions remplies par l'unité de méthanisation imposent des contraintes d'ordre spatial. Par exemple, l'utilisation de la chaleur en excès produite par la valorisation du biogaz en cogénération nécessite la présence de consommateurs de chaleur à proximité de l'unité. De même, la mutualisation du traitement des déchets de différents producteurs implique l'optimisation de la collecte pour minimiser les coûts. Réciproquement, certaines spécificités locales dictent les contraintes fonctionnelles applicables au système de méthanisation. Par exemple, les types et quantités de déchets produits définissent les besoins de traitement ; ou encore, les surfaces agricoles existantes ainsi que les conduites d'élevage

²² En 1993, la *Revue d'Economie Régionale & Urbaine* édite un numéro consacré aux économies de proximité, où sont exposés pour la première fois les travaux du groupe *Dynamiques de proximité*, qui compte parmi ses membres Rallet, Gilly, Torre, Grossetti ou encore Bouba-Olga. Ces auteurs basent leur réflexion sur une distinction essentielle entre la proximité dans l'espace physique et les autres formes de proximité, constituées par l'activité socio-économique.

locales contraignent l'épandage d'un digestat potentiel. Il est, de plus, important de souligner que ces différentes fonctions s'ancrent dans le territoire selon différentes échelles géographiques (parcelle agricole, zone d'activité, agglomération...).

Ces considérations mettent en évidence l'importance d'intégrer certains paramètres géographiques à l'élaboration de scénarios de méthanisation centralisée au sein d'un territoire, dans l'objectif de réaliser l'évaluation des performances environnementales de ces scénarios, notamment par ACV.

4.2 La différenciation spatiale en ACV

Les parties précédentes ont mis en évidence, d'une part, la nécessité d'évaluer les performances environnementales des unités de méthanisation afin d'assurer un développement raisonné de la filière et, d'autre part, le caractère territorial intrinsèque d'un tel système. Dans ce cadre, cette partie expose les liens nécessaires à l'intégration des considérations géographiques à l'ACV de ce type de système, ainsi que les avancées de recherche sur la question.

Le manque de différenciation spatiale, c'est-à-dire de prise en compte des spécificités locales, demeure l'une des principales faiblesses de l'ACV (Potting et Hauschild, 2006 ; Reap et coll., 2008b ; Blanc et coll., 2009). Elle est identifiée à la fin des années 90, face au constat que certaines catégories d'impact ne peuvent être évaluées de manière générique, c'est-à-dire sans localiser la source d'émission et en considérant le milieu récepteur comme standard²³ (Potting et Hauschild, 1997). La différenciation spatiale devient alors un axe de recherche important, dans la mesure où elle permettrait d'améliorer la représentativité des résultats d'ACV.

4.2.1 Les limites d'un outil générique

A l'origine, l'ACV est un outil générique. Les normes qui encadrent la méthodologie énoncent clairement cette particularité : *l'ACV traite des impacts environnementaux potentiels. L'ACV ne prédit pas des impacts environnementaux absolus ni précis en raison [...] de l'intégration des données environnementales dans l'espace et dans le temps* (ISO 14040, 2006). En d'autres termes, l'information concernant le déroulement des processus du cycle de vie, différé dans l'espace et dans le temps, est perdue par l'agrégation des données. Cette agrégation, communément pratiquée par souci de simplification, a lieu premièrement lors de l'ICV en additionnant toutes les émissions de la même substance, et deuxièmement lors de l'analyse de l'impact environnemental (ACVI).

L'intérêt de conserver l'information spatiale relative aux données d'inventaire ou aux lieux d'émission, voire d'en améliorer la connaissance, dépend de la pertinence de ce type d'information pour la quantification des impacts, objectif essentiel de l'ACV.

²³ Les modèles de caractérisation communément utilisés pour l'ACVI se focalisent sur les propriétés inhérentes des substances, tandis que l'environnement est représenté comme standard, avec des caractéristiques moyennes ou génériques, dans lequel un devenir et une exposition typique peuvent être modélisés de manière simplifiée (Potting et Hauschild, 2006).

La quantification d'un impact en ACV a souvent recours à une approche générique qui ne prend pas en compte les paramètres spatiaux (ni du milieu émetteur, ni du milieu récepteur). Cette approche générique peut paraître en première approche satisfaisante pour les catégories d'impact dites globales, comme le changement climatique ou la destruction de l'ozone stratosphérique. Elle est en revanche insuffisante pour les impacts régionaux ou locaux comme la toxicité, l'acidification ou l'eutrophisation. Dans ces exemples, la localisation de la source d'émission et les conditions environnementales alentours ont une forte influence sur le devenir des polluants émis et la probabilité d'atteinte des écosystèmes (Potting et Hauschild, 2006). Concernant l'impact d'eutrophisation par exemple, la potentialité d'atteinte et d'effet sur le milieu est fonction de sa géographie et de sa sensibilité concernant la qualité des eaux vis-à-vis des nitrates ou des phosphates et la topographie du bassin versant.

La différenciation spatiale ainsi révélée pertinente pour toutes les catégories d'impact non globales²⁴, les premiers travaux sont menés sur les impacts d'acidification (Potting et coll., 1998), d'eutrophisation (Huijbregts et Seppälä., 2000) et de toxicité (Krewitt et coll., 2001).

4.2.2 Des propositions de résolution : différentes manières d'opérer une différenciation spatiale

Historiquement, la majorité des travaux sur la différenciation spatiale concernent l'étape d'ACVI. Bien que l'objet des travaux présentés dans ce manuscrit ne porte pas sur l'analyse des impacts environnementaux à proprement parler, il eut été difficile de passer sous silence dans cet état de l'art les avancées méthodologiques qui s'y rapportent. Cette partie offre donc une description succincte de quelques travaux parmi les nombreux existants pouvant faire référence en matière de différenciation spatiale en ACV.

A l'occasion des premiers développements effectués sur la question de la différenciation spatiale en ACV, trois niveaux pour cette différenciation sont définis (Potting et Hauschild, 1997) :

- *site-generic* : contribution de toutes les sources envers le même milieu récepteur, générique ;
- *site-dependent* : distinction de différentes catégories de sources et détermination de leur milieu récepteur (les facteurs de caractérisation *site-dependent* comprennent ainsi la

²⁴ Les catégories d'impact non globales sont les catégories pour lesquelles le niveau d'impact dépend de la localisation de l'émission (Potting et Hauschild, 2006).

variation au sein des milieux récepteurs et entre ces derniers, associés à chaque catégorie de source)²⁵ ;

- *site-specific* : considération des emplacements spécifiques des sources d'émission et connaissance des conditions locales spécifiques d'exposition des écosystèmes aux polluants émis.

Suite à la définition de ces trois approches, la quasi-totalité des travaux a porté sur leur mise en œuvre lors de l'ACVI. Aujourd'hui, cette catégorisation est généralisée et prédomine au sein de la communauté ACV (EC, 2010). Néanmoins d'autres manières d'appréhender la différenciation spatiale sont possibles. Reap et coll. proposent notamment de considérer d'une part la variation spatiale (*spatial variation*), à savoir les différences en termes de géologie, topographie, couverture du sol, d'origine naturelle comme anthropique, et d'autre part l'unicité environnementale locale (*local uniqueness*), c'est-à-dire les paramètres descriptif d'un lieu en particulier (Reap et coll., 2008b).

Plus d'une décennie après les premiers travaux sur la différenciation spatiale en ACV, cette question de recherche reste un enjeu fort, largement débattu au sein de la communauté, d'autant que la plupart des évaluations continuent d'ignorer les considérations spatiales (Reap et coll., 2008b). Dans certains cas, l'impact potentiel calculé par une ACVI générique est très différent de l'impact réel, et cette différence peut remettre en cause les conclusions issues de l'ACV (Potting et Hauschild, 2006). Lorsque de tels écarts peuvent être avérés, l'ouvrage de référence *ILCD Handbook* considère l'emploi de méthodes d'ACVI différenciées comme justifié (EC, 2010). La recherche portant sur une évaluation spatialisée des impacts s'est ainsi étoffée, puis étendue à d'autres étapes de la méthodologie, notamment l'ICV. En particulier, les méthodes et outils pouvant être couplés à l'ACV dans cet objectif se diversifient : systèmes d'information géographique (SIG), MFA, bases de données, analyses de sensibilité, etc.

Une sélection non exhaustive mais considérée représentative des travaux menés sur la différenciation spatiale est présentée au Tableau 5.

²⁵ L'approche *site-dependent*, qui offre un compromis entre l'agrégation totale de l'approche *site-generic* et la complexité de mise en œuvre de l'approche *site-specific*, est privilégiée pour répondre aux limites spatiales de l'ACV, au moyen de facteurs de caractérisation *site-dependent* (Pennington et coll., 2004). Un certain nombre de méthodes d'ACVI sont donc développées selon des modèles *site-dependent* : EDIP 2003 (Hauschild et coll., 2006), TRACI (Bare et coll., 2003), Impact 2002+ (Jolliet et coll., 2003), ou encore USEtox (Rosenbaum et coll., 2008).

Tableau 5 : Sélection de travaux de recherche sur la différenciation spatiale

Référence	Objectif	Impact(s)	Etape(s)	Précisions sur ce qui est développé	Outils de couplage	Echelle spatiale	Localisation /lieu de validité	Objet d'étude
Aissani, 2008	Intégration des paramètres spatio-temporels à l'ACV	Acidification Eutrophisation Toxicité Ecotoxicité Smog	ICV et ACVI	ICV spatialisé Modèle de classification différenciée	Modèle de devenir EUSES	Maille de 100 km de résolution	Monde	Filières énergétiques pour le transport
Azapagic et coll., 2007	Suivi de flux de polluants en milieu urbain et évaluation des impacts potentiels associés	Changement climatique Toxicité Ecotoxicité Acidification Eutrophisation	ICV et ACVI	ICV spatialisé Facteurs de devenir et de transport	SFA SIG	Ville ou plus précise	Monde	Cas d'étude théorique avec 4 sources de pollution urbaines
Basset-Mens et coll., 2006	Facteurs de devenir spatialisés pour l'eutrophisation	Eutrophisation	ACVI	Facteurs de devenir	Modèle de simulation INCA	Bassin versant	Bretagne (France)	Elevage porcin
Blanc et coll., 2012	Développement d'une application web d'ACV géolocalisée	Changement climatique	Ensemble de la méthodologie	Intégration de paramètres géodépendants	Modèle d'ACV modulaire	Inconnue	Europe du Nord	Eolien <i>offshore</i>

Référence	Objectif	Impact(s)	Etape(s)	Précisions sur ce qui est développé	Outils de couplage	Echelle spatiale	Localisation /lieu de validité	Objet d'étude
Ciuffo et Serenella, 2013	Développement d'archétypes d'émissions de produits chimiques pour une évaluation spatialement différenciée des impacts	Non spécifié	ICV et ACVI	Archétypes d'émissions selon les zones climatiques	Modèle de simulation MAPPE Analyse de sensibilité	Zone climatique	Monde	Non défini
Finnveden et Nilsson, 2005	Facteurs de caractérisation <i>site-dependent</i> pour les émissions atmosphériques de NO _x , SO _x et PM	Toxicité Acidification Eutrophisation	ACVI	Facteurs de caractérisation	Modèle intégré d'évaluation des impacts Ecosense	Maille de 100 km de résolution	Suède	Usine fictive de production d'électricité
Gasol et coll., 2011	Méthode d'évaluation d'une production décentralisée de biomasse énergie	Non concerné	ICV	Optimisation spatiale des scénarios	SIG	Région	Catalogne (Espagne)	Implantation de cultures énergétiques
Geyer et coll., 2010	Méthode d'évaluation de l'occupation des sols sur la biodiversité	Biodiversité	Nouvel impact	Méthode couplant ICV et ACVI spatialisés	SIG	Région	Californie (USA)	Production de bioethanol

Référence	Objectif	Impact(s)	Etape(s)	Précisions sur ce qui est développé	Outils de couplage	Echelle spatiale	Localisation /lieu de validité	Objet d'étude
Hauschild et coll., 2006	Facteurs de caractérisation spatialisés pour la formation d'ozone photochimique	Smog	ACVI	Facteurs de caractérisation	Modèle RAINS-LCA	Région	Europe	Chaise de bureau
Huijbregts et Seppälä., 2000	Caractérisation spatialisée pour certains polluants atmosphériques	Acidification Eutrophisation	ACVI	Modèle de caractérisation	Modèle RAINS-LCA	Maille de 150 km de résolution	Europe	Aucun
Jolliet et coll., 2003	Méthode de caractérisation Impact 2002+	Toxicité Ecotoxicité	ACVI	Méthode de caractérisation	Aucun	Inconnue	Europe	Aucun
Loiseau et coll., 2013	Adaptation de la méthodologie d'ACV à l'évaluation d'un territoire	Non concerné	Ensemble de la méthodologie	Unité fonctionnelle, frontières, collecte des données, ACVI	Aucun	Territoire	Monde	Cas d'étude théorique d'aménagement du territoire
Marchand, 2013	Méthodologie <i>site-dependent</i> d'évaluation de la toxicité	Toxicité	ACVI	Modèle de classification Facteurs de caractérisation	Modèle UseTox	Locale (territoire) / régionale (continent)	Monde	Traitement des déchets ménagers (incinération)
Marchand, 2013	Développement d'un impact odeur	Odeur	Nouvel impact	Evaluation quantitative d'un impact odeur	Modèle UseTox	Locale (territoire)	Monde	Traitement des déchets ménagers (TMB)

Référence	Objectif	Impact(s)	Etape(s)	Précisions sur ce qui est développé	Outils de couplage	Echelle spatiale	Localisation /lieu de validité	Objet d'étude
Mutel et Hellweg, 2009	Méthode de couplage entre facteurs de caractérisation régionalisés et bases de données d'ICV	Acidification Eutrophisation	Lien entre l'ICV et l'ACVI	Adaptation des matrices d'ICV → ICV régionalisé	BDD Ecoinvent Méthode EDIP 2003	Pays	Europe	Mix électriques
Mutel et coll., 2012	Méthode régionalisée d'évaluation des impacts pour les émissions atmosphériques et les consommations en eau douce	Les 3 aires de protection (ressources, santé, écosystèmes) Eutrophisation Acidification	ICV et ACVI	Méthode couplant ICV et ACVI spatialisés	SIG	Variable selon les process et impacts	Etats-Unis	Production d'électricité
Norris, 2003	Méthode de caractérisation TRACI	Acidification Eutrophisation Smog	ACVI	Méthode de caractérisation	Modèles de transport et de devenir régionalisés	Régionale	Amérique du Nord	Aucun
Núñez et coll., 2010	Evaluation de la désertification en ACV	Désertification	Nouvel impact	Méthode couplant ICV et ACVI spatialisés	SIG	Ecorégion de Bailey	Monde	Cultures énergétiques

Référence	Objectif	Impact(s)	Etape(s)	Précisions sur ce qui est développé	Outils de couplage	Echelle spatiale	Localisation /lieu de validité	Objet d'étude
Ross et Evans, 2002	Etude de l'importance de considérer des données <i>site-specific</i> lors de l'inventaire pour les résultats d'une ACV	Smog	ICV	Comparaison ICV générique et ICV spécifique	Aucun	Ville	Melbourne	Comparaison de différents types d'emballages
Saad et coll., 2013	Facteurs de caractérisation pour les impacts du land use	Freshwater regulation, erosion regulation, water purification	Nouvel impact	Méthode couplant ICV et ACVI spatialisés	SIG	Différentes échelles de régionalisation	Monde	Aucun
Urban et coll., 2012	Prise en compte de la biodiversité en ACV	Biodiversité	Nouvel impact	Ensemble de la méthodologie	SIG	Variable selon les données disponibles	Allemagne	Production de biocarburants
Ventura, 2010	Modèle probabiliste de classification différenciée spatialement	Toxicité Écotoxicité Smog Acidification Eutrophisation	ACVI	Modèle de classification	Aucun	Variable selon la catégorie d'impact	France et Paris (en exemples)	Cas des NO _x

4.2.2.1 La différenciation spatiale pour l'ACVI

Accroître la représentativité spatiale de la modélisation des impacts reste un enjeu de recherche. Aussi les travaux récents sur la phase d'ACVI visent-ils à la fois à améliorer la spatialisation des impacts existants, notamment en envisageant la différenciation spatiale dès la phase de classification, mais aussi en développant de nouveaux impacts, pour lesquels une approche spatialisée est indispensable

Les avancées sur la caractérisation des catégories d'impact classiques non globales concernent principalement l'acidification (Finnveden et Nilsson, 2005 ; Huijbregts et Seppälä., 2000 ; Norris, 2003), l'eutrophisation (Basset-Mens et coll., 2006 ; Finnveden et Nilsson, 2005 ; Huijbregts et Seppälä., 2000 ; Norris, 2003), la formation de smog (Hauschild et coll, 2006 ; Norris, 2003), la toxicité (Finnveden et Nilsson, 2005 ; Jolliet et coll., 2003 ; Marchand, 2013) et l'écotoxicité (Jolliet et coll., 2003 ; Marchand, 2013). Par exemple, Basset-Mens et coll. ont élaborés des facteurs de devenir spatialisés pour les nitrates afin d'améliorer le calcul de l'impact d'eutrophisation ; ces facteurs sont établis grâce à des simulations du devenir des nitrates selon différents types de bassins versants et conditions météorologiques (Basset-Mens et coll, 2006).

Marchand propose une nouvelle méthode de calcul de facteurs de caractérisation pour les substances contribuant à l'impact de toxicité ; cette évaluation *site-dependent* permet de déterminer l'occurrence de l'impact dans un premier temps et son intensité dans un second temps (Marchand, 2013). Dans l'approche développée par Marchand, une étape de préclassification est requise, visant à déterminer, au regard des caractéristiques spatiales, la probabilité de réalisation de l'impact. L'idée d'une classification différenciée a initialement été proposée par Aissani : la pertinence de calcul d'un impact est alors déterminée en fonction de la concentration environnementale de la substance causant l'impact (Aissani, 2008). Ventura développe quant à elle un modèle probabiliste de classification différenciée spatialement, basé sur la définition de contributions réactives à des catégories d'impact, fonction de la présence de la cible (Ventura, 2010).

L'évaluation de certains nouveaux impacts (qui ne sont pas évalués par les méthodes d'évaluation classiques), est rendue difficile par leur caractère local intrinsèque. De ce fait, les travaux portant sur ces nouveaux impacts considèrent nécessairement un certain degré de différenciation spatiale, comme par exemple pour l'impact relatif aux odeurs (Marchand, 2013), l'impact sur la biodiversité (Geyer et coll., 2010), le *land use* (Saad et coll., 2013) ou la désertification (Núñez et coll., 2010). Ces développements font intervenir des facteurs de caractérisation spatialisés, pour la plupart issus de modélisation grâce aux SIG.

4.2.2.2 La différenciation spatiale pour l'ICV

Par ailleurs, il apparaît rapidement que l'évaluation des impacts n'est pas la seule étape de l'ACV lors de laquelle la différenciation spatiale est pertinente. L'importance d'intégrer des considérations spatiales (ainsi que temporelles) à l'inventaire du cycle de vie est également soulevée par plusieurs membres de la communauté ACV, d'autant qu'elle est nécessaire à la réalisation d'une évaluation

différenciée des impacts. La norme ISO 14040, qui spécifie les principes et le cadre d'application d'une ACV, indique que le manque de dimensions spatiales et temporelles dans les résultats d'inventaire du cycle de vie introduit de l'incertitude dans les résultats d'ACVI. L'incertitude varie selon les caractéristiques spatiales et temporelles de chaque catégorie d'impact (ISO 14040). Le rapport du projet IMEA (pour *IMports Environmental Accounting*), qui identifie l'amélioration de la régionalisation comme un enjeu majeur pour l'ACV, recommande le développement conjoint de facteurs de caractérisation spatialement différenciés pour l'ACVI et de solutions d'acquisition de données spatiales pour l'ICV (Blanc et coll., 2009). En effet, un ICV peut se rapporter à un nombre important de lieux et de périodes, qui sont souvent inconnus et le degré de variabilité spatiale et temporelle de certains ICV à partir duquel le recours à des facteurs spécifiques n'est plus discriminant est lui-même généralement inconnu (Pennington et coll., 2004).

Ross et Evans mettent en évidence que l'exclusion des données *site-specific* de l'ICV, bien que largement pratiquée et tolérée, constitue une limite importante à la méthodologie, au point de mettre en cause l'utilité même des résultats d'ACV. Pour cela, ils montrent les différences de contribution à l'oxydation photochimique de différents types d'emballages, selon que les localisations des émissions des précurseurs du smog sont agrégées à travers un paramètre unique ou non lors de l'ICV: leurs résultats à l'issue de l'ACVI montrent qu'un emballage peut apparaître plus performant qu'un autre dans le premier cas alors qu'il s'avère plus nocif dans le second (Ross et Evans, 2002).

Quelques travaux portent spécifiquement sur l'intégration de paramètres spatiaux lors de la modélisation des systèmes à évaluer. Par exemple, Gasol et coll. procèdent à l'optimisation spatiale de scénarios de production de biomasse énergie grâce aux SIG, considérant ainsi des paramètres géographiques lors des deux premières étapes de l'ACV, avant d'évaluer les performances environnementales de ces scénarios par une ACVI classique (Gasol et coll., 2011).

4.2.2.3 Un lien manquant entre ACVI et ICV pour la différenciation spatiale

Il apparaît donc que la plupart des cas d'études en ACV demeurent génériques, malgré les possibilités d'analyses spatialement différenciées offertes par les méthodologies développées, du fait d'un manque de données spatialisées lors de la phase d'ICV ou de la difficulté de conserver la spatialisation de ces données entre les phases d'ICV et d'ACVI (Bare, 2010). En réponse à ce manque, différents travaux visent à faire le lien entre ces deux étapes.

En particulier, les auteurs qui développent de nouveaux impacts, spécifiquement locaux, sont généralement contraints d'allier un ICV spatialisé à leur ACVI. Geyer et coll. utilisent ainsi les SIG pour produire des cartes d'habitat pour la faune et la flore lors de l'ICV, qui servent ensuite de flux élémentaires à l'évaluation de l'impact sur la biodiversité (Geyer et coll., 2010). De la même manière, pour le *land use* et la désertification, des ICV régionalisés sont produits par SIG (Saad et coll., 2013, Núñez et coll., 2010). Urban et coll. proposent de coupler les SIG à l'ACV sur l'ensemble de la méthodologie pour évaluer l'impact sur la biodiversité (Urban et coll., 2012).

Concernant les impacts existants, des méthodes sont développées afin de différencier spatialement les émissions et leur devenir, par exemple au moyen d'archétypes (Ciuffo et Serenella, 2013) ou d'un couplage entre SIG et *substance flow analysis* (SFA) (Azapagic et coll., 2007).

Mutel et coll. s'intéressent quant à eux spécifiquement à la concordance des données d'ICV et d'ACVI. Ils proposent à cette fin dans un premier temps une méthode générique de couplage entre certains facteurs de caractérisation régionalisés existants et les bases de données d'ICV existantes, puis dans un deuxième temps une intégration opérationnelle des capacités d'analyse spatiales offertes par les SIG au sein des calculs de l'ACV (Mutel et coll., 2012). Dans la lignée de ces travaux, Beloin-Saint-Pierre et coll. proposent une nouvelle méthode de calcul de l'ICV, ESPA+, qui permet d'intégrer les aspects temporels à l'ICV et de propager ces caractéristiques à l'ACVI (Beloin-Saint-Pierre et coll., 2011).

4.2.3 Des approches différentes

En marge des travaux précédents qui opèrent une différenciation spatiale lors d'une ou plusieurs étapes de la méthodologie d'ACV, quelques approches différentes prennent le parti de revisiter la méthodologie en elle-même et de l'adapter dans son ensemble afin qu'elle réponde aux enjeux de spatialisation.

Blanc et coll. ont par exemple mis au point un modèle d'ACV *régionalisée*, appliqué à l'évaluation environnementale de systèmes d'éolien *offshore* (Blanc et coll., 2012). Un modèle d'ACV modulaire (dont les modules correspondent aux composantes du système étudié) permet l'entrée de paramètres *géo-dépendants*. Les résultats de l'évaluation peuvent être visualisés sous forme de cartes.

Loiseau et coll. ont par ailleurs introduit le concept d'ACV *territoriale* (Loiseau et coll., 2013). Cette approche est une adaptation de la méthodologie à l'évaluation des performances environnementales d'un territoire, portant sur quatre aspects : la définition de l'unité fonctionnelle, la sélection des frontières, la collecte des données et l'ACVI. L'objectif poursuivi est la comparaison de scénarios de planification territoriale, multifonctionnels par essence. Le cadre conceptuel proposé en réponse établit une interdépendance entre le système territorial évalué et les modalités de l'évaluation.

Dans une logique similaire mais dont les enjeux dépassent la différenciation spatiale, le *backcasting LCA*, introduit par Guinée et Heijungs en 2011, est une approche qui consiste à résoudre une problématique environnementale en partant de l'objectif à atteindre (Guinée et Heijungs, 2011). Une étude de 2014 propose par exemple de déterminer le niveau individuel de consommation énergétique actuel qui permette d'atteindre les objectifs de réduction des GES fixés à l'horizon 2020 (Heijungs et coll., 2014). Dans ce cas, la cible à atteindre est environnementale et ne prend pas en compte d'information spatiale. Une telle approche pourrait être envisagée au service de la différenciation spatiale : l'objectif serait défini en fonction du contexte local, et les systèmes étudiés visant à l'atteindre seraient ainsi contraints par leur environnement.

Conclusion

Le processus naturel de méthanisation est mis en œuvre industriellement pour convertir la matière organique contenue notamment dans les substrats biodégradables en un biogaz constitué principalement de CH₄ et de CO₂.

Envisagée selon des filières globales, elle permet de traiter plusieurs substrats organiques aux atouts variés et complémentaires, comme des déchets gras au potentiel énergétique élevé ou des effluents d'élevage au fort pouvoir tampon et riches en nutriments essentiels. La codigestion des substrats contribue alors à l'optimisation technique et économique des projets.

Le biogaz produit par la dégradation anaérobie est collecté et valorisé, majoritairement en électricité et chaleur conjointement dans un moteur de cogénération, ou en chaleur seule par combustion dans une chaudière, ou plus récemment par injection dans le réseau de gaz naturel, ou encore, plus rarement, en biocarburant pour véhicules.

Le digestat, résidu issu du procédé contenant tous les éléments fertilisants tels que l'azote et le phosphore, est le plus souvent utilisé pour la fertilisation des cultures, soit brut, soit après un post-traitement plus ou moins poussé, visant à faciliter l'épandage ou l'export, par la réduction du volume, ou bien l'élimination ou la concentration des nutriments.

En France, la filière de méthanisation connaît une croissance importante ces dernières années, encouragée par un dispositif de soutien et des mesures réglementaires. Dans le secteur agricole en particulier, le nombre d'installations à la ferme est passé de 50 en 2011 à 140 en juillet 2013. Si le nombre d'installations centralisées est de 20 seulement, la puissance cumulée qu'elles représentent est comparable à celle des 140 unités à la ferme. Le modèle centralisé présente ainsi des avantages en termes de production énergétique ou de possibilités de gestion de l'azote, mais aussi des difficultés liées à sa taille et à la collaboration de différents acteurs qu'il implique.

La méthanisation est encouragée pour des raisons majoritairement environnementales : le remplacement de ressources fossiles et la réduction des GES lorsqu'elle traite des effluents d'élevage. Toutefois, elle est également responsable d'émissions, notamment d'espèces réactives azotées contribuant aux impacts d'acidification et d'eutrophisation. Au vu des perspectives de développement de la méthanisation (à hauteur de 1500 méthaniseurs d'ici 2020), il est nécessaire d'évaluer le bilan des projets d'unités au cas par cas, en amont de leur existence, pour aider à la décision dans le cadre des politiques publiques locales.

Pour cela, l'outil normé d'ACV, basé sur la traduction en impacts environnementaux potentiels des flux de matière et d'énergie entrant et sortant d'un système, apparaît le plus pertinent. Du fait de son caractère global et multiple, cette méthodologie prédomine au sein des études de cas d'évaluation environnementale de méthanisation, dont certaines ont fait l'objet d'une synthèse bibliographique. Les tendances issues de cette synthèse confortent les enjeux pressentis en termes de catégories d'impact les plus représentatives du système (épuisement des ressources, changement

climatique, acidification et eutrophisation) et du positionnement de la méthanisation selon ces dernières, ainsi que les étapes du cycle de vie impliquées.

Cette synthèse met par ailleurs en évidence des difficultés méthodologiques concernant la définition de l'unité fonctionnelle, des frontières du système et des règles d'affectation, qui conditionnent en partie les résultats de l'évaluation. Ces difficultés sont liées à la multifonctionnalité du procédé étudié. En effet, selon les auteurs, un système de méthanisation peut être abordé selon trois fonctions principales. Le traitement de déchets est la fonction la plus fréquemment rencontrée, suivi par la production d'énergie et, plus rarement, la gestion de nutriments.

La fonction principale d'un système de méthanisation étant fortement liée au contexte local, une évaluation générique de ses performances environnementale se révèle peu pertinente. En faisant le lien avec l'EIT, qui repose sur la collaboration entre acteurs d'un territoire en vue d'optimiser leurs flux de matière et d'énergie, il semble intéressant d'y associer une vision spatiale, et ce dès la définition des scénarios de méthanisation à évaluer.

La différenciation spatiale en ACV, qui est donc justifiée pour cet objet d'étude, a fait l'objet de nombreux travaux depuis la fin des années 90. Historiquement appliquée à la modélisation des impacts, cette étape demeure explorée plus fréquemment que la modélisation des systèmes, même si des approches différentes englobant l'ensemble de la méthodologie commencent à émerger. Ces différentes notions ont nourri la réflexion au cours de travaux de thèses présentés dans la suite de ce manuscrit. Une démarche s'apparentant à la philosophie du *backcasting LCA*, et impliquant une différenciation spatiale dès la première étape de l'ACV, est alors apparue adaptée pour optimiser l'insertion d'une filière de méthanisation au sein d'un territoire. La définition des scénarios est dans ce cas contrainte par son environnement.

L'identification des enjeux du territoire concerné par rapport aux services rendus par une potentielle filière de méthanisation requiert une analyse spatiale qui prenne en compte ses multiples entités, ainsi que les interactions qui existent entre elles, comme le permet l'approche systémique.

Chapitre II : Développements méthodologiques

Approche systémique de la filière pour une insertion territoriale et
environnementale

D'après la synthèse bibliographique menée au chapitre précédent sur les études d'évaluation environnementale de la méthanisation, la littérature s'accorde sur l'importance du rôle que jouent les *substitutions* dans l'évaluation des performances environnementales de la filière de méthanisation. Ces substitutions, opérées pour prendre en compte les multiples fonctions remplies par ce type de système, sont fortement *site-specific* (Steubing et coll., 2014). La multifonctionnalité de la méthanisation peut donc être intéressante d'un point de vue environnemental, à condition qu'elle permette des substitutions effectives à des fonctions de référence pertinentes dans le contexte local et génératrices d'impacts environnementaux importants (par exemple, le remplacement d'une énergie fossile comme le gaz naturel par l'énergie issue du biogaz).

Cependant, la multifonctionnalité est source de difficultés méthodologiques majeures lors de l'évaluation environnementale d'une filière de méthanisation, particulièrement par ACV. Au-delà des controverses concernant le principe même d'affectation des charges environnementales par substitution, également appelée extension des frontières du système, la question de la nature et du taux de substitution appliqué est source de nombreuses incertitudes. Même si le contexte et les pratiques locaux sont connus (c'est-à-dire qu'il est possible d'opérer des substitutions *site-specific*), le changement induit à l'arrière-plan par les filières développées, notamment sur le marché de l'énergie ou des matières premières et sur les modes de consommation, demeure incertain. Une approche conséquentielle, qui propose d'appréhender ces changements lors de l'ACV, se justifie pleinement lorsque le système étudié est une unité de méthanisation centralisée. Considérant le rôle prêté à la filière dans la transition énergétique et l'ampleur des objectifs nationaux pour son développement, il est en effet possible que la méthanisation vienne concurrencer et donc modifier significativement les marchés de l'énergie, des engrais ou de la gestion des déchets, mais aussi les pratiques agricoles.

Au-delà de la fonction principale du système qui guide les grandes hypothèses de sa modélisation, concernant entre autres les substitutions, les caractéristiques d'un projet de méthanisation sont soumises aux opportunités locales en termes d'intrants, de débouchés énergétiques et d'épandage. Par exemple, si une unité est développée selon un objectif de production d'énergie, les intrants retenus seront fonction des substrats disponibles sur le territoire, en privilégiant la maximisation de leur potentiel énergétiques et non leur réel besoin de traitement, tel qu'observé en Allemagne où l'utilisation des cultures énergétiques est courante. Ce constat corrobore le lien établi au chapitre précédent entre dimension fonctionnelle et dimension spatiale du système.

Ces considérations sur la modélisation d'une unité de méthanisation, qui dépassent le seul choix d'une fonction principale, mettent en lumière un aspect crucial d'un tel système territorial : la complexité. La complexité concerne la majorité des systèmes artificiels conçus par l'homme, de facture technique, organisationnelle, économique et sociale (Durand et Nunez, 2002) et pose difficulté lors de leur modélisation. Les systèmes industriels complexes sont définis par Cluzel et

coll. de la manière suivante, dont les deux derniers points sont particulièrement représentatifs d'un système de méthanisation centralisée (Cluzel et coll., 2012) :

- système de grande envergure, en termes de sous-systèmes et composants et d'utilisation des ressources ;
- système dont le cycle de vie est difficilement prévisible sur le long terme au moment de sa conception, notamment sa durée de vie, ses évolutions, sa maintenance et sa fin de vie ;
- système dont les sous-systèmes peuvent avoir des cycles de vie et délais d'obsolescence différents ;
- système en interaction étroite avec son environnement ;
- système gouverné par les décisions humaines.

Pour la modélisation ou l'évolution de tels systèmes industriels complexes, l'*approche systémique* apporte des éléments de réponse intéressants (Durand et Nunez, 2002).

Une approche systémique *spatialisée* apparaît alors appropriée à l'étude du système territorial complexe que constitue la méthanisation centralisée, afin de résoudre d'une part la multifonctionnalité du système et d'élaborer d'autre part des scénarios de méthanisation adaptés aux spécificités d'un territoire. Une étape d'évaluation des performances environnementales de ces scénarios est ensuite requise pour supporter l'aide à la décision quant à l'insertion de la filière dans le cadre d'une planification territoriale visant à minimiser les impacts environnementaux. L'approche systémique territoriale permet ainsi une *contextualisation* dès la première étape de l'ACV.

Ce chapitre a pour objet, dans un premier temps, la description des méthodes et outils permettant la mise en œuvre d'une telle approche systémique territoriale. Il s'agit des concepts généraux de la démarche systémique et des outils de modélisation utilisés. La mise en œuvre de cette démarche dans le cas d'un système de méthanisation centralisée est ensuite détaillée, ainsi que la méthodologie d'optimisation territoriale de la filière qui en découle. Enfin, le lien avec l'évaluation des impacts environnementaux est décrit, et l'ensemble de la méthodologie est discuté.

1 Méthodes et outils

Plusieurs méthodes et outils ont été mobilisés dans le cadre des développements méthodologiques qui font l'objet de ce chapitre ; cette première partie est consacrée à leur description.

1.1 Cadre général de la méthodologie développée

La méthodologie développée, dont l'objectif final est d'optimiser l'insertion territoriale et environnementale d'une filière de méthanisation centralisée, s'articule en trois grandes étapes (cf. Figure 15). Le contenu des étapes et les liens entre elles seront précisés au fil de ce chapitre. La première étape est l'approche systémique territoriale de la filière, comprenant l'exploration du système, sa modélisation qualitative et sa modélisation spatiale. Elle alimente la deuxième étape, qui consiste en une optimisation spatiale et fonctionnelle du système au moyen d'indicateurs de trois types : de fonction, de scénario et d'implantation. Ces deux étapes s'intègrent à l'évaluation environnementale du système par ACV, au niveau de la définition des objectifs et du champ de l'étude et de l'inventaire. L'évaluation des impacts et l'interprétation suivent ensuite la méthodologie *classique* d'ACV et sont exposées au chapitre III.

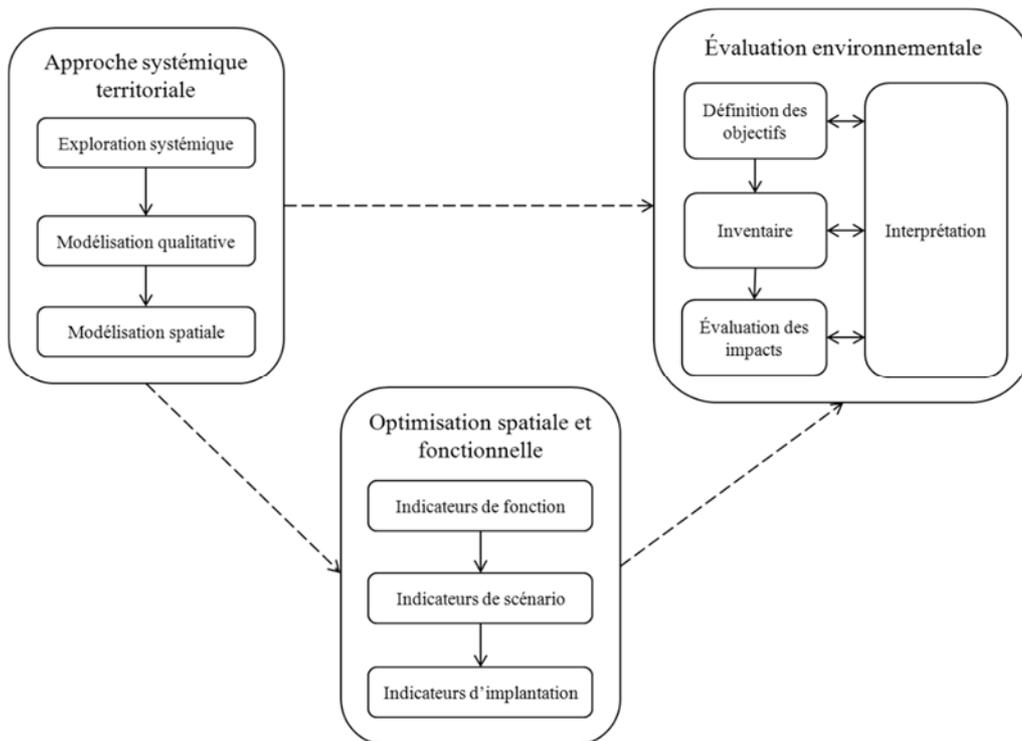


Figure 15 : Cadre général de la méthodologie développée

1.2 L'approche systémique : définition et concepts

1.2.1 Définition

Née aux États-Unis au début des années 50, l'approche systémique doit son déploiement au biologiste allemand Bertalanffy, reconnu comme son fondateur avec la *Théorie générale des systèmes*, présentée pour la première fois en 1951, et la publication d'un ouvrage de synthèse²⁶ du même nom en 1968. Bertalanffy définit l'approche systémique comme un champ transdisciplinaire qui regroupe les démarches théoriques, pratiques et méthodologiques relatives à l'étude de ce qui est reconnu comme trop complexe pour être abordé de manière réductionniste. Initialement appliquée au domaine de la biologie, l'approche systémique se généralise dans les années 70 avec les travaux de Rosnay (*Le macroscope*, 1975) ou Le Moigne (*Théorie du système général*, 1977). Elle donne aujourd'hui lieu à de nombreuses applications dans des domaines variés tels que l'écologie, l'économie, la gestion des entreprises, l'aménagement du territoire, etc.

Tableau 6 : Différences entre les approches analytique et systémique (d'après Rosnay, 1975)

Approche analytique	Approche systémique
Isole : se concentre sur les éléments	Relie : se concentre sur les interactions entre les éléments
Considère la nature des interactions	Considère les effets des interactions
S'appuie sur la précision des détails	S'appuie sur la perception globale
Modifie une variable à la fois	Modifie des groupes de variables simultanément
Indépendante de la durée : les phénomènes considérés sont réversibles	Intègre la durée et l'irréversibilité
La validation des faits se réalise par la preuve expérimentale dans le cadre d'une théorie	La validation des faits se réalise par comparaison du fonctionnement du modèle avec la réalité
Modèles précis et détaillés, mais difficilement utilisables dans l'action	Modèles utilisables dans la décision et l'action
Approche efficace lorsque les interactions sont linéaires	Approche efficace lorsque les interactions sont non linéaires
Conduit à un enseignement par discipline	Conduit à un enseignement pluridisciplinaire
Conduit à une action programmée dans son détail	Conduit à une action par objectifs
Connaissance des détails, buts mal définis	Connaissance des buts, détails flous

Cette manière d'aborder les systèmes, selon une approche globale de la complexité, diffère de l'approche analytique (cartésienne), construite sur le fractionnement de l'objet d'étude (cf. Tableau 6). L'approche analytique consiste à décomposer un système en ses éléments simples pour étudier

²⁶ BERTALANFFY, L. VON, *General System Theory: Foundations, Development, Applications*, éd. G. Braziller, 1^{ère} éd. 1968, 289 p.

la nature des interactions simples entre ces éléments. Ensuite, la modification des variables une à une permet de déduire, dans le cas d'un système simple, les propriétés quant à son comportement global, grâce aux lois d'additivité des propriétés élémentaires. Mais ces lois ne sont plus valables dans le cas de systèmes complexes constitués de nombreux éléments aux interactions fortes. Ces derniers doivent par conséquent être abordés selon une approche systémique.

Le Moigne propose d'ailleurs un *Nouveau discours de la méthode*, en référence à Descartes²⁷, établissant quatre préceptes pour un *paradigme systémique* : pertinence, globalisme, téléologie²⁸ et agrégativité (Le Moigne, 1977). Toutefois, il ne s'agit pas d'opposer les approches analytique et systémique, mais plutôt d'envisager leur complémentarité, dans une démarche à la fois détaillante et englobante.

1.2.2 Concepts

L'approche systémique repose sur quatre principaux concepts (cf. Figure 16) :

- la complexité : ce concept renvoie à toutes les difficultés de compréhension posées par l'étude d'un objet complexe (dues à la diversité de ses éléments constitutifs, à ses échelles multiples, aux interactions non linéaires, etc.), qui se traduisent pour l'observateur par un manque d'information ;
- le système : cette notion, qui désigne initialement un ensemble cohérent, évolue avec la définition qu'en donne Rosnay d'*ensemble d'éléments en interaction dynamique, organisés en fonction d'un but* (Rosnay, 1975), qui met l'accent sur l'organisation du système et sa finalité ;
- la globalité : cette propriété des systèmes complexes selon laquelle *le tout est plus que la somme des parties*, exprime à la fois l'interdépendance des éléments du système et la cohérence de l'ensemble ;
- l'interaction : ce concept se rapporte à la complexité de chaque relation entre les constituants du système pris deux à deux ; il dépasse la simple relation de cause à effet de l'approche analytique, incluant notamment des phénomènes de rétroaction.

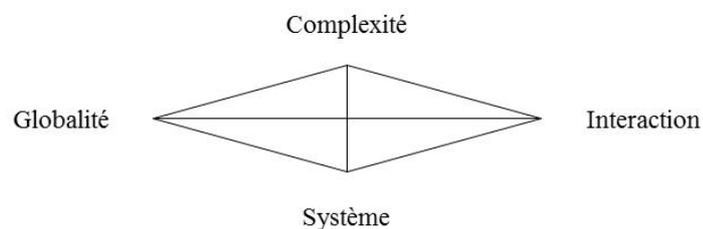


Figure 16 : Les quatre principaux concepts de l'approche systémique (d'après Durand et Nunez, 2002)

²⁷ Dans son *Discours de la méthode*, Descartes édictait quatre préceptes : évidence, réductionnisme, causalisme et exhaustivité.

²⁸ Notion de finalité poursuivie par le système.

Ces quatre concepts sont essentiels, néanmoins les systèmes complexes présentent d'autres caractéristiques remarquables : l'ouverture sur son environnement (échanges de flux de matière, d'énergie, d'informations), un aspect structural et un aspect fonctionnel (cf. Tableau 7), la variété, qui lui confère ses capacités d'adaptation, ou encore la finalité, qui entraîne des phénomènes de régulation.

Tableau 7 : Analyse des composantes et du fonctionnement d'un système (d'après Rosnay, 1975)

Aspect structural : organisation dans l'espace (ce que constitue le système)	Aspect fonctionnel : organisation dans le temps (ce que fait le système)
Frontières	Flux (matière, énergie, information)
Éléments constitutifs	Vannes : centres de décision
Réservoirs ou stocks	Délais
Principaux réseaux de communication (matière, énergie, information)	Boucles de rétroaction positives ou négatives

Les processus de régulation sont possibles grâce à l'action combinée de boucles de rétroaction, c'est-à-dire de mécanismes qui renvoient à l'entrée du système des informations dépendantes de la sortie. Ces boucles de rétroaction sont :

- soit positives (ou explosives), initiant la dynamique du changement ;
- soit négatives, conférant l'équilibre et la stabilité.

En exemple, le changement climatique global est un phénomène présentant des boucles de rétroaction à la fois positives et négatives (cf. Figure 17).

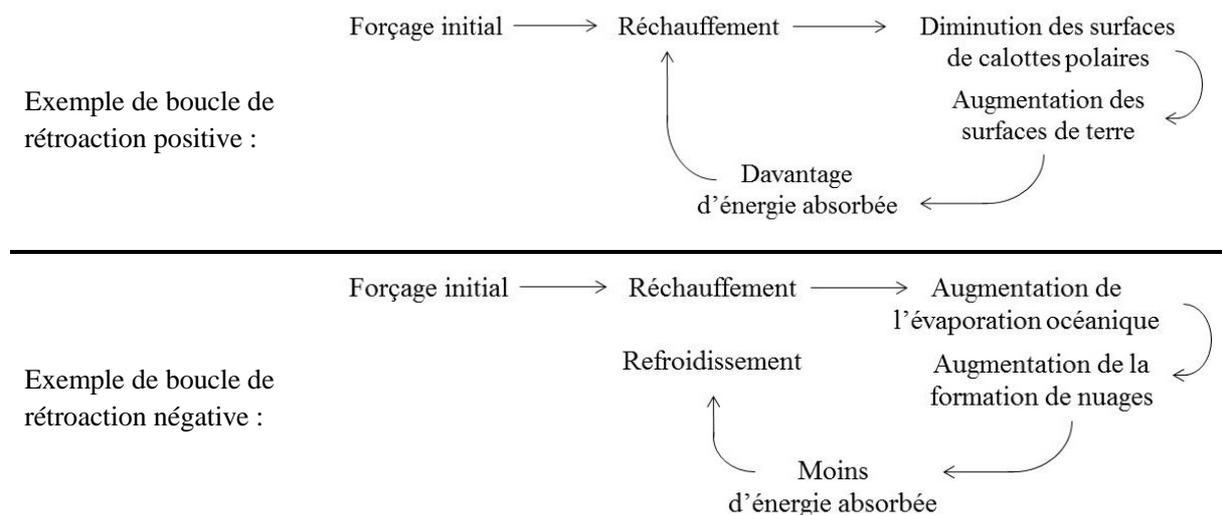


Figure 17 : Exemples de boucles de rétroaction positive et négative – cas du changement climatique

1.2.2.1 Etapes de la démarche systémique

Cette partie présente tout d'abord le déroulement communément admis d'une démarche systémique. En premier lieu, il est utile de préciser que *la démarche systémique n'est pas une méthode mais une approche* (Rosnay, 1975), ce qui suppose qu'elle n'est pas réservée aux seuls experts, mais accessible à quiconque vise la compréhension globale d'un système par l'étude de ses éléments et de leurs interdépendances. Il n'existe donc pas de procédures normalisées, l'approche systémique requiert avant tout un savoir, une pratique, une manière d'aborder la complexité.

La démarche générale se déroule généralement en trois étapes (cf. Figure 18, qui présente la dernière étape scindée en deux), correspondant à des niveaux successifs d'acquisition de connaissances dans l'étude d'un système complexe (MEDDE, 2007).

1. L'analyse de système ou exploration systémique

Cette première étape, d'observation, consiste dans un premier temps à définir le système, ses limites, et le situer dans son environnement. Il s'agit ensuite d'en dégager les éléments les plus importants et les interactions entre ces éléments, d'identifier les variables de flux et d'état²⁹, les boucles de rétroaction, etc. Enfin, l'historique du système doit être étudié afin d'en connaître l'évolution.

2. La modélisation qualitative ou analyse causale

Cette deuxième étape consiste à modéliser le système sur la base des connaissances acquises au cours de l'exploration systémique. Pour cela, le système est représenté sous forme de schéma sur lequel figurent ses éléments constitutifs, les variables de flux et d'état, les relations entre variables, les paramètres extérieurs, etc. Lorsque c'est possible, les relations entre les différents éléments du système doivent être traduites en formalisme mathématique. Le modèle obtenu ne peut cependant faire l'objet de simulations, il ne possède par conséquent aucune valeur prédictive. La modélisation qualitative est néanmoins l'une des phases les plus importantes dans le processus de connaissance du système³⁰.

1. La modélisation dynamique ou simulation

Cette dernière phase doit rendre simulable le modèle obtenu à l'issue de la modélisation qualitative, par la quantification des relations mathématiques et l'introduction de la variable temporelle. Cette étape permet au praticien d'améliorer sa connaissance du fonctionnement du système et, par exemple, d'étudier des scénarios alternatifs à des fins prospectives. La modélisation dynamique correspond au degré ultime de l'approche systémique ; toutefois, l'impossibilité de mener à terme le processus de modélisation est fréquente. L'objectif majeur de la démarche résidant dans la meilleure compréhension possible du système, la limitation de cette dernière à la deuxième, voire à

²⁹ Variable de flux : régulant un flux, elle s'exprime entre deux instants ; variable d'état : mesurant l'accumulation d'un stock, elle s'exprime à un instant donné.

³⁰ L'importance de la modélisation qualitative du système est soulignée par Le Moigne : *la démarche consiste non plus à analyser la réalité, mais à concevoir le modèle* (Le Moigne, 1977).

la première étape, se montrera le plus souvent fructueuse dans le cas où le passage à la simulation se révélerait impossible (Durand et Nunez, 2002).

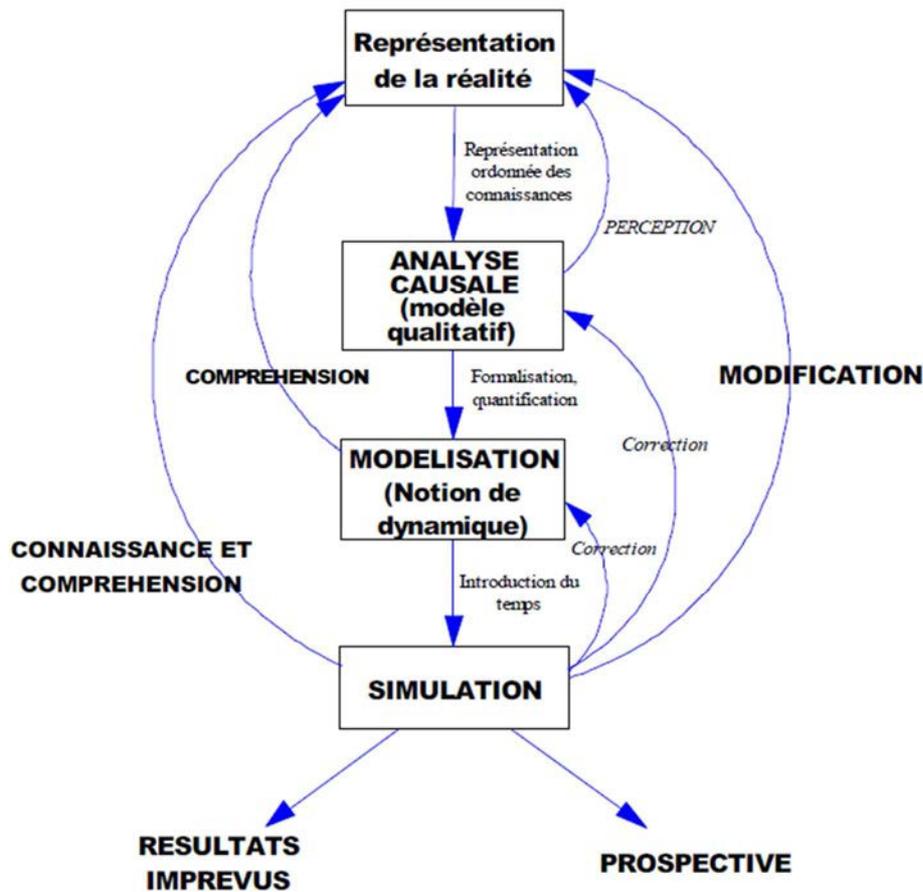


Figure 18 : Démarche systémique (source : Durand et Nunez, d'après Donnadiou et Karsky³¹, 2002)

1.2.2.2 Méthodes de mise en œuvre de la démarche systémique

Si la démarche systémique ne constitue pas une méthode en soi, il existe néanmoins différentes méthodes permettant de mettre en œuvre l'approche systémique décrite précédemment, dont les plus répandues sont la triangulation systémique, le découpage systémique et l'analogie (MEDDE 2007), schématisées à la Figure 19. La méthode la plus courante est la *triangulation systémique*, particulièrement adaptée à la phase d'exploration du système. Elle consiste à observer ce dernier selon trois aspects complémentaires : fonctionnel, structural et historique. Le *découpage systémique*, méthode particulière qui entre en jeu dans le volet structural de la triangulation systémique, consiste quant à lui à identifier les sous-systèmes qui interviennent dans le fonctionnement du système global et à caractériser leurs finalités et les connexions qui déterminent leur interdépendance. Enfin, l'*analogie* est un raisonnement selon lequel le système étudié par mise en correspondance avec un autre système, par métaphore, homomorphisme ou isomorphisme.

³¹ DONNADIEU, G., KARSKY, M., *La systémique, penser et agir dans la complexité*, éd. Liaisons, 2002.

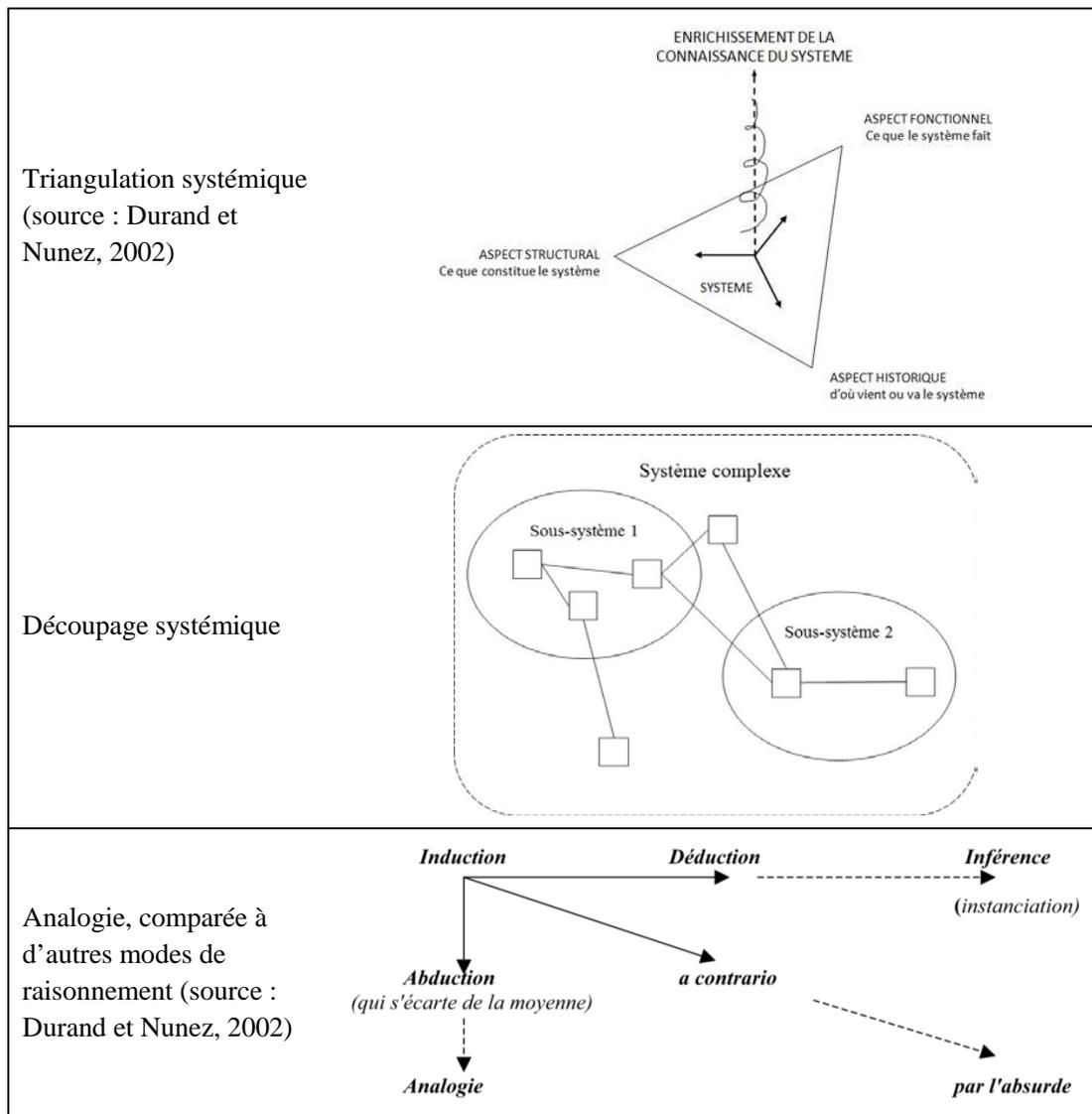


Figure 19 : Quelques méthodes systémiques

Ces méthodes présentent chacune des avantages mais aussi des limites, et aucune méthode prédéfinie ne saurait a priori satisfaire à l'étude de n'importe quel système complexe, puisque la manière d'aborder ce dernier dépend de la question posée. Dans le cas d'une filière de méthanisation centralisée, l'approche systémique déployée s'inspire de deux des méthodes précédemment décrites : la triangulation et le découpage systémiques. Puisque la fonction de ce système dépend de sa finalité territoriale, il s'agit d'étudier son aspect structural, c'est-à-dire son organisation spatiale, pour en déduire l'aspect fonctionnel. La focalisation sur l'aspect structural du système conduit alors naturellement à son découpage systémique.

1.2.3 L'approche systémique territoriale de la méthanisation centralisée

Tenter de résoudre la multifonctionnalité d'un système de méthanisation centralisée en vue d'optimiser son insertion territoriale contribue à un processus décisionnel concernant le territoire.

Ce type de processus, également appelés *problèmes décisionnels à référence spatiale*, se caractérisent généralement de la manière suivante (d'après Laaribi, 2000 et Chakhar, 2007) :

- les *problèmes décisionnels* concernant le territoire abordent toujours une situation existante ; ils n'opèrent pas dans un environnement nouveau, comme c'est le cas avec des décisions aspatiales ; ils nécessitent donc de tenir compte de l'existant (populations, infrastructure, équipement, antécédents, etc.), qui est généralement hétérogène et complexe ;
- les conséquences et impacts d'une décision spatiale sur le territoire sont d'une portée rarement locale, mais plutôt dispersés aussi bien dans l'espace que dans le temps ;
- les décisions territoriales sont généralement de nature multicritère, et les critères qui servent de base à l'évaluation sont souvent définis sur des échelles de mesure différentes, d'inégale importance, et conflictuels (si bien qu'il n'existe généralement pas de solution satisfaisant simultanément à tous les critères).

Si, dans les faits, ces processus de décision locale contrôlent fortement le développement de la méthanisation centralisée au sein des territoires, il a cependant été délibérément décidé d'écarter ce champ disciplinaire lors des développements méthodologiques présentés dans ce manuscrit. Ces derniers tendent à objectiver le besoin d'un territoire vis-à-vis de la filière selon des considérations techniques, environnementales et réglementaires, mais sans le point de vue, à ce stade, des parties prenantes que sont les acteurs locaux.

Dans ce cadre, l'approche systémique présente l'avantage d'aborder un système de manière globale, ouvert sur l'environnement, selon une approche transdisciplinaire, en tenant compte de sa dynamique et en fonction de ses finalités. Elle est de ce fait bien adaptée à la recherche des liens, établis au chapitre précédent, entre dimension fonctionnelle et dimension spatiale d'un système de méthanisation centralisée.

En effet, un système de méthanisation centralisée :

- comporte un nombre important d'éléments en interaction, regroupés en sous-systèmes (présentant chacun des cycles de vies et des échéances qui leur sont propres) ;
- s'inscrit dans un espace géographique qui dépasse le seul site industriel ;
- implique la collaboration de différents acteurs (agriculteurs, industriels, collectivités...) et est soumis à leurs décisions ;
- fait appel à des champs de compétence variés (génie de procédés, chimie, agronomie, énergétique, gestion...) ;
- est soumis à des éléments extérieurs qui évoluent dans le temps, tels que la réglementation, le marché des énergies ou l'acceptabilité sociale ;
- présente des enjeux environnementaux qui dépendent fortement du contexte d'implantation.

Ces différentes caractéristiques permettent de qualifier la méthanisation centralisée de système complexe comme défini par Cluzel et coll. (Cluzel et coll., 2012), pour lequel une approche systémique se révèle pertinente. Plusieurs aspects de la complexité d'un tel système sont liés à son implantation au sein d'un territoire ; de même, sa fonctionnalité, qui peut être multiple, est liée au territoire. Il apparaît de ce fait important d'adapter la démarche systémique pour y intégrer la dimension spatiale et en faire avant tout une démarche systémique territoriale.

1.3 Description des outils

Plusieurs outils informatiques peuvent être mobilisés lors des différentes étapes de la démarche systémique appliquée à un système territorial. Avant d'exposer la méthodologie développée dans le cas d'un système de méthanisation centralisée, les outils qui ont permis sa construction sont d'abord décrits dans cette section.

Une première phase de *modélisation des données* consiste à déterminer quelles sont les structures de données, géographiques ou non, pertinentes à la modélisation du système et les relations qui existent entre elles dans le cadre de l'exploration systémique. Sa transcription en langage naturel de l'organisation du système à modéliser, qui correspond à la modélisation qualitative du système, prend la forme d'un modèle orienté objet, au moyen du langage UML (pour *unified modeling language*). Ce modèle de données est ensuite transposé au sein d'un système de gestion de base de données relationnelle (SGBDR), qui permet la modélisation spatiale du système au moyen des systèmes d'information géographique (SIG).

1.3.1 La modélisation des données orientée objet avec le langage UML

1.3.1.1 La modélisation orientée objet

Un modèle est une simplification de la réalité qui permet de mieux comprendre un système, de visualiser son architecture, d'exprimer sa structure et son comportement. En informatique, un modèle de données est un modèle qui décrit de façon abstraite comment sont représentées les données dans un système d'information ou une base de données. Les manières les plus courantes d'aborder un modèle de données sont l'approche traditionnelle (programmation structurée) et l'approche orientée objet. La conception orientée objet permet la transposition du modèle de données vers les applications logicielles dédiées à la modélisation spatiale, au sein d'un logiciel de stockage de données à référence spatiale.

En modélisation orientée objet, le modèle est composé d'objets, qui représentent les concepts du domaine étudié. La définition des objets nécessite une analyse individuelle des concepts en utilisant le principe d'*abstraction*³². Puis, l'analyse des relations entre objets permet d'établir un diagramme complet du système.

³² En modélisation orientée objet, l'*abstraction* est une pratique visant à regrouper un certain nombre d'entités selon des caractéristiques communes afin de réduire la complexité du système.

Les langages de modélisation orientés objet font leur apparition au début des années 80. Au début des années 90, ils sont au nombre d'une cinquantaine. Les langages sont indépendants mais les différences entre les méthodes tendent à faire reculer la technique orientée objet. Face à ce constat, les principaux auteurs de ces méthodes, Booch, Jacobson et Rumbaugh, mettent en commun leurs travaux et créent le langage *unified modeling language* (UML).

1.3.1.2 Le langage UML

UML est un langage de modélisation graphique utilisant des pictogrammes, utilisé en conception orientée objet. Depuis 1993, UML est le langage reconnu comme standard par l'*Object Management Group*³³.

UML comprend 14 catégories de diagrammes, dont certains sont structurels (diagramme d'objets, de classes, de paquetages...), d'autres sont comportementaux (diagramme des cas d'utilisation...) et d'autres sont d'interaction (diagramme de communication...).

Les principaux concepts d'un diagramme de classes, pressenti pour l'étude d'un système de méthanisation centralisée, sont présentés au travers de leur définition dans les paragraphes suivants.

Un **diagramme de classes** est une représentation statique de la structure interne du système étudié, qui permet de représenter les familles d'objets et les relations entre familles d'objets. Il ne prend pas en compte les facteurs temporels du comportement du système.

Un **objet** représente une entité qui peut être physique, conceptuelle ou logicielle. Une **classe** est une description d'un ensemble d'objets partageant les mêmes attributs, opérations, relations et sémantique. Un objet est alors une instance d'une classe. Une classe est représentée par un rectangle (cf. Figure 20).

Un **attribut** est une propriété d'une classe, décrivant l'ensemble des valeurs qu'une instance de cette propriété peut prendre. Chaque attribut possède un type définissant le type de ses instances (caractère, entier, décimal...)

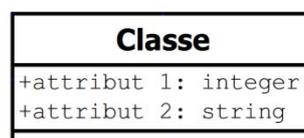


Figure 20 : Modèle d'une classe

Une **relation** est une connexion entre éléments. L'association, l'agrégation et la composition font partie des relations.

Une **association** est une relation structurelle qui décrit un ensemble de liens, c'est-à-dire de connexions entre objets. Une association est caractérisée par un type, qui décrit la connexion entre

³³Association créée en 1989 dont l'objectif est de standardiser et promouvoir le modèle orienté objet sous toutes ses formes.

les objets, et par des cardinalités, qui représentent les nombres minimal et maximal de participation de chaque objet à l'association. Dans l'exemple présenté à la Figure 21, l'association exprime la possession d'objets *Animaux* par l'objet *Agriculteur*. Il s'agit d'une relation *de un à plusieurs*, puisqu'un agriculteur peut posséder plusieurs animaux mais il peut aussi ne pas en posséder, tandis qu'un animal est possédé par un seul agriculteur.



Figure 21 : Exemple d'association

Une **agrégation** modélise une relation *de tout à partie*, c'est-à-dire de subordination entre deux classes. Elle est représentée par un trait reliant les deux classes et dont l'origine (l'agrégat) se distingue de l'autre extrémité (la classe subordonnée) par un losange. L'agrégat n'est pas propriétaire de tous les objets le composant.

Dans le cas d'une **composition**, l'agrégat est propriétaire de tous ses objets, et un objet est partie d'un et d'un seul agrégat ; l'agrégat est responsable de la création et de la destruction de ces objets. En termes de représentation, la composition se distingue de l'agrégation par un losange de couleur noire.

Les exemples de la Figure 22 illustrent la différence entre agrégation et composition. Le concept d'*œuvre*, immatériel, est indépendant de sa localisation. Si la bibliothèque brûle, l'œuvre existera toujours, d'où la relation d'agrégation. Le concept de *livre* est quant à lui matériel ; à ce titre il est localisé dans une bibliothèque. Si la bibliothèque brûle, le livre est détruit, d'où la relation de composition.

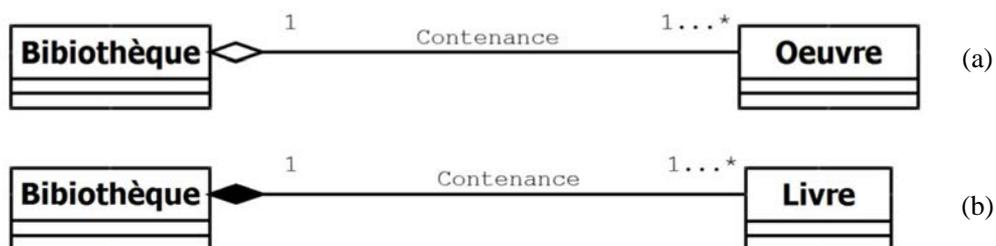


Figure 22 : Exemple d'agrégation (a) et de composition (b)

1.3.2 Les systèmes de gestion de base de données relationnelle (SGBDR)

Le modèle de données, conceptualisé par un diagramme de classes, dispose d'une transposition logicielle qui prend la forme d'un système de gestion de base de données relationnelle (SGBDR).

Un SGBDR est un logiciel destiné à stocker des informations dans une base de données selon un modèle relationnel, c'est-à-dire dans des tables structurées en colonnes, liées entre elles par des relations. Les avantages d'utiliser un SGBDR concernent notamment la limitation de la redondance

des données, l'amélioration des performances de calcul, l'intégrité des données, ou encore la capacité d'accès multiutilisateurs. De plus en plus interoperables avec les logiciels de SIG, les SGBDR permettent de rassembler données spatiales et aspatiales.

1.3.3 Les systèmes d'information géographique (SIG)

Un système d'information géographique (SIG) est un système visant à décrire et caractériser l'environnement géographique. Pour cela, un SIG comporte un ensemble de jeux de données, ainsi qu'un ensemble d'outils analytiques et de conversion de données, et représente l'information géographique sous forme de cartes.

Trois principales périodes marquent l'évolution des SIG. De la fin des années 50 au milieu des années 70, avec les débuts de l'informatique, les premières cartographies automatiques voient le jour. Les années 70 à 80 voient la diffusion des outils de cartographie automatique se généraliser, et l'arrivée des SIG dans les organismes d'état tels que l'armée ou les services du cadastre. Depuis les années 80, le marché des logiciels de SIG croît, avec l'apparition de sociétés privées de développement mais aussi de logiciels libres. Plus récemment, le recours à l'information géographique se banalise (calcul d'itinéraires, localisation de points d'intérêt, géolocalisation par *smartphone*...).

Les SIG se développent donc parallèlement à l'approche systémique, et lui servent finalement de support pour certaines questions d'aménagement du territoire. Par exemple, Houet et coll. utilisent les SIG pour l'approche systémique du fonctionnement d'un territoire agricole bocager afin d'élaborer des politiques de gestion durable de celui-ci (Houet et coll., 2008).

Par ailleurs, les besoins liés au développement des SIG, tels que l'accès aux données par les utilisateurs ou la facilité de leur partage à des fins d'analyse, font évoluer de manière de plus en plus systémique l'architecture du stockage au sein des SIG vers les SGBDR.

1.3.3.1 Définition

Les SIG peuvent être définis de différentes manières selon les auteurs, les perspectives d'usages ou les disciplines concernées. Réduits par certains à un outil logiciel, d'autres focalisent sur l'aspect de gestion de base de données, d'autres encore sur les aspects géographiques de manière académique. Une définition élaborée en 2002 par un consortium de spécialistes semble aujourd'hui faire consensus : *un système d'information géographique (SIG) est un ensemble organisé de matériels informatiques, de logiciels, de données géographiques et de personnel capable de saisir, stocker, mettre à jour, manipuler, analyser et présenter toutes formes d'informations géographiquement référencées*³⁴.

Selon Joliveau, les quatre composantes d'un SIG sont les suivantes : méthodes, outils techniques, information, structure (Joliveau, 1996, cf. Figure 23).

³⁴ CHRISMAN, N., *Exploring geographic information systems*, éd. John Wiley & Sons, 1996.

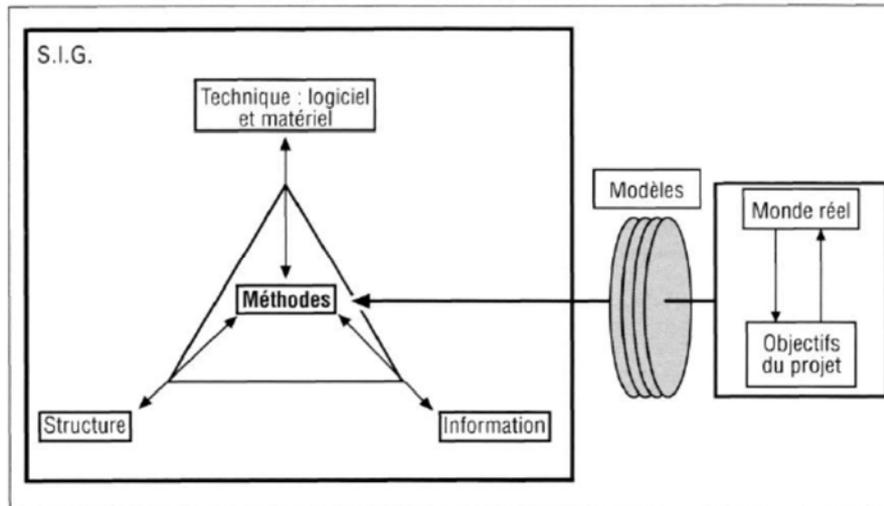


Figure 23 : Les quatre grandes composantes d'un SIG (source : Joliveau, 1996)

Ainsi, la constitution d'un SIG a pour but de modéliser le monde réel en se focalisant en premier lieu sur les relations entre les objets géographiques étudiés sur le territoire.

1.3.3.2 Caractéristiques

Une particularité des SIG est qu'ils s'appuient sur un ensemble d'informations constituées de couches géographiques, également appelées **thèmes géographiques**³⁵.

A chaque thème géographique est associé un système de coordonnées géodésiques (latitude et longitude) ou projetées (X et Y, exprimées en unités métriques). L'action d'affecter un système de coordonnées à un jeu de données s'appelle le **géoréférencement**. Cette action est un préalable à tout **géotraitement**³⁶ impliquant plusieurs thèmes géographiques d'un SIG.

Les thèmes géographiques sont structurés sous différentes formes (cf. Figure 24) :

- les données géographiques *vecteur* (mode vectoriel) regroupent des objets de type ponctuel, linéaire ou surfacique (ou *polygones*), associées à des données thématiques ;
- les données géographiques *raster* (mode matriciel) constituent une matrice dont chaque cellule est considérée comme une maille élémentaire et possède une valeur qui lui est propre ;
- les données attributaires sont des informations tabulaires qui servent à décrire des données géographiques vectorielles et *raster*.

³⁵ Thème ou couche géographique : ensemble d'objets géographiques homogènes qui partagent une même propriété et qui sont de même type (linéaires, surfaciques, etc.). Le *réseau routier* ou le *parcellaire agricole* sont des exemples de thèmes géographiques.

³⁶ Géotraitement : exécution méthodique d'une série d'opérations sur les données géographiques afin de créer de nouvelles informations.

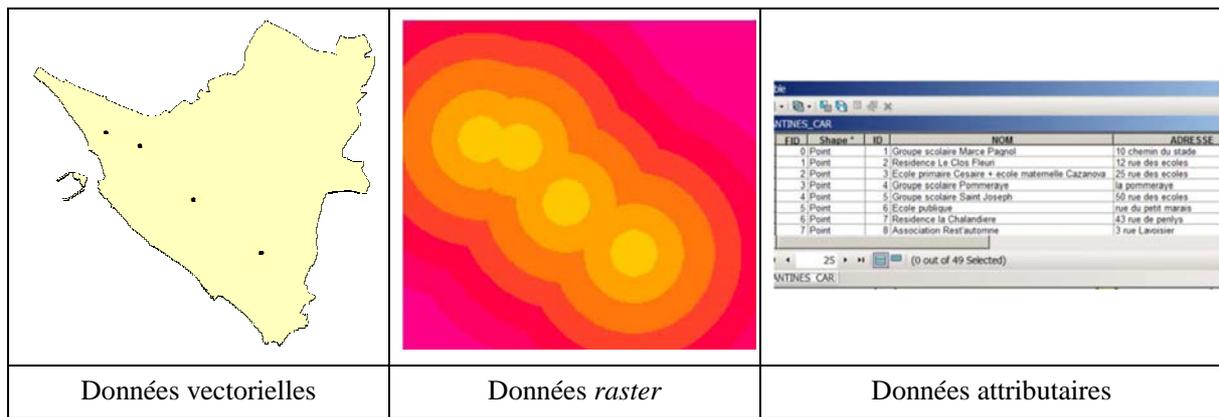


Figure 24 : Les trois structures de thèmes géographiques

1.3.3.3 Capacités d'analyse

L'analyse spatiale est une démarche de modélisation géographique produisant des résultats issus de géotraitements, suivie de l'interprétation des résultats du modèle.

Impliquant des données au format matriciel, la combinaison (cf. Figure 25), la sélection, la reclassification, le calcul de pente ou encore les statistiques de voisinages constituent des exemples de géotraitements en mode *raster*.

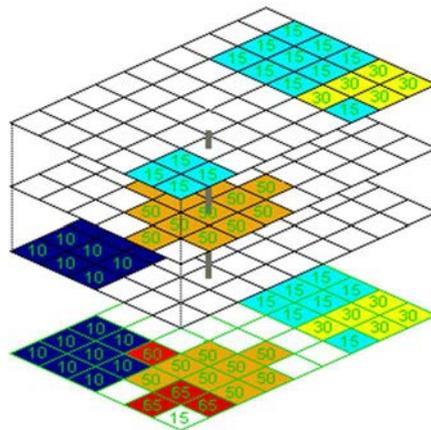


Figure 25 : Combinaison de données *raster* (source : Bioteau et coll., 2013)

En mode vectoriel, les objets géographiques peuvent faire l'objet de croisement, création de zone tampon ou *buffer* (cf. Figure 26), agrégation, etc.

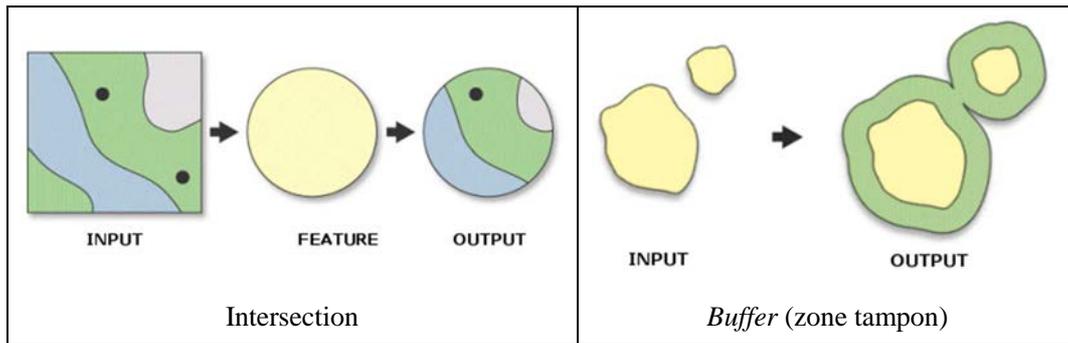


Figure 26 : Géotraitement sur des données vectorielles (source : *Environmental systems research institute (ESRI)*)

L'analyse en mode réseau est un cas particulier du mode vecteur, qui permet le calcul d'itinéraires sous contraintes (par exemple la simulation d'un trajet effectué en empruntant le réseau routier), en prenant notamment en compte le sens de déplacement (directions), les barrières physiques, la vitesse, etc.

Par ailleurs, des géotraitement impliquant simultanément des données aux formats *vecteur* et *raster* sont possibles.

Les SIG, par leur capacité à gérer des données géoréférencées, multisource, multiscale et multiformat, constituent l'outil le plus approprié pour aborder la complexité d'un système territorial et supporter la prise de décision lors de questions d'aménagement du territoire.

2 Approche systémique d'une filière de méthanisation centralisée

L'étape d'approche systémique territoriale du système complexe que constitue la méthanisation centralisée vise à résoudre la problématique de sa multifonctionnalité. Le premier objectif poursuivi est l'identification de la fonction principale remplie par le système de méthanisation centralisée au sein d'un territoire. Sa mise en œuvre consiste à adapter la démarche systémique à l'étude d'un système depuis sa configuration spatiale vers sa configuration fonctionnelle.

La première étape de la méthodologie consiste donc en une approche systémique adaptée à l'analyse structurale du système de méthanisation centralisée (cf. Figure 27). Elle comporte les deux phases conventionnelles de l'approche systémique d'exploration systémique et de modélisation qualitative, mettant en œuvre respectivement une analyse de la littérature et une modélisation des données en UML. La troisième phase, de modélisation dynamique, est adaptée en une modélisation spatiale du système au moyen des SIG. Cette modélisation spatiale alimentera les deux étapes suivantes de la méthodologie d'ensemble.

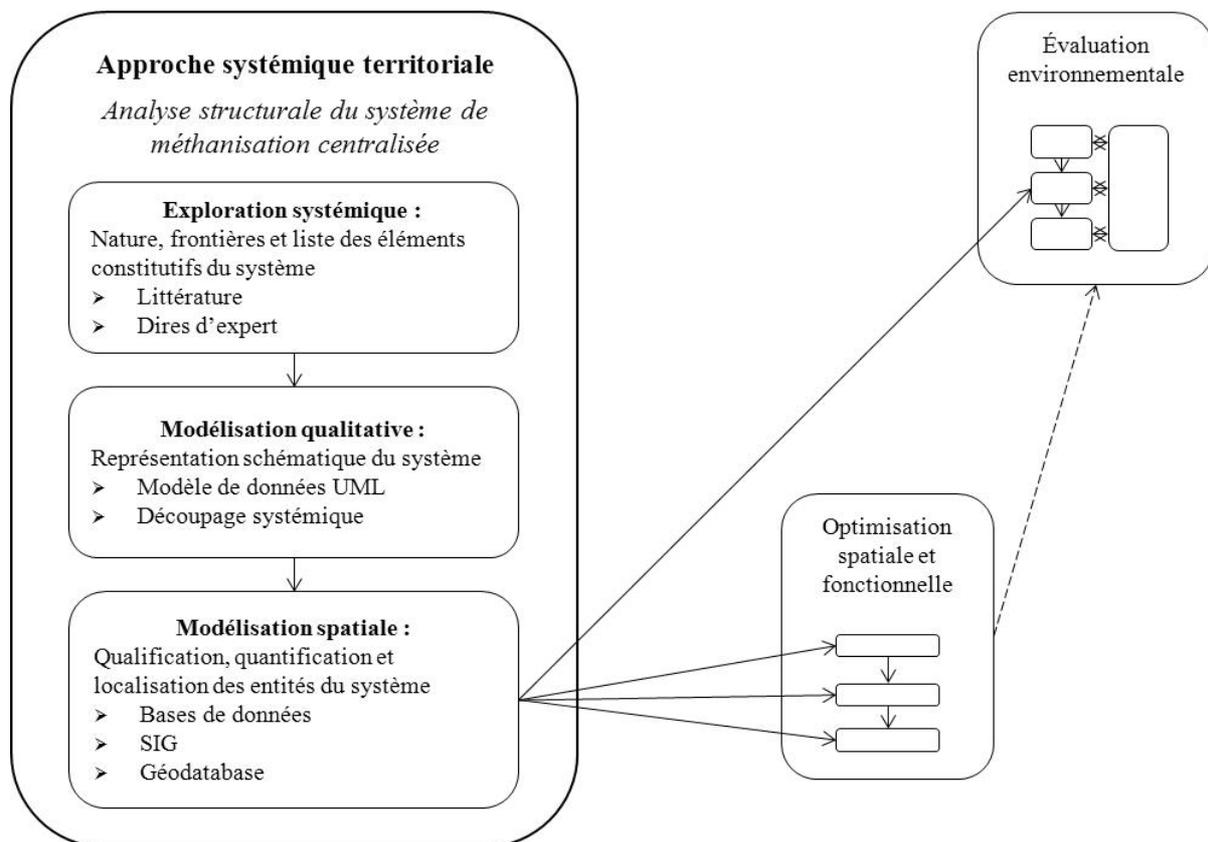


Figure 27 : Focus sur l'approche systémique territoriale

2.1 Exploration systémique

Lors de la phase d'exploration systémique, sont définies la nature du système, ses limites et sa situation dans son environnement. Puis, ses éléments constitutifs et leurs interactions sont établis.

Le système étudié est un système de méthanisation centralisée, inséré à l'état de projet au sein d'un territoire. Le cœur du système est donc l'unité de méthanisation, mais l'objectif est de représenter et d'étudier les interactions entre l'unité et son environnement, notamment avec les sous-systèmes attenants, investis par exemple lors de la valorisation des produits issus de la méthanisation, ou encore édictant la réglementation applicable à la filière.

Ainsi, les frontières du système incluent toutes les entités qui interviennent d'une manière ou d'une autre dans la filière de méthanisation, et qui sont situées sur le territoire. L'étendue du territoire a été délimitée comme pouvant varier d'un regroupement de communes à un département, la commune constituant la maille élémentaire du modèle. Par ailleurs, le système de méthanisation centralisée est ouvert sur son environnement, aussi peut-il interagir avec des éléments situés au sein mais aussi à l'extérieur du territoire. Par exemple, l'énergie à laquelle le biogaz peut potentiellement se substituer est souvent produite hors de ce dernier.

Afin de déterminer les entités les plus importantes du système, une liste exhaustive des éléments prenant part à une filière de méthanisation centralisée a été établie, à partir de laquelle ont ensuite été extraits les éléments jugés les plus pertinents. La liste des entités ainsi que leur sélection s'est appuyée sur plusieurs sources d'information : synthèse bibliographique d'inventaires du cycle de vie dans les études de cas d'ACV de systèmes de méthanisation (en ciblant tous les flux liés au territoire), synthèse d'études de cas d'utilisation des SIG pour la planification de filière de bioénergie dont méthanisation (cf. Annexe III), documents et rapports institutionnels ou issus d'associations pour le développement de la filière, dires d'expert et retours d'expérience de deux territoires d'étude (cf. § 2.3.1), selon une approche *bottom-up*³⁷.

Les entités sélectionnées sont contenues dans le Tableau 8, caractérisant l'aspect structural du système.

³⁷ Démarche d'analyse ascendante, partant de l'étude détaillée d'un élément pour en généraliser les résultats.

Tableau 8 : Aspect structural du système de méthanisation centralisée

Frontières	Territoire
Eléments constitutifs	Producteurs de déchets Agriculteurs Consommateurs d'énergie Installations de traitement des déchets Parcelles agricoles Habitations Hydrographie Zones protégées
Réservoirs ou stocks	Population Déchets Résidus agricoles Cheptels Nutriments Surfaces épandables Energie (produite et consommée)
Principaux réseaux de communication	Réseau électrique Réseau de gaz Réseaux de chaleur Réseau routier Réglementation
Variables d'état	Qualité des eaux et des sols Consommation des cultures en azote Rejets des élevages Production de déchets Consommations énergétiques Débits des réseaux Capacités de traitement des installations

2.2 Représentation du système par un modèle de données

Le modèle de données représentant la structure du système de méthanisation centralisée a été réalisé en langage UML, selon les conventions décrites au § 1.3.1. Il est établi selon un diagramme de classes, au moyen du logiciel libre Dia.

L'Annexe IV offre une vue d'ensemble de cette structure du système territorial de méthanisation centralisée. Cette modélisation restreint la complexité du système en n'en conservant que les entités jugées les plus pertinentes. Cette simplification est discutée au § 4.2.1.

Les classes spatiales se distinguent des classes aspatiales par la mention, en haut à droite du rectangle de la classe, d'initiales correspondant au type géographique des objets : pt pour ponctuel, li pour linéaire, pg pour polygone et (s) pour désigner une classe spatiale dont les données sont dérivées d'une autre classe spatiale, mais dont la précision géographique peut être dégradée (agrégée à l'échelle communale par exemple).

Cette modélisation qualitative du système permet d'identifier trois secteurs d'activité qui constituent les sous-systèmes intervenant dans le fonctionnement global du système de méthanisation centralisée : l'énergie, l'agriculture et la gestion des déchets. Les autres entités appartiennent au territoire, sans être affectées à un sous-système particulier.

2.2.1 Sous-système *Energie*

Le sous-système Energie du modèle de données est détaillé à la Figure 28. Les types d'énergie intégrés au modèle de données correspondent aux énergies du territoire auxquelles un biogaz de méthanisation pourrait se substituer, sous réserve d'une conversion énergétique adaptée. La localisation et les capacités des infrastructures de distribution de ces énergies font partie du modèle, puisqu'elles conditionnent la faisabilité d'une telle substitution. Il s'agit par ailleurs d'estimer le potentiel de substitution de ces différentes énergies à l'échelle territoriale. Il correspond aux quantités consommées de ces énergies par les entités du territoire identifiées comme consommateurs potentiels d'une énergie issue de méthanisation. Ces consommateurs font ainsi également partie du modèle de données.

a. Types d'énergie

Selon la filière de valorisation retenue, le biogaz de méthanisation peut remplacer, de manière non exclusive, quatre types d'énergie : électricité, gaz naturel, chaleur (transportée sous forme d'eau chaude) ou carburant. Pour chaque instance de chaque type d'énergie, le modèle requiert la source d'énergie (par exemple *nucléaire* pour l'électricité, ou *fioul* pour la chaleur) ainsi que les quantités produites et consommées annuellement. Ces entités représentent l'agrégation à l'échelle communale des données géoréférencées concernant les infrastructures de distribution.

b. Infrastructures de distribution

Les énergies précédemment décrites sont distribuées au sein du territoire grâce à des infrastructures dédiées : réseau électrique, réseau de gaz naturel (de transport ou de distribution), réseau de chaleur, station de gaz naturel pour véhicules (GNV) ou biométhane carburant. Ces entités sont de type géographique et les attributs requis concernent le débit ou la capacité, ainsi que la part d'énergie d'origine renouvelable distribuée.

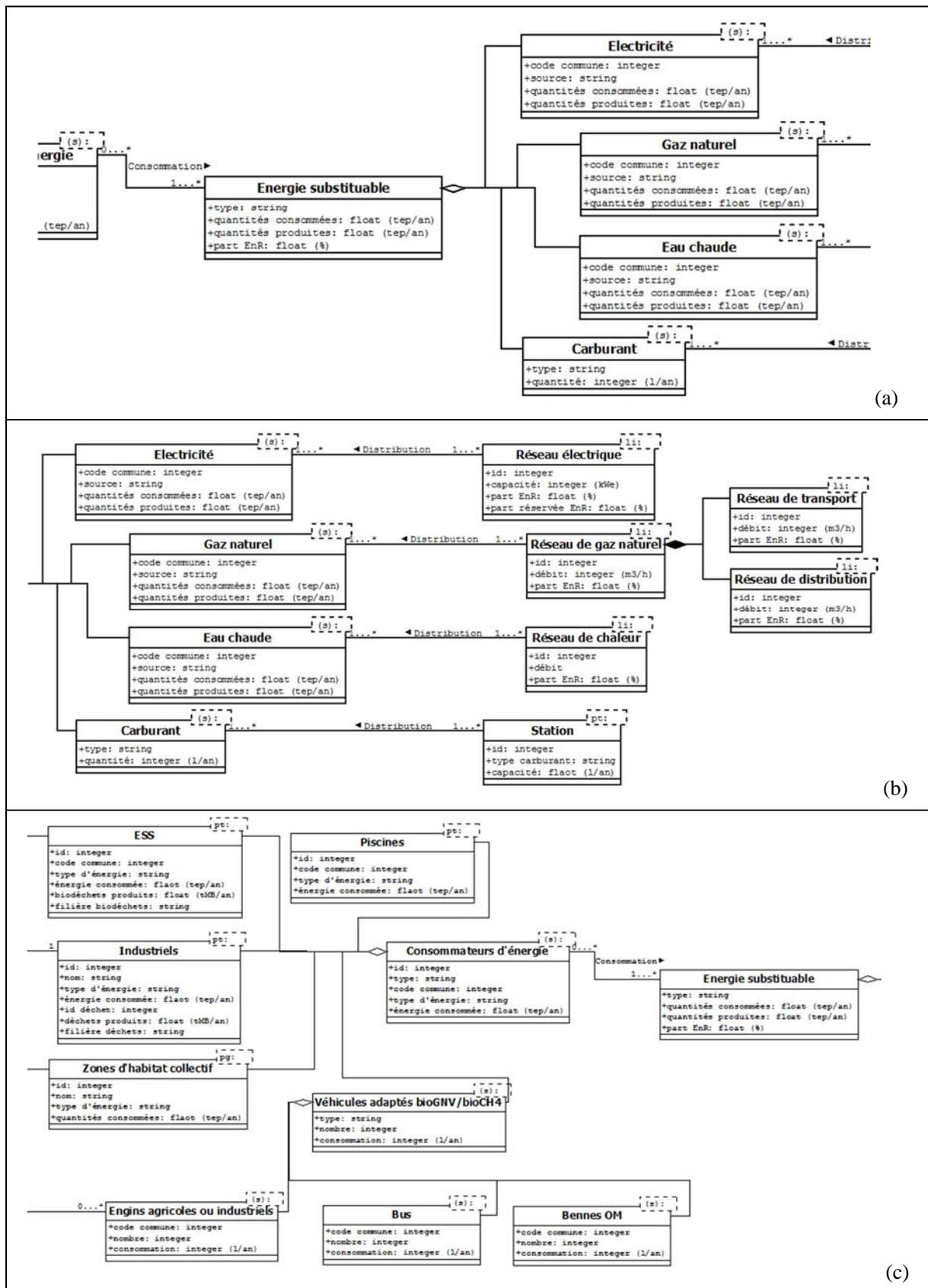


Figure 28 : Focus sur le sous-système *Energie* du modèle de données : (a) types d'énergie, (b) infrastructures de distribution, (c) consommateurs potentiels

a. Consommateurs potentiels

Dans le cas d'une conversion du biogaz par cogénération, il est supposé que le facteur limitant la valorisation de l'électricité est la capacité d'accueil du réseau électrique local, et non pas les consommations territoriales, aussi les consommateurs d'électricité ne sont-ils pas intégrés au modèle de données.

La chaleur en excès produite par cogénération peut quant à elle être acheminée sous forme d'eau chaude et utilisée par des consommateurs de chaleur, en raccordant ces derniers à un réseau de la chaleur issu du site de méthanisation. Les candidats retenus sont les piscines, les établissements sanitaires et sociaux (ESS), certains industriels et les zones d'habitat collectif. Ces consommateurs sont autrement susceptibles d'utiliser du gaz naturel pour satisfaire leurs besoins énergétiques, auquel cas ils garantissent des débouchés pour le biogaz dans le cas d'une valorisation par injection dans le réseau de gaz naturel. Certains autres industriels utilisent de la chaleur à haute température (sous forme de vapeur) ; dans ce cas la source d'énergie est généralement soit du gaz naturel (distribué par le réseau) soit un autre combustible (fioul, propane...) et la conversion énergétique se fait dans des chaudières industrielles spécifiques. De tels industriels sont alors susceptibles de remplacer leur source actuelle d'énergie par le biogaz, moyennant l'installation d'une chaudière adaptée. Dans le modèle de données, ces quatre catégories de consommateurs sont des entités de type géographique dont les attributs concernent le type et les quantités annuelles d'énergie consommée.

Enfin, si une valorisation du biogaz sous forme de carburant est retenue, les consommateurs potentiels sont les véhicules adaptés au GNV ou biométhane carburant. Il s'agit principalement de flottes captives détenues par les collectivités, telles que celles de bus (scolaires ou de transports en commun) ou de bennes de collecte des ordures ménagères (OM). Le modèle requiert, pour ces différents véhicules, les données agrégées au niveau communal concernant le nombre de véhicules et la consommation totale annuelle de carburant.

2.2.2 Sous-système *Déchets*

La Figure 29 présente le détail du modèle de données pour le sous-système *Déchets*.

Le modèle spatial intègre les différents types de déchets susceptibles d'être traités en méthanisation : la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM), les boues et graisses de stations d'épuration des eaux usées domestiques (STEU), les déchets verts, les biodéchets de cuisine et de la distribution et les déchets des industries agro-alimentaires (IAA). Les producteurs de ces différents déchets, ainsi que leurs exutoires déjà existants font aussi partie du modèle de données.

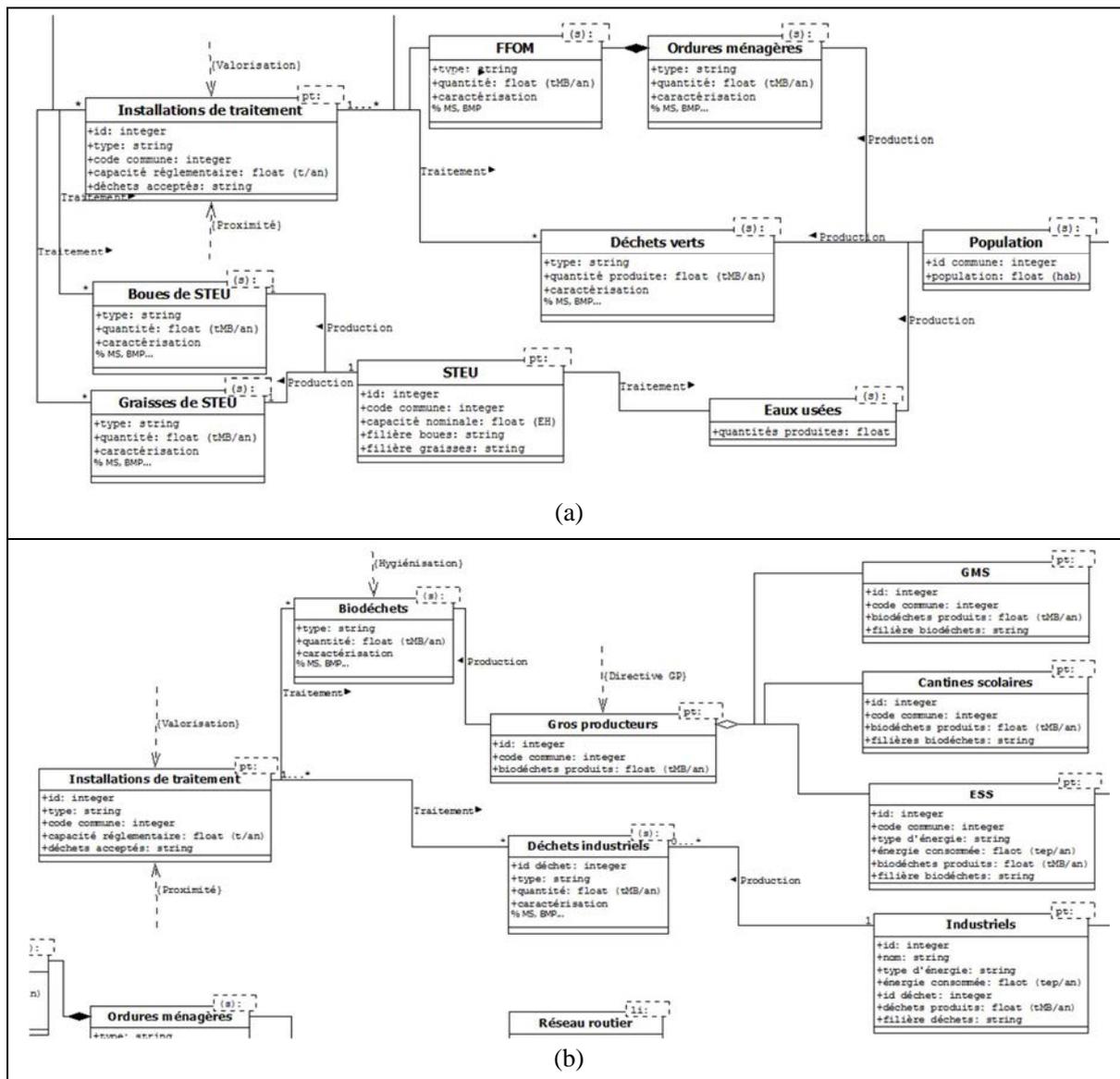


Figure 29 : Focus sur le sous-système *Déchets* du modèle de données : (a) déchets des ménages, (b) déchets des industriels

a. Producteurs de déchets

Deux principaux types de producteurs de déchets méthanisables peuvent être distingués : les ménages et les industriels. Les ménages, qui sont inclus dans le modèle spatial en tant que *population*, produisent des ordures ménagères (OM) dont une fraction est fermentescible, des déchets verts et, indirectement, des boues et graisses de STEU, issues des stations qui traitent les eaux usées urbaines. La population est une donnée communale, les ménages ne sont pas géoréférencés de manière plus précise, de même que les gisements de déchets qu'ils produisent, spatialement diffus par essence. Les STEU, producteurs intermédiaires selon le modèle de données, sont néanmoins géoréférencées. Les industriels regroupent les industries agro-alimentaires (IAA), les grandes et moyennes surfaces (GMS) et les entreprises de restauration collective en cantines scolaires ou en établissements de santé. Hormis les IAA, ces producteurs font partie des *gros producteurs de biodéchets*, et sont à ce titre tenus d'assurer une valorisation organique de leurs

biodéchets selon la circulaire du 10 janvier 2012 (cf. Tableau 15). Dans le modèle de données, les quatre catégories de producteurs industriels sont des entités géographiques de type ponctuel. Il est à noter que les établissements de santé et les IAA appartiennent respectivement aux classes *ESS* et *Industriels*, qui incluent les consommateurs potentiels d'énergie décrits au § 2.3.2.2.

b. Gisements de déchets

Pour chaque catégorie des déchets méthanisables recensés, le modèle de données requiert la quantification du gisement territorial. Le référencement spatial de chaque gisement peut être communal, ou bien ponctuel, identique à la localisation du producteur quand elle est connue. La caractérisation des gisements est également requise, correspondant à plusieurs attributs des classes de déchets : taux de matière sèche, potentiel méthanogène, etc.

c. Installations de traitement

Les installations de traitement qui constituent les exutoires actuels des déchets méthanisables recensés font partie du modèle de données en tant qu'entités géographiques ponctuelles, du fait que la possibilité de détourner ces déchets vers une unité de méthanisation dépend en grande partie de leur nature et de leur localisation. Il semble par exemple plus réaliste de détourner des déchets qui parcourent de grandes distances pour être enfouis que des déchets qui sont déjà traités en méthanisation à proximité de leur lieu de production. Les principaux attributs requis sont alors la nature de l'installation, les types de déchets acceptés et les capacités réglementaires de traitement.

2.2.3 Sous-système Agriculture

Le détail du sous-système *Agriculture* du modèle de données est présenté à la Figure 30. Ce dernier intègre les agriculteurs, les résidus méthanisables (effluents d'élevage et résidus de culture) qu'ils produisent (indirectement selon le modèle de données), les parcelles agricoles, dont les surfaces épandables constituent des débouchés potentiels pour valoriser un digestat de méthanisation, dans la mesure du potentiel de substitution de celui-ci aux fertilisants actuellement appliqués.

a. Surfaces agricoles

Les parcelles agricoles, entités géographiques de type surfacique, caractérisées notamment par un type de culture et une surface, font partie du modèle de données à plusieurs titres. D'une part, selon le type de culture qu'elle abrite, l'exploitation d'une parcelle peut générer des résidus qui constituent un substrat méthanisable. D'autre part, les parcelles contiennent les surfaces épandables, fonctions du type de culture et de distances réglementaires à respecter vis-à-vis des tiers et de l'environnement. Ces surfaces permettent d'estimer les possibilités locales d'épandage d'un digestat de méthanisation. Enfin, les parcelles constituent la surface agricole utile (SAU), définie à l'échelle communale, que la réglementation retient pour quantifier les capacités de valorisation agronomique des nutriments organiques au sein d'un territoire.

b. Effluents d'élevage et fertilisants

Les animaux que possèdent les agriculteurs produisent des effluents d'élevage³⁸, substrats potentiels de méthanisation. En gestion classique, ces effluents sont stockés puis épandus, constituant un apport organique en nutriments (principalement NPK) sur les surfaces agricoles. Ces nutriments sont intégrés au modèle de données, selon une référence spatiale déduite de celle des élevages, donc des agriculteurs, et caractérisés par une quantité produite. La classe *Fertilisants* du modèle de données regroupe les nutriments organiques provenant des effluents d'élevage et les engrais minéraux. Les engrais minéraux, apportés en complément des nutriments organiques pour des raisons pratiques (maîtrise de la dose, facilité d'épandage en toute circonstance...), sont ceux auquel un digestat de méthanisation pourrait se substituer, sous réserve d'un post-traitement adapté. Les quantités de ces fertilisants consommées au sein du territoire représentent, en relation avec les quantités de nutriments organiques disponibles, ce potentiel de substitution.

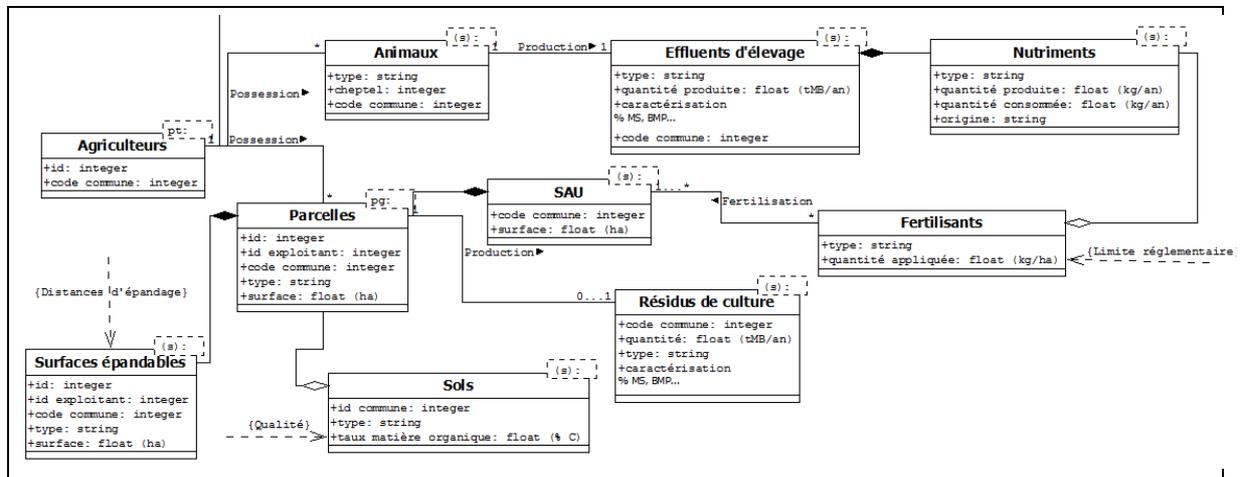


Figure 30 : Focus sur le sous-système *Agriculture* du modèle de données

³⁸ Déjections animales.

2.2.4 Autres entités du territoire et contraintes extérieures

Les autres entités du territoire, qui n'appartiennent pas aux sous-systèmes identifiés mais jouent néanmoins un rôle dans l'insertion d'une filière de méthanisation, sont les suivantes :

- la population du territoire, répartie dans les bâtiments d'habitation, puisqu'une unité de méthanisation doit être implantée de manière à minimiser la gêne auprès des riverains ;
- le réseau routier, via lequel s'effectue le transport des substrats et du digestat, respectivement vers et depuis une unité de méthanisation ;
- les cours d'eau, lieux de baignade, zones littorales, piscicoles, conchylicoles, point de captages d'eau potable, puisque ces zones doivent être protégées des émissions causées par la méthanisation ;
- les zones protégées d'intérêt écologique, où l'implantation de toute installation classée pour la protection de l'environnement (ICPE) est impossible.

Le modèle intègre également certains indicateurs de la *sensibilité environnementale* : la qualité des eaux pour estimer leur vulnérabilité aux pollutions d'origine agricole, et la sensibilité des sols quant au retour au sol de la matière organique.

Les contraintes extérieures prises en compte sont majoritairement induites par la réglementation en vigueur. Elles concernent les tarifs d'achat de l'énergie issue de la valorisation du biogaz, les restrictions d'épandage et les obligations relatives aux déchets.

2.3 Modélisation spatiale du système

La modélisation spatiale du système consiste à implémenter le modèle de données dans un SGBDR. Tout en respectant l'architecture du modèle, il s'agit de collecter les données et de réaliser les géotraitements nécessaires à :

- qualifier et localiser les éléments constitutifs ;
- qualifier et quantifier les variables et les interactions ;
- quantifier et localiser les stocks ;
- qualifier et localiser les réseaux.

La modélisation spatiale du système de méthanisation centralisée est réalisée avec le logiciel de SIG propriétaire ArcMap version 10.1 (*ArcGis for Desktop*, avec les extensions *Spatial Analyst* et *Network Analyst*). Les données secondaires, issues de géotraitements, sont organisées et stockées au sein de la *géodatabase*³⁹ ArcGis.

³⁹ Une géodatabase ArcGis est un modèle relationnel orienté objet, évolution des formats traditionnels de données géographiques vers une structuration en mode SGBDR. Ainsi, une géodatabase est interrogeable indifféremment depuis un SIG ou un SGBDR (Microsoft Access® par exemple).

Cette étape nécessite un très grand nombre de données primaires, dont la collecte et le traitement sont contraignants en termes de temps et se heurtent à des problèmes de disponibilité ou d'homogénéité. La collecte est d'autant plus contraignante qu'elle cible des données couvrant l'ensemble du territoire français afin de d'aboutir à un modèle transposable. Par conséquent, la modélisation spatiale s'éloigne parfois du modèle de données initial, du fait de la simplification, voire suppression, des certaines entités ou relations, nécessaires à sa réalisation.

L'ensemble des métadonnées du modèle spatial est présenté à l'Annexe IV.

Après avoir défini la résolution⁴⁰ géographique du modèle, la modélisation spatiale des entités du système de méthanisation centralisée est décrite, organisée selon les sous-systèmes identifiés par découpage systémique.

2.3.1 Résolution géographique du modèle

Afin de rendre opérationnel le modèle développé, l'entrée de nombreuses données territoriales, géoréférencées ou non, est requise. Dans un souci d'aller vers une méthode répétable et transposable à tout territoire, en maximisant l'automatisation des traitements et en minimisant la conduite d'entretiens et d'enquêtes spécifiques, le recours aux données issues de statistiques ou bases de données nationales (dont la précision est compatible avec la résolution requise par le modèle) a été privilégié. La disponibilité et la validité de ces données ont été vérifiées pour deux *territoires modèles*, selon une approche *top-down*⁴¹. Il s'agit de territoires administratifs français, l'un est une communauté de communes rurale aux activités principalement agricoles, l'autre une communauté d'agglomération urbaine aux activités à dominante industrielle ; ils seront présentés en détail au chapitre suivant, puisqu'ils servent également de cas d'étude à l'application de la méthode développée. Les deux territoires sont situés dans des régions différentes et présentent des enjeux différents. Le choix de l'échelle de la collectivité administrative (regroupement de communes étendu sur quelques centaines de km²) est conduit d'une part par souci de faisabilité : d'étendue correspondant à la taille minimale requise à l'applicabilité du modèle développé (dont le département constitue la taille maximale), elle facilite la collecte et la manipulation des données territoriales nécessaires, ainsi que la conduite d'enquête lorsqu'elle ne peut être évitée, d'autre part parce qu'elle constitue une entité pertinente concernant l'insertion d'une filière de méthanisation centralisée d'un point de vue géographique (zones de chalandise) et décisionnel (compétence en matière de gestion des déchets, objectifs de production d'énergie renouvelable...).

Il convient de préciser qu'un projet de méthanisation centralisée peut également prendre forme au sein d'un territoire dont les frontières ne correspondent pas à des limites administratives. Dans ce

⁴⁰ En géographie, l'**échelle** est le rapport entre la longueur mesurée sur une carte et la longueur réelle, tandis que la **résolution** est la taille minimale que doit avoir un objet pour être intégré dans la base de données. Ces deux notions sont indissociables.

⁴¹ Démarche d'analyse descendante, partant d'un ensemble pour le décomposer en ses éléments constitutifs de manière de plus en plus détaillée (cf. § 2.3.1).

cas, le modèle est aussi applicable au territoire considéré, pour peu que son emprise concorde avec des limites communales⁴².

Concernant la résolution des entités du modèle, l'approche adoptée, consiste à supposer, de manière optimiste, que des données satisfaisantes existent et sont accessibles, à différentes échelles, pour l'ensemble du territoire. Toutefois, la fragmentation du *monitoring* environnemental (confié à des observatoires ou organismes locaux) exempt de standardisation des données acquises, conduit à un manque d'homogénéité ou de précision concernant les données utilisables. Dès lors, dans certains cas, la compilation de différentes sources d'information s'avère nécessaire à l'obtention des données requises (cf. § 4.2.1).

2.3.2 Sous-système *Energie*

Les données sur l'énergie, aussi bien en termes de type et quantités consommées que de tracé ou débit des réseaux de distribution, sont particulièrement sensibles. Leur obtention auprès des industriels ou des collectivités reste rare, et ne se fait en aucun cas au format géographique. Par conséquent, cette partie du modèle spatial, correspondant au sous-système Energie, est particulièrement affectée par des simplifications du modèle de données.

2.3.2.1 Infrastructures de distribution

a. Réseau électrique

L'outil Caparéseau, développé par RTE⁴³ et disponible sur le site internet de ce dernier, renseigne sur les capacités d'accueil du réseau, par poste électrique (cf. Annexe VI). De plus, il est possible de connaître la part des capacités d'accueil réservées aux énergies renouvelables pour chaque poste électrique. Ces données sont donc intégrées au modèle spatial, à condition que le schéma régional de raccordement au réseau des énergies renouvelables (S3REnR) local ait été publié⁴⁴.

b. Réseaux de chaleur

L'association Via sèva propose sur son site internet un annuaire en ligne des réseaux de chaleur, par communes. Pour chaque réseau de chaleur recensé, sont disponibles entre autres des informations concernant la longueur du réseau, l'équivalent en logement desservis ainsi que les sources d'énergie utilisées. Ces données n'ont toutefois pas été jugées exploitables dans le cadre du modèle spatial et en sont donc exclues, du fait que la version accessible au public de l'annuaire est d'une résolution trop grossière (il ne donne accès qu'aux réseaux majeurs de chaleur des communes importantes).

⁴² Le modèle développé considère la commune comme entité indivisible.

⁴³ Réseau de transport d'électricité, société anonyme filiale du groupe EDF.

⁴⁴ Dans le cas où ces données n'ont pas encore été publiées, il peut être considéré que les capacités réservées aux EnR ne sont pas encore dépassées.

c. Réseau de gaz naturel

Le réseau de gaz naturel français est constitué d'un réseau de transport et d'un réseau de distribution. Le réseau de transport est constitué de canalisations par lesquelles le gaz naturel entre sur le territoire et est transporté, sous haute pression (environ 40 à 70 bars), de ses points de frontière jusqu'au réseau aval. Le réseau de distribution est alimenté par le réseau de transport ; il permet d'acheminer le gaz depuis les artères de transport vers les points de consommations. Le gaz circule du réseau de transport vers le réseau de distribution, par l'intermédiaire de postes de détente qui abaissent sa pression à celle du réseau de distribution (inférieure à 25 bars). Lors d'un projet d'injection de biométhane dans le réseau de gaz naturel, les démarches, interlocuteurs et contraintes techniques diffèrent selon qu'elle est envisagée dans le réseau de transport ou de distribution.

Le tracé du réseau de transport du gaz naturel devrait, idéalement, être intégré au modèle spatial ; mais il s'agit d'une donnée protégée, que les gestionnaires de réseau refusent de communiquer sous forme de fichier géographique. Pour pallier ce défaut, d'autres données, de moindre qualité, ont été retenues pour le modèle.

Le réseau de transport du gaz naturel est géré par la société TIGF dans le sud-ouest de la France et par la société GRTgaz pour le reste du territoire. Ces derniers mettent en ligne des outils de visualisation du tracé des réseaux : sous forme d'image, à l'échelle du département (TIGF) et sous forme d'un SIG, via l'outil Réso'Vert (GRTgaz), qui spécifie pour chaque tronçon les capacités maximales d'absorption du réseau (cf. Figure 31). Il peut être envisagé, au cas par cas, de numériser ces images pour un territoire donné, et d'intégrer le fichier géographique obtenu au modèle.

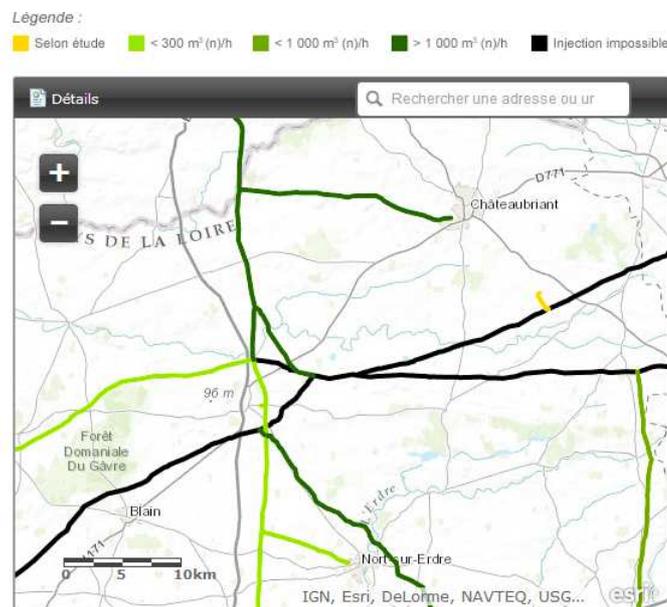


Figure 31 : Aperçu de l'outil Réso'Vert (GRTgaz)

Le réseau de distribution est géré par ERDF et 29 entreprises locales de distribution sur le territoire français. Le tracé du réseau de distribution de gaz naturel ainsi que les consommations locales sont des informations protégées, détenues par les communes. Une liste des communes desservies en gaz naturel en 2008 est néanmoins accessible au public et a été retenue dans le modèle spatial. Le

modèle spatial utilise la jointure de cette liste avec le fichier géographique des communes sur critère de correspondance du code INSEE⁴⁵ et permet alors de visualiser la localisation approximative du réseau de distribution sur le territoire considéré (cf. Annexe VII).

d. Stations de bioGNV

Il a été considéré que, pour valoriser du biogaz sous forme de carburant pour véhicules, l'enjeu porte essentiellement sur l'existence ou l'acquisition d'une flotte de véhicules adaptés, et non sur la présence de stations de distribution dédiées (qui seraient alors construites le cas échéant). Ainsi ces dernières sont-elles exclues du modèle spatial.

2.3.2.2 Consommateurs potentiels

a. Piscines

La base de données de *Recensement des Equipements Sportifs* du Ministère de la ville, de la jeunesse et des sports a été utilisée pour localiser les bassins de natation. Une fiche d'informations détaillées est disponible pour chaque installation. Pour un territoire donné, il a donc été nécessaire de procéder à une recherche manuelle des bassins de natation commune par commune et de collecter les informations qui s'y rattachent, telles que les coordonnées géographiques, le type de bassin et la source d'énergie utilisée. Un fichier géographique de points est ensuite créé pour localiser les piscines sur le territoire.

Il est à noter que seuls les bassins de natation chauffés au moins partiellement au fuel, au gaz ou à l'électricité sont retenus comme potentiels débouchés de valorisation de la chaleur de méthanisation. Les bassins de type *intérieur* ou *découvrable* constituent des débouchés intéressants pour une valorisation de la chaleur avec des consommations continues sur l'année. Les bassins de type *découvert* quant à eux présentent un intérêt en été pour compléter d'autres consommations qui diminuent à cette saison.

b. Etablissements de santé

Le *Fichier national des établissements sanitaires et sociaux* (FINESS), qui donne accès à une sélection d'informations sur les établissements d'un territoire donné (région, département, commune), a été utilisé pour localiser les établissements de santé. Les adresses renseignées dans la base de données sont géocodées⁴⁶ afin de créer un fichier géographique d'entités ponctuelles. Les établissements retenus comme potentiels consommateurs de chaleur sont alors sélectionnés parmi la liste obtenue, sur critère de leur code de catégorie FINESS, comme correspondant à des centres d'*hébergement*.

⁴⁵ Le code INSEE est un code numérique ou alphanumérique, élaboré par l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE), qui constitue un identifiant unique pour les communes.

⁴⁶ Le géocodage est l'affectation de coordonnées géographiques (longitude, latitude) à une adresse.

c. Zones industrielles

Du fait du caractère privé, et souvent confidentiel, des données concernant les industriels, l'obtention d'un fichier géographique de ces entités comprenant les attributs définis par le modèle de données n'est pas envisageable. Afin de prendre néanmoins en compte cette catégorie de consommateurs potentiels, les zones industrielles sont intégrées au modèle spatial, puisqu'il est très probable qu'elles comptent au moins un industriel susceptible d'utiliser de l'énergie issue de méthanisation. Pour cela, les entités géographiques de la BD Topo®⁴⁷ *zones d'activités industrielle ou commerciale*, de type polygone, sont retenues.

d. Zones d'habitat collectif

L'objectif est de déterminer des zones résidentielles de type habitat collectif dont il peut être intéressant de raccorder la chaudière à un réseau de chaleur issu d'une unité de méthanisation. Au sein de la classe d'entités géographiques de type polygone de la BD Topo® concernant les bâtiments indifférenciés, les entités dont la surface et la hauteur sont supérieures à un certain seuil et localisés hors de zones d'activités spécifiques ont été sélectionnées comme potentiel bâtiments d'habitat collectif. Ensuite, un géotraitement de *statistiques de points* sur les surfaces habitables estimées permet d'identifier les zones à forte concentration d'habitat collectif. Ces données, au format raster, sont intégrées au modèle spatial. Le détail de la méthode est présenté à l'Annexe VIII.

e. Véhicules adaptés au GNV ou biométhane carburant

L'existence d'une flotte de véhicules adaptés (bus, bennes à OM ou engins agricoles) sur le territoire d'étude, ou l'éventuelle volonté d'acquérir une telle flotte, sont des informations qui nécessitent une enquête spécifique auprès des acteurs concernés du territoire, principalement les collectivités ou les coopératives agricoles. Cette donnée est prise en compte dans le modèle, mais elle requiert la conduite d'une enquête au cas par cas pour chaque territoire étudié.

2.3.2.3 Quantités et sources des énergies consommées

Idéalement, il serait nécessaire de connaître, pour chaque consommateur, les quantités d'énergie qu'il consomme par type d'énergie, voire même la source de cette dernière. En pratique, les consommations individuelles sont confidentielles, détenues par les collectivités et les entreprises de distribution. Dès lors, la modélisation spatiale du système doit se contenter de l'information sur les consommations ainsi que les sources d'énergie au niveau d'agrégation spatial le plus précis qui soit disponible⁴⁸, ce niveau d'agrégation se révélant très hétérogène d'un territoire français à l'autre. Il en est de même concernant la production d'énergie des territoires.

⁴⁷ La BD Topo® est la composante topographique du référentiel à grande échelle (RGE) produit par l'IGN ; elle consiste en une base de données vectorielles de précision métrique couvrant l'ensemble du territoire français.

⁴⁸ Le retour d'expérience laisse penser que la plus petite résolution à laquelle ces données sont disponibles est le canton.

Certains territoires ont réalisé un bilan de leurs consommations énergétiques et émissions de GES dans le cadre d'un plan climat énergie territorial⁴⁹ (PCET), qui est alors public. Par ailleurs, les observatoires de l'énergie sont des entités régionales chargées d'étudier la situation énergétique des régions (bilan, tendance...) ; mais les données qu'elles produisent ne sont généralement pas diffusées à une échelle satisfaisante.

L'information collectée se limite donc à la part des énergies renouvelables dans les consommations d'énergie primaire pour un territoire donné. Lorsqu'elles sont disponibles, les données avec la résolution spatiale la plus précise ont été utilisées. En l'absence de données locales, les données plus globales ont été interpolées proportionnellement au nombre d'habitants pour obtenir l'information à l'échelle du territoire considéré ; une telle estimation est fatalement source d'incertitude sur les résultats obtenus. Les limites inhérentes à ce manque de données, ainsi que les évolutions à prévoir concernant leur diffusion, sont discutées au § 4.2.1.

2.3.3 Sous-système *Déchets*

La modélisation spatiale des gisements de déchets méthanisables implique également quelques simplifications du modèle de données. Ces simplifications touchent principalement la localisation des producteurs de déchets industriels ; les gisements issus de ces producteurs sont alors estimés en fonction de la population communale afin de minimiser à ce stade la conduite d'enquêtes.

2.3.3.1 Déchets des ménages

a. Ordures ménagères résiduelles et fraction fermentescible

Les ordures ménagères résiduelles (OMR) sont les déchets produits par les ménages qui restent après les collectes sélectives (verres, papiers, cartons...). La quantité d'OMR produite annuellement à l'échelle communale est estimée en multipliant le nombre d'habitants par un ratio de production, de 246 kg OMR/hab.an (ADEME 2013).

Au sein des déchets ménagers hors déchets verts, la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM), majoritairement constituée de déchets de cuisine, est la seule qui soit utilisable en méthanisation. D'un point de vue pratique, la mobilisation de ce gisement implique un changement des pratiques, en particulier de collecte : collecte d'un flux de déchets putrescibles triés à la source, en mélange ou séparément des déchets verts. Dans ce cas, la production de FFOM est estimée à 38 kg/hab.an (ADEME 2013). Dans le cas où la collecte du flux d'ordures ménagères est maintenue sans tri à la source, leur traitement par méthanisation est nécessairement associé à une filière plus globale de traitement mécano-biologique⁵⁰ (TMB). Le modèle spatial prend en compte l'estimation de ces deux flux de déchets. En revanche, l'information concernant l'existence d'une collecte séparative de la FFOM (et donc la sélection de l'un ou l'autre de ces flux) doit être recherchée dans

⁴⁹ Un PCET est un projet territorial de développement durable qui a pour finalité la lutte contre le changement climatique. L'adoption d'un tel plan est obligatoire pour certaines collectivités françaises.

⁵⁰ Cf. § 1.1.2 du chapitre I.

les plans départementaux d'élimination des déchets ménagers et assimilés (PDEDMA) pour chaque territoire étudié.

b. Déchets verts

Le gisement de déchets verts pris en compte par défaut dans le modèle spatial est estimé à partir des ratios départementaux de production de déchets verts par habitant, disponibles dans les PDEDMA. Il peut être estimé de manière plus fine, sur la base des tonnages admis dans les déchèteries du territoire. Au sein des installations répertoriées dans la base de données SINOE® (cf. 2.3.3.4), celles dont il est spécifié qu'elles acceptent les déchets verts sont sélectionnées. Il est alors nécessaire de contacter les exploitants de ces déchèteries pour connaître les tonnages de déchets verts admis annuellement. Cette enquête permet de plus d'apprécier la difficulté de mobilisation de ce gisement, car si les déchets verts peuvent facilement être captés au niveau des déchèteries, l'existence d'une filière pérenne de compostage peut concurrencer la méthanisation.

Au sein du gisement calculé, 69 % des déchets verts sont considérés comme méthanisables, le reste étant trop ligneux (Bioteau et coll., 2013). Par ailleurs, il est important de noter que la production de déchets verts est soumise à une forte variabilité saisonnière sur l'année, qui concerne aussi bien les quantités que la nature des déchets produits. Néanmoins, le modèle ne prend pas en compte cette variabilité.

c. Déchets de l'assainissement collectif

Le gisement de boues et de graisses issues de stations de traitement des eaux urbaines (STEU) a été évalué de manière localisée, en s'appuyant sur la méthodologie développée par l'ADEME en 2013 (ADEME 2013).

Le *Portail d'information sur l'assainissement communal* du MEDDE recense l'ensemble des STEU des agglomérations françaises et fournit de nombreuses informations les concernant, notamment coordonnées géographiques, mais aussi capacité (en EH⁵¹/an), tonnage annuel de boues produites et leur devenir actuel. En revanche, la base de données ne donne pas d'information sur les unités de méthanisation des boues de STEU existantes sur site. Le recensement de ces installations est disponible via la base de données SINOE® développée par l'ADEME (cf. § 2.3.3.4).

Le gisement méthanisable potentiel correspond pour chaque STEU à sa production annuelle de boues issues du traitement des eaux urbaines et de graisses issues du dégraisseur. En cas de donnée manquante, un ratio de production de 11 kg MS/EH.an a été retenu pour les boues et de 11 l/EH.an pour les graisses (ADEME 2013).

L'ensemble des géotraitements qui permettent d'évaluer le gisement méthanisable issu des STEU a été automatisé grâce à l'outil *ModelBuilder* d'ArcGis, et détaillé à l'Annexe IX.

⁵¹ L'équivalent-habitant (EH) est une unité de quantification de la charge polluante servant à définir le dimensionnement des stations d'épuration. Elle correspond à la charge organique biodégradable ayant une demande biologique en oxygène en cinq jours (DBO5) de 60 g d'oxygène par jour.

2.3.3.2 Déchets des industriels et des *gros producteurs*

a. Biodéchets des cantines scolaires

Le gisement de biodéchets issu de la restauration collective en établissements scolaires est estimé au niveau communal sur la base de la population scolarisée. Les données sur la population scolarisée proviennent de la base de données localisées de l'INSEE. L'information étant fournie par tranche d'âge, la population est répartie en distinguant les catégories d'enseignement primaire et secondaire, comme présenté au Tableau 9.

Tableau 9 : Catégories d'enseignement correspondant aux tranches d'âge définies par l'INSEE

Tranche d'âge de la population scolarisée	Niveau scolaire	Catégorie d'enseignement
2 à 5 ans	Maternelle	Primaire
6 à 10 ans	Ecole primaire	
11 à 14 ans	Collège	Secondaire
15 à 17 ans	Lycée	

Le gisement communal de biodéchets issu de la restauration scolaire est alors calculé de la manière suivante (1) :

$$(1) \quad G_{scol} = \sum_i (pop_i * t_i * n_i * q_i)$$

G_{scol} : gisement de biodéchets issu de la restauration scolaire

pop_i : population de la tranche d'âge i par commune

t_i : taux d'élèves déjeunant à la cantine dans la tranche d'âge i

n_i : nombre de jours d'école annuel pour la tranche d'âge i

q_i : quantité de biodéchets produits par repas pour la tranche d'âge i

Les ratios utilisés sont issus du rapport de l'ADEME sur les substrats méthanisables, présentés au Tableau 10.

Tableau 10 : Ratios utilisés pour l'évaluation du gisement issu des cantines scolaires (ADEME 2013)

	Enseignement primaire	Enseignement secondaire
t	59 %	63 %
n	144	180
q	185 g	280 g

Cette méthode peut néanmoins conduire à une estimation biaisée de la localisation du gisement. En effet, elle se base sur la population scolarisée communal ; ainsi, une quantité non nulle de déchets est attribuée à une commune dès lors qu'elle compte au moins un habitant en âge d'être scolarisé. Mais cette commune peut ne pas compter d'école ou de lycée, donc pas de cantine. Or ce sont bien

les cantines qui constituent les points de production de déchets. Pour une spatialisation plus juste du gisement, la liste des écoles ainsi que leur nombre d'élèves pourrait être obtenue auprès des communes et celle des lycées auprès des rectorats.

Les déchets produits par les restaurants universitaires ne sont pas pris en compte, par manque de données sur la population étudiante. Ces restaurants pouvant représenter un gisement important, ils devraient faire l'objet d'une enquête spécifique en cas de présence d'un établissement universitaire sur le territoire et être intégrés au modèle spatial.

b. Biodéchets de la restauration en établissement de santé

Les informations concernant les établissements de santé sont issues de la base de données FINSS, qui renseigne notamment le type d'hébergement des établissements (cf. § 2.3.2.2). La quantité de déchets provenant de ces établissements est estimée de la manière suivante (2) :

$$(2) \quad G_{ESS} = \sum_i (pop_i * n_i * q)$$

G_{ESS} : gisement de biodéchets issus de la restauration en établissement sanitaire ou social

pop_i : capacité d'accueil maximale de l'établissement i

n_i : nombre de repas annuels servis dans l'établissement i

q : quantité de biodéchets produits par repas

La quantité de biodéchets produits par repas est estimée à 185 g (ADEME 2013).

L'information sur le nombre de lits des centres hospitaliers étant absente de la base FINSS, une enquête spécifique est nécessaire à l'estimation des quantités de biodéchets produits par ces établissements.

c. Biodéchets de la distribution

Selon la méthodologie de l'ADEME, le gisement des biodéchets de la distribution peut être déduit des données concernant les surfaces de ventes, auxquelles sont appliqués des ratios de production selon la typologie des magasins. Mais l'obtention des données sur les surfaces de ventes auprès de PERIFEM (association technique de la profession) s'est révélée impossible. Des moyennes nationales pour les surfaces de vente en fonction du nombre d'habitants ont donc été utilisées (cf. Tableau 11), issues d'une étude de l'INSEE en Pays de Loire en 2008. Le recours à ces données est source d'une grande incertitude sur le gisement de biodéchets estimé.

Tableau 11 : Ratios pour l'estimation des déchets de la distribution

	Hypermarchés	Supermarchés
Surfaces de ventes (m ² /1 000 hab)	149	170
Production de déchets organiques (kg/m ²)	17,94	21,03

Les surfaces de ventes peuvent éventuellement être estimées de manière plus précise par interprétation d'images satellite, dans le cas où ce gisement est jugé important par rapport aux autres.

d. Déchets des industries agro-alimentaires (IAA)

Les données concernant les types et quantités de déchets produits par les IAA sont des informations sensibles car en lien direct avec les procédés de fabrication ; aussi la recherche de données génériques sur cet aspect s'est-elle révélée infructueuse. Pour contourner ce manque de données, la méthodologie de l'ADEME établit des ratios de production de matières organiques par nombre de salariés, spécifiques aux codes d'activité des industriels. Toutefois cette méthode n'est applicable qu'à l'échelle de la région compte tenu du niveau d'agrégation des données sur le nombre de salariés.

Une telle évaluation n'est pas adaptée au modèle spatial développé dont le niveau d'agrégation spatiale maximal acceptable est l'échelle communale (cf. § 2.3.1). Il convient donc d'estimer les gisements de déchets issus des IAA de manière géolocalisée grâce à une enquête spécifique, d'autant plus que les types de substrats issus de ce secteur sont nombreux (déchets d'animaux, de légumes, de corps gras...) et que ces substrats, au potentiel méthanogène généralement élevé, constituent un enjeu économique majeur au sein d'une filière de méthanisation collective.

2.3.3.3 Caractérisation des déchets et autres substrats

Les différents paramètres utilisés pour caractériser les déchets et autres ressources méthanisables dont les gisements ont été estimés sont issus d'une base de données développée par l'entreprise Akajoule, qui finance le travail présenté dans ce mémoire de thèse. Les paramètres nécessaires sont le taux de matière sèche, le taux de matière organique, la teneur en N, P et K et le potentiel méthanogène. Cette base de données allie des données publiques et des données propres.

2.3.3.4 Installations existantes de traitement

La base de données SINOE®, développée par l'ADEME, recense de manière quasi-exhaustive les installations existantes de traitement des déchets, par catégorie. Pour chaque installation, l'adresse du site, les coordonnées de l'exploitant, les types de déchets admis ou la capacité réglementaire⁵² sont entre autres renseignés. Les données ont été extraites et géocodées afin de générer des fichiers géographiques d'entités ponctuelles pour les catégories d'installations suivantes :

- plateformes de compostage ;
- unités de méthanisation (à la ferme, centralisées, industrielles, en STEU) ;
- usines d'incinérations des ordures ménagères (UIOM), avec ou sans valorisation énergétique ;
- installations de stockage des déchets non dangereux (ISDND).

⁵² La donnée sur les capacités est parfois manquante, voire pour certaines catégories, comme les déchèteries, systématiquement absente.

Les installations traitant les déchets des ménages du territoire considéré peuvent être identifiées en se référant au PDEDMA. Pour les déchets des industriels en revanche, la connaissance de l'exutoire existant nécessite une enquête spécifique.

2.3.4 Sous-système Agriculture

Le sous-système *Agriculture* du modèle de données est lui aussi l'objet de simplifications lors du passage à la modélisation spatiale. La principale simplification concerne la localisation des agriculteurs, qui est une donnée sensible, et finalement pas indispensable (les enjeux du modèle concernant avant tout les parcelles agricoles et les effluents d'élevage). Les différentes entités du sous-système *Agriculture* sont alors modélisées à l'échelle la plus fine lorsqu'elle est disponible facilement, sinon à l'échelle communale.

2.3.4.1 Surfaces agricoles et types de cultures

a. Surface agricole utile (SAU)

Le recensement agricole, réalisé tous les 10 ans par l'Agreste (services statistiques du Ministère de l'agriculture) renseigne entre autres sur la SAU à l'échelle communale, définie comme les *superficies des terres labourables, superficies en cultures permanentes, superficies toujours en herbe, superficies de légumes, fleurs et autres superficies cultivées de l'exploitation agricole*. Ces données sont utilisées dans le modèle.

b. Occupation des parcelles agricoles

Pour répondre à une exigence réglementaire européenne de localisation et d'identification des parcelles agricoles, la France a mis en place le registre parcellaire graphique (RPG), SIG permettant aux agriculteurs de déclarer chaque année les surfaces qu'ils exploitent. La localisation des îlots cultureux se fait à l'échelle du 1:5000 sur le fond photographique de la BD Ortho®⁵³ et leur mise à jour est annuelle. Cette base de données constitue donc une description à grande échelle et régulièrement mise à jour de la majorité des terres agricoles. Les données accessibles au public sont les contours des îlots *anonymisés* du RPG et leur occupation culturelle, représentée par le groupe de cultures majoritaire de l'îlot (cf. Annexe X).

c. Besoins des cultures en azote

Le calcul de la fertilisation azotée d'une culture se fait par un bilan prévisionnel, fonction du type de plante, des objectifs de rendement, du reliquat azoté, etc. L'apport azoté peut être d'origine organique ou minérale. L'apport systématique d'engrais minéral (désigné $N_{\text{miné}}$ par la suite) est néanmoins une pratique courante, même s'il y a déjà un apport d'origine organique, pour des raisons

⁵³ La BD Ortho®, produite par l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN) est composée d'une mosaïque d'orthophotographies numériques en haute résolution, représentant l'imagerie géographique du territoire français.

agronomiques et techniques (précision de l'apport, disponibilité de l'azote, accessibilité à la culture, etc.)

Le calcul précis de la fertilisation azotée demande une approche agronomique fine, et requiert de nombreuses données spécifiques à la parcelle (type de sol, climat...). Dans le cadre du modèle spatial, il est question d'estimer l'intérêt éventuel de transformer de l'azote organique en un produit équivalent aux engrais minéraux (et donc substituable à ces derniers) par post-traitement d'un digestat de méthanisation. Le modèle se contente donc d'une estimation simplifiée, à l'échelle du territoire :

- des besoins moyens en fertilisation azotée des différentes cultures, calculés selon la somme des surfaces par type de culture ;
- de la quantité d'azote qui peut difficilement être apportée sous une autre forme que minérale à ces mêmes cultures pour des raisons pratiques.

Parmi la liste des cultures recensées dans le RPG (cf. Annexe X), ont été retenus les types suivants : blé tendre, maïs (grain et ensilage), orge, autres céréales, colza, tournesol, prairies temporaires et permanentes. Les autres types de cultures ont été écartés par manque de données concernant la fertilisation. Aussi est-il nécessaire de vérifier que la somme des surfaces écartées représente une part minimale (inférieure à 10 %) des surfaces agricoles totales du territoire d'étude, et dans le cas contraire, en estimer les besoins en azote.

Les ratios retenus, présentés au Tableau 12, sont issus d'une synthèse d'éléments ministériels, bibliographiques et d'experts.

Tableau 12 : Ratios retenus pour la fertilisation azotée des cultures

Type de culture	N _{tot} (kg N/(ha.an))	N _{miné} (kg N/(ha.an))
Blé tendre	160	90
Maïs grain	160	25
Maïs ensilage	70	25
Orge	130	60
Autres céréales	145	60
Colza	165	50
Tournesol	50	30
Prairies permanentes	100	50
Prairies temporaires	60	50

d. Résidus de culture

L'évaluation du gisement de résidus de culture mobilisable pour la méthanisation suit la méthodologie mise en œuvre par l'ADEME (ADEME 2013), appliquée aux surfaces de cultures calculées à partir du RPG. Les résidus de cultures considérés sont les pailles de céréales (blé, orge),

d'oléagineux (colza, tournesol) et les résidus de maïs grain. Des ratios de production par hectare (cf. Tableau 13) permettent de calculer, à partir des surfaces issues du RPG, une quantité brute de paille, à laquelle est ensuite déduite la quantité de résidus qui restent au sol (application d'un taux d'abandon car une partie de la paille, trop menue, ne peut être récoltée). La quantité de résidus collectés est alors soumise à un taux de mobilisation traduisant la part acceptable de résidus qui peut être détournée vers une filière de méthanisation tout en respectant les filières de valorisation actuelle (litière, alimentation animale...) et un retour au sol suffisant de la matière organique, mais aussi la prise en compte des contraintes techniques liées à l'utilisation des résidus.

Tableau 13 : Ratios pour l'évaluation des résidus de cultures (ADEME 2013)

	Ratio de production (tMB/ha)	Taux d'abandon	Taux de mobilisation
Pailles de blé	3,9	40 %	31 %
Pailles d'orge	3,9	60 %	31 %
Pailles d'autres céréales	3,9	60 %	31 %
Pailles de maïs	3,3	40 %	10 %
Pailles de colza	2,1	50 %	15 %
Pailles de tournesol	2,9	40 %	5 %

Concernant le maïs, seules les surfaces de maïs grain sont à prendre en compte dans l'évaluation des résidus de culture (car l'ensilage de maïs utilise toute la plante et ne génère pas de résidus). Or dans le RPG, maïs grain et maïs ensilage font partie du même groupe de culture, leurs surfaces ne peuvent donc pas être différenciées. La proportion des surfaces en maïs grain par rapport aux surfaces totales de maïs du département, établie par le recensement agricole de 2010, fait alors référence pour déterminer cette donnée.

e. Surfaces épandables

Les surfaces épandables correspondent aux surfaces agricoles occupées par les cultures qui admettent l'épandage d'effluents organiques, sélectionnée à dire d'expert parmi les catégories de cultures du RPG, auxquelles sont déduites les zones de restriction d'épandage.

Les distances d'épandage à respecter varient en fonction du type d'effluent et de sa provenance, du taux de pente du sol et des techniques d'épandage (rampe, injection directe dans le sol...).

Les distances vis-à-vis des tiers et de l'environnement sont les suivantes :

- 35 m des cours et surfaces d'eau ;
- 200 m des lieux de baignade ;
- 500 m des zones piscicoles et conchylicoles ;
- 50 m des points de captage en eau potable ;
- 50 m des habitations.

Ainsi, au sein du modèle spatial, un enchaînement de traitements de SIG permet de calculer et de localiser à partir du RPG et de ces contraintes sur les entités précédemment citées (décrites au § 2.3.5), les surfaces potentiellement épandables, dont un exemple est présenté Figure 32.



Figure 32 : Exemple de zones épandables

2.3.4.2 Effluents d'élevages

a. Cheptels

Les effectifs annuels par commune des différentes catégories d'animaux (de la volaille à la vache laitière) sont estimés à partir des données sur les élevages du recensement agricole de 2010 réalisé par l'Agreste. Mais ces données sont soumises au secret statistique⁵⁴ pour de nombreuses communes (probablement parce qu'elles comptent un nombre restreint d'exploitations), aussi les cheptels manquants sont-ils estimés à partir des données à l'échelle du canton. Il s'agit d'attribuer, aux communes d'un canton soumises au secret statistique, la différence d'effectif entre le cheptel

⁵⁴ Le secret statistique, défini par la loi n° 51-711 du 7 juin 1951 modifiée, vise à préserver les informations individuelles.

du canton et la somme des cheptels des autres communes (dont le cheptel est connu), proportionnellement à la SAU (3):

$$(3) \quad Chept_x = \frac{(Chept_{cant} - \sum_{comm \in cant} Chept_{comm})}{\sum_{secr \in cant} SAU_{secr}} * SAU_x$$

$Chept_x$: Cheptel d'une commune soumis au secret statistique

$Chept_{cant}$: Cheptel cantonal

SAU_x : SAU de la commune dont le cheptel est soumis au secret statistique

SAU_{secr} : SAU d'une commune du canton dont le cheptel n'est pas soumis au secret statistique.

Une difficulté supplémentaire tient au fait que les effectifs d'animaux de certains cantons sont eux-mêmes soumis au secret statistique, et qu'il est alors impossible d'estimer un cheptel pour les communes qui le constituent. Un tel cas de figure traduit un nombre très réduit d'exploitations au sein du canton ; l'activité d'élevage peut donc y être considérée négligeable. En cas d'étude sur un territoire concerné par ce défaut de données, un complément d'information peut être obtenu auprès de la Chambre d'agriculture locale.

Les données du recensement agricole renseignent un nombre instantané d'animaux, dénombrés lors de la visite d'un enquêteur. Pour les porcins et les volailles, l'estimation des effectifs annuels nécessite de multiplier l'effectif issu du recensement par un nombre de cycles annuels.

L'ensemble de la méthodologie d'estimation des cheptels communaux est détaillé à l'Annexe XI.

b. Rejets des élevages

Le gisement d'effluents d'élevage produits sur le territoire est estimé à partir des cheptels d'animaux (cf. § a), auxquels sont appliqués des ratios d'excrétion par animal et par an. Ces ratios sont issus de la méthodologie de l'ADEME (ADEME 2013) et synthétisés au Tableau 14.

Tableau 14 : Ratios d'excrétion des animaux d'élevage retenus

Catégorie d'animaux	Excrétion (kg MS/animal.an)	Azote produit (kg N/animal.an)	Phosphore produit (kg P ₂ O ₅ /animal.an)
Vaches allaitantes	1612	68,0	39,0
Vaches laitières	1948	126,0	38,0
Bovins de moins d'un an	873	25,0	9,0
Bovins d'un an ou plus	1243	50,0	25,0
Brebis nourrices	148	10,0	6,0
Brebis laitières	148	10,0	6,0
Chèvres	336	10,0	6,0
Truies reproductrices	183	17,5	14,0
Porcs engraissement	76	3,69	2,41
Poulets de chair et coqs	12	0,057	0,06

Toutefois, une partie des déjections produites est directement émise au champ et n'est donc pas mobilisable en méthanisation. De plus, les déjections mobilisables, produites en bâtiment, se trouvent sous forme liquide (lisier) ou bien solide (fumier). La répartition des effluents entre fumier, lisier et la part émise au champ dépend de la catégorie d'animaux considérée, de la conduite d'élevage et du temps de stabulation, ces paramètres variant d'un territoire français à l'autre. D'après une étude du MEDDE de 2002, la moitié des déjections sont émises au champ en moyenne, et la répartition entre fumier et lisier est respectivement de 71 % et 29 % des déjections maîtrisables (cf. Figure 33) (MEDDE, 2002). Une répartition moyenne par département a été établie pour les bovins, les porcins et les volailles dans le cadre de cette même étude. Ces données départementales sont retenues pour la modélisation spatiale du gisement méthanisable issu des élevages.

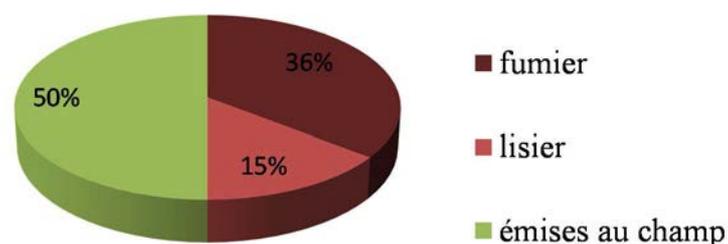


Figure 33 : Répartition moyenne des déjections en France, toutes catégories d'animaux confondues (d'après MEDDE, 2002)

Les quantités de nutriments organiques (azote et phosphore) contenues dans les effluents d'élevage sont quant à elles calculées grâce aux ratios d'excrétion définis par les textes réglementaire réglementaires de transposition de la directive Nitrates⁵⁵.

⁵⁵ Arrêtés du 19 décembre 2011 et du 23 octobre 2013.

Ces ratios étant établis pour une large gamme de catégories d'animaux, des choix ont été fait quant au ratio à retenir pour chaque catégorie du recensement de l'Agreste, synthétisés au Tableau 14. De manière générale, les rejets ont été maximisés en retenant les ratios d'excrétions correspondants au pire des cas afin de ne pas sous-estimer la pression azotée sur des territoires en excédent structurel. Toutefois, si les spécificités locales en termes de conduite d'élevage sont connues (notamment pour les vaches laitières), ces ratios peuvent être modifiés en se référant aux textes réglementaires⁵⁶.

2.3.5 Autres entités du territoire et paramètres extérieurs

a. Population

Les données sur la population communale totale sont disponibles dans les bases de données de l'INSEE, issues du recensement de la population de 2010.

b. Habitations

Il n'existe pas de données géoréférencées sur les habitations, aussi sont-elles déduites de données sur les bâtiments indifférenciés de la BD Topo®. De plus, la population a été répartie au sein de ces habitations afin d'estimer les zones du territoire à forte concentration de riverains (cf. Annexe VIII).

c. Réseau routier

Au sein de la BD Topo®, la catégorie *Réseau routier* offre un réseau détaillé contenant les axes routiers de toutes importances à l'échelle départementale au format vectoriel. Ces données sont utilisées pour le calcul des distances de transport à l'aide de l'extension *Network analyst* d'ArcGis.

d. Hydrographie

Les fichiers géographiques des cours et surfaces d'eau sont issues de la catégorie *Hydrographie* de la BD Topo®. Les zones piscicoles et conchylicoles proviennent de la catégorie *Zones d'activité* de la même base de données. Les données géolocalisées relatives aux points de captage d'eau potable ont quant à elles été obtenues auprès des directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL).

e. Zones protégées

Les fichiers retenus dans le modèle pour les zones d'importance pour la conservation des oiseaux (ZICO) et zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF) sont disponibles au format géographique auprès des DREAL.

f. Teneur en matière organique du sol

La teneur en matière organique est un indicateur de la qualité d'un sol, car elle assure de nombreuses fonctions agronomiques et environnementales : structure du sol, intensité de l'activité biologique, rétention de l'eau et des nutriments, croissance des cultures, mais aussi stockage du carbone, etc.

⁵⁶ Arrêté du 23 octobre 2013 modifiant l'arrêté du 19 décembre 2011 relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole.

L'évolution des stocks de carbone dans le sol résulte de l'équilibre entre les apports végétaux au sol et la vitesse de minéralisation ; elle est donc fortement influencée par les usages et pratiques agricoles. L'utilisation de résidus de cultures habituellement laissés au sol dans une filière de méthanisation doit donc prendre en compte la richesse en matière organique des sols sur le territoire considéré. Concernant le carbone, s'il est difficile de fixer un seuil minimal valable pour tous les sols et tous les usages, le *Joint Research Centre* (JRC) de l'Union européenne rapporte que les zones où la teneur en carbone est inférieure à 2 ou 1 % doivent être considérées comme particulièrement vulnérables (JRC, 2003).

Au niveau de la France, aucune donnée satisfaisante n'a été trouvée concernant ce paramètre de manière géoréférencée. Néanmoins, le JRC *Eurosoil* a modélisé en 2005 la teneur du sol en carbone organique avec une résolution de 1 km en prenant en compte le type de sol, les pratiques culturales et le climat. Ces données, disponibles sur demande au format raster à l'échelle du territoire européen, ont été intégrées au modèle spatial.

g. Concentration en nitrates dans les cours d'eau

Les nitrates sont pris en compte dans l'évaluation de l'état écologique des eaux au titre de la directive cadre sur l'eau établie par l'Union européenne. Concernant cette substance, la norme fixée pour le bon état écologique correspond au seuil de 50 mg/l qui ne doit pas être dépassé par 90 % des analyses réalisées sur deux années consécutives.

La teneur en nitrates dans les cours d'eau est mesurée par un réseau de stations de qualité des eaux. Les résultats de cette surveillance sont capitalisés dans la base de données HYDRO, accessible depuis le site Eaufrance. Cette donnée peut être complétée par celle relative à la teneur en nitrates dans les eaux souterraines, disponible dans la banque d'accès aux données sur les eaux souterraines (ADES) d'Eaufrance. Néanmoins l'information est redondante avec la précédente concernant le type de pollution (d'origine agricole), donc seule la première a été prise en compte dans le modèle.

h. Réglementation

Les considérations réglementaires intégrées au modèle spatial sont présentées au Tableau 15.

Tableau 15 : Contraintes réglementaires intégrées au modèle

Valorisation du biogaz	Tarif d'achat	Arrêtés du 19 mai 2011 et du 23 novembre 2011	Les tarifs d'achat de l'électricité ou du biométhane issus de la conversion du biogaz de méthanisation sont réglementés et dépendent de la taille de l'unité et de l'origine des substrats.
Restrictions d'épandage	Distances vis-à-vis des tiers et de l'environnement	Code des bonnes pratiques agricoles	Des distances d'éloignement doivent être respectées pour l'épandage du digestat autour des habitations, lieux de baignade, captages d'eau potable et zones aquacoles (cf. § sur les surfaces épandables)
	Limite concernant les nutriments	Décret n° 2011-1257 du 10 novembre 2011	La quantité maximale épandable d'azote d'origine organique est fixée à 170 kg N _{org} /ha SAU.an.
		4 ^{ème} Programme d'Action Nitrates (2012)	Le seuil d'alerte pour l'épandage du phosphore total est fixé à 100 kg de P ₂ O ₅ /ha SAU.an
Obligations concernant les déchets	Principe de proximité	Directive cadre sur les déchets (2008/98/CE du 19 novembre 2008)	Les déchets doivent être gérés au plus près du lieu de production.
	Stockage	Loi Grenelle 2	La France doit atteindre en 2016 l'objectif de réduction de 75 % par rapport à la situation de 1995 de la part des déchets fermentescibles dirigés vers le stockage.
	Gros producteurs de biodéchets	Circulaire du 10 janvier 2012	<i>Les personnes qui produisent ou détiennent une quantité importante [seuil fixé à 10 t/an au 1^{er} janvier 2016] de déchets composés majoritairement de biodéchets sont tenues d'en assurer le tri à la source en vue de leur valorisation organique.</i>
	Hygiénisation des sous-produits animaux (SPAN)	Règlement européen 1069-2009	Les SPAN doivent être hygiénisés (portés à 70 °C pendant 1h) avant d'être introduits dans le méthaniseur.

3 Optimisation fonctionnelle et spatiale d'une filière de méthanisation centralisée au sein d'un territoire

La modélisation spatiale du système, précédemment décrite, résulte en un grand nombre de données, qui alimentent la deuxième étape de la méthodologie générale, d'optimisation fonctionnelle et spatiale de scénarios de méthanisation centralisée. Les sorties du modèle spatial sont ainsi exploitées sous la forme d'indicateurs de trois catégories : de fonction, de scénario et d'implantation, qui puissent faire l'objet d'arbitrage ou de combinaison au sein d'une catégorie (cf. Figure 34).

Optimiser consiste, pour un problème donné, à déterminer les solutions satisfaisant à un objectif tout en respectant certaines contraintes. Concernant une filière de méthanisation centralisée, l'objectif qu'elle doit satisfaire correspond à l'enjeu qu'elle porte sur le territoire, c'est-à-dire à sa fonction principale. Les indicateurs de fonction permettent d'exprimer un degré d'importance des enjeux du territoire au regard d'une potentielle filière de méthanisation, puis de définir la fonction principale de cette dernière pour le territoire concerné. Par la suite, les indicateurs de scénarios et leur combinaison permettent d'établir les configurations possibles du système qui respectent les contraintes fonctionnelles imposées par la fonction principale et qui soient en accord avec les opportunités territoriales. Enfin, les indicateurs d'implantation reflètent les zones géographiques favorables à l'implantation des scénarios établis.

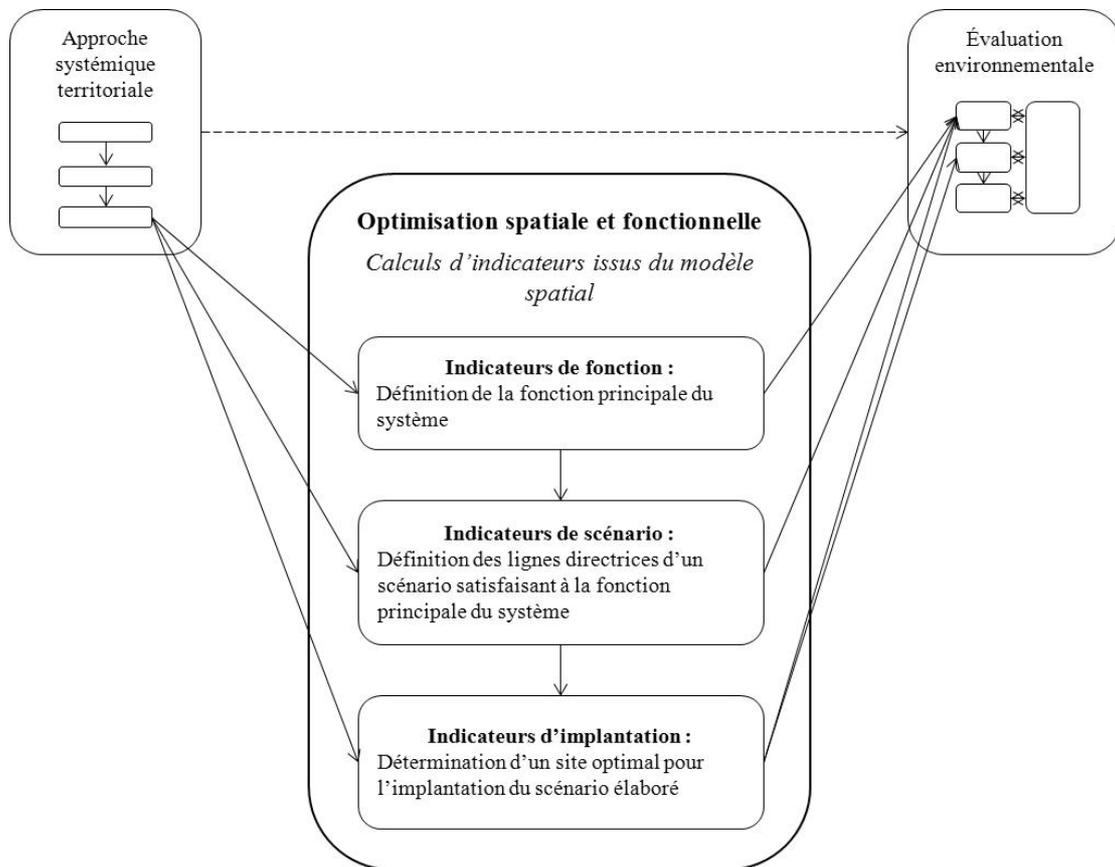


Figure 34 : Focus sur l'optimisation spatiale et fonctionnelle

3.1 Résolution de la multifonctionnalité pour l'ACV

Parmi les multiples fonctions de la méthanisation, quatre d'entre elles ressortent comme fonction principale potentielle des études de cas d'ACV de systèmes de méthanisation issues de la littérature scientifique (cf. § 3.3.2 du chapitre I) :

- traiter des déchets,
- produire de l'énergie,
- produire un fertilisant,
- exporter des nutriments.

Pour rappel, dans la plupart des études de cas, l'une de ces quatre fonctions est définie comme fonction principale pour l'ACV, c'est-à-dire qu'elle sert de référence lors de la définition de l'unité fonctionnelle et les autres fonctions remplies par le système sont gérées par extension des frontières (cf. § 3.3.3 du chapitre I).

Le chapitre I a par ailleurs montré qu'au sein d'un système territorial, dimension fonctionnelle et dimension spatiale sont corrélées, ce qui implique que la fonction principale que remplit un système de méthanisation dépend du territoire au sein duquel il est implanté. Plus précisément, la fonction principale dépend des besoins dudit territoire, car au-delà de l'opportunité économique ou politique que peut représenter la filière, c'est bien pour répondre à un ou plusieurs besoins qu'émerge localement une volonté de développer la méthanisation.

Afin d'identifier la fonction principale que pourrait remplir une unité de méthanisation sur un territoire donné, il est nécessaire de quantifier les besoins et contraintes de ce territoire au regard des quatre fonctions identifiées. Pour cela, quatre indicateurs correspondant chacun à l'une des quatre fonctions issues de la littérature ont été développés. Le calcul de ces indicateurs, qui met en jeu les entités du modèle spatial jugées pertinentes pour exprimer ces besoins (cf. Tableau 16), est détaillé par la suite.

Il est à noter que la réduction des émissions de GES qui peut être atteinte avec l'introduction d'un système de méthanisation (d'une part par la diminution du temps de stockage des effluents d'élevage, et d'autre part grâce aux émissions carbonées d'origine fossile évitées, est par ailleurs un important motif de développement de la filière (cf. § 1.1.1 du chapitre I). Toutefois, ce motif de développement n'a pas été retenu comme fonction principale potentielle d'un système de méthanisation. En effet, il s'agirait alors de contraindre le système par une cible environnementale à atteindre, ce qui relève de la philosophie du *backcasting LCA*⁵⁷. Or, le travail présenté dans ce manuscrit vise à contraindre le système d'un point de vue fonctionnel par son environnement, selon un besoin objectif. La quantification des impacts environnementaux permet ensuite de quantifier

⁵⁷ Concept défini par Guinée et Heijungs en 2011, cf. § 4.2.3 du chapitre I.

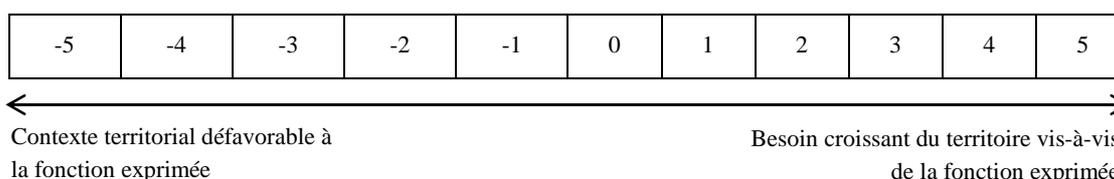
l'éventuelle réduction des GES induite par l'introduction d'une filière de méthanisation, mais elle ne peut, dans ce cas, pas être un présupposé.

Tableau 16 : Les quatre indicateurs de fonction

Nom	Fonction	Besoin du territoire exprimé	Description simplifiée du calcul de l'indicateur
Déch	Traitement des déchets organiques	Développer des solutions locales de traitement des déchets organiques	Distance du gisement de déchets aux installations de traitement Comparaison des quantités produites avec les capacités de traitement
EnR	Production d'énergie renouvelable	Augmenter la part d'EnR dans les consommations énergétiques du territoire	Comparaison du taux d'EnR dans les consommations finales du territoire avec les objectifs nationaux en termes de production d'EnR
N _{subst}	Production d'un fertilisant	Améliorer l'utilisation des nutriments issus des élevages du territoire afin qu'ils remplacent les engrais minéraux	Comparaison de la proportion d'azote requis sous forme minérale, parmi les besoins totaux en azote, aux quantités d'azote issues des élevages
Nutr	Exportation de nutriments	Exporter les nutriments en excès hors du territoire	Pressions en azote et en phosphore organiques du territoire et qualité des eaux vis-à-vis des nitrates

Les quatre indicateurs de fonction sont définis sur une échelle cardinale commune dans l'objectif de comparer leurs scores et ainsi hiérarchiser les besoins du territoire correspondants. Cette échelle est établie entre -5 et 5, par nombres entiers. Un score de 0 indique un besoin *neutre* : conformité réglementaire, objectifs nationaux atteints... De 0 à 5, le besoin augmente avec le score ; un score de 5 indique que la fonction exprimée par l'indicateur est d'une importance majeure. Il est à noter que, pour certains indicateurs dont le calcul fait intervenir un système de pénalités, un score supérieur à 5 peut théoriquement être atteint. Dans ce cas le score est néanmoins plafonné à 5. Un score négatif traduit non pas un besoin mais un contexte territorial défavorable à la fonction exprimée : entre 0 et -5, plus le score est faible, moins la méthanisation a de raison d'être développée dans le but de satisfaire cette fonction.

Tableau 17 : Echelle commune aux indicateurs de fonction



Les échelles ont été définies de manière à ce que le score d'un indicateur soit objectivement proportionnel au besoin du territoire vis-à-vis de la fonction qu'il exprime. Elles ont été l'objet d'ajustements tout au long des développements méthodologiques, alimentés par les retours du terrain.

3.1.1 Fonction de traitement des déchets

L'indicateur Déch quantifie le besoin éventuel du territoire de développer une solution locale de traitement des déchets organiques. Les types de déchets ou substrats utilisables en méthanisation sont variés, mais puisqu'il s'agit de quantifier non pas un gisement méthanisable potentiel mais un besoin de traitement, seuls les déchets soumis à des obligations réglementaires ont été considérés dans le calcul de Déch : les ordures ménagères résiduelles (OMR) et les biodéchets issus des gros producteurs (GP). Les premières sont concernées par le principe de proximité et les seconds par la valorisation organique. Ainsi, les deux gisements présentant des enjeux différents, ils font l'objet de deux sous-indicateurs distincts : OMR et NGP.

3.1.1.1 Indicateur OMR

L'indicateur OMR exprime le besoin de traiter localement les déchets ménagers du territoire. Les collectivités sont responsables de la gestion (collecte et traitement) des OMR ; ces dernières sont donc nécessairement dirigées vers un exutoire, renseigné dans le plan départemental d'élimination des déchets ménagers et assimilés (PDEDMA). Selon le principe de proximité établi par la directive cadre sur les déchets (2008/98/CE du 19 novembre 2008), les déchets doivent être traités à proximité du lieu où ils sont produits, c'est pourquoi plus la distance parcourue par les OMR du territoire est grande, plus le besoin exprimé par l'indicateur doit être fort. La distance entre le barycentre du territoire (assimilé au point de production des OMR du territoire) et l'installation existante (identifiée grâce au PDEDMA et géoréférencée grâce à la base de données SINOE®) peut ainsi être calculée grâce aux SIG.

Si l'exutoire est situé au sein du territoire, cette distance est considérée nulle, l'indicateur OMR est alors calculé comme le rapport entre la quantité d'OMR produites annuellement par le territoire et les capacités de traitement de l'exutoire (4) :

$$(4) \quad OMR = \frac{OMR_{terr}}{Capa_{inst}}$$

OMR_{terr} : quantité d'OMR produite sur le territoire, en t/an

$Capa_{inst}$: capacité de traitement de l'installation existante, en t/an.

Si l'exutoire se situe hors du territoire, le score de l'indicateur OMR est alors fonction des quantités d'OMR produites annuellement par le territoire, multipliées par la distance parcourue (5) :

$$(5) \quad OMR = OMR_{terr} * D_{exist}$$

OMR_{terr} : quantité d'OMR produite sur le territoire, en t/an

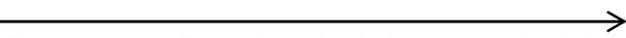
D_{exist} : distance entre le barycentre du territoire et l'installation de traitement, en km.

L'échelle de l'indicateur OMR est présentée au Tableau 18. Le score d'OMR est négatif ou nul si l'exutoire est situé au sein du territoire : égal à 0 lorsque ses capacités de traitement sont égales à la quantité d'OMR produites (la totalité des OMR produites est alors traitée localement) et à -5 lorsqu'elles sont deux fois supérieures à cette quantité. Dans ce cas, l'implantation d'une filière de

méthanisation traitant les OMR viendrait concurrencer l'installation de traitement existante. Le score d'OMR est strictement positif si l'exutoire est situé hors du territoire. La quantification du premier échelon positif (c'est-à-dire d'un score égal à 1) est telle qu'elle correspond à la plus petite installation de traitement des OMR par méthanisation en France. L'usine de traitement mécano-biologique (TMB) de Calais (62) a une capacité de 28 000 t/an et sa zone de chalandise est comprise entre 15 et 20 km. Au-delà de 500 000 tkm de déchets transportés, il devient donc intéressant d'envisager une solution de traitement par TMB. La borne supérieure de l'indicateur a été quantifiée comme 10 fois supérieure à ce premier échelon. Cette quantification, arbitraire par manque de données dans la littérature ou de retour d'expérience, pourra gagner en robustesse au fil des études de cas. La quantification des valeurs entre -5 et 0 et entre 1 et 5 est obtenue par interpolations linéaires respectives.

Tableau 18 : Echelle de l'indicateur OMR

-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5
> 200 %	200 %	175 %	150 %	125 %	100 %	500 000	2 000 000	3 500 000	5 000 000	> 5 000 000
quantité d'OMR/capacité de traitement						quantité d'OMR * distance de transport (tkm)				


 Besoin croissant d'une solution locale de traitement des déchets

L'indicateur OMR doit par ailleurs prendre en compte la nature de l'installation de traitement existante. En effet, conformément aux exigences de l'Union européenne, la France doit atteindre en 2016 une réduction de 75 % par rapport à la situation de 1995 de la part des déchets fermentescibles enfouis, aussi les ISDND ne peuvent-elles être considérées comme des solutions durables de gestion de la fraction organique des déchets ménagers. Si l'exutoire existant est une ISDND, qu'elle soit située ou non sur le territoire, le besoin de mettre en œuvre une solution de valorisation de la part organique des déchets ménagers, telle qu'une unité de méthanisation, est d'autant plus fort. Dans ce cas, une pénalité est attribuée à l'indicateur : son score est augmenté de 1.

3.1.1.2 Indicateur NGP

Les gros producteurs (GP) de biodéchets sont soumis à une obligation de tri à la source et de valorisation organique des biodéchets qu'ils produisent par la circulaire du 10 janvier 2012. Cette circulaire souligne que *les secteurs économiques les plus directement concernés par l'instauration de cette obligation sont la restauration collective et le commerce alimentaire*. Cette obligation réglementaire étant récente, il est probable que ces *nouveaux* gros producteurs n'aient à l'heure actuelle pas de filière établie de valorisation de leurs biodéchets et qu'ils soient gérés avec les déchets ménagers. Par ailleurs, il est difficile de prévoir la manière dont ces déchets seront gérés, car ils donneront lieu, dans la plupart des cas, à contractualisation avec un prestataire privé garantissant leur valorisation au sein d'une installation dont le lieu d'implantation est inconnu, et dans certains autres cas, à une valorisation sur le site de production. La grande part d'incertitude sur le devenir de ces gisements a conduit à l'élaboration d'un indicateur qualitatif représentant leur

perturbation. A chacune des trois valeurs qualitatives que peut prendre l'indicateur NGP correspond une pénalité (0, 1 ou 2) qui participera au score de l'indicateur Déch (cf. Tableau 19).

Afin d'appréhender l'ordre de grandeur de la perturbation induite par le nouveau statut règlementaire qui s'applique à ce gisement en termes de gestion locale des déchets organiques, l'indicateur NGP est calculé comme le rapport entre les quantités de biodéchets issus des nouveaux GP, à savoir les cantines scolaires ou d'ESS et les GMS, et les quantités de déchets organiques issus des IAA du territoire (6) :

$$(6) \quad NGP = \frac{Q_{NGP}}{Q_{IAA}}$$

Q_{NGP} : quantité de biodéchets issus des nouveaux GP du territoire (tMB/an)

Q_{IAA} : quantité de déchets organiques issus des IAA du territoire (tMB/an)

Une pénalité de 0, 1 ou 2 est attribuée si la valeur de NGP est respectivement inférieure à 10 %, comprise entre 10 et 50 % ou supérieure à 50 %. La comparaison de ce nouveau gisement avec le gisement existant issu des IAA sur la base du tonnage annuel de matière brute ne prend pas en compte la grande variabilité des résidus produits par les IAA, qui ne sont pas tous destinés à la même filière de valorisation (compostage, incinération, épandage, alimentation animale...). Il s'agit d'évaluer la perturbation induite par l'obligation de valorisation du nouveau gisement en termes de gestion des déchets à l'échelle du territoire. S'il représente moins de 10 % du gisement issu des IAA, la perturbation peut être considérée mineure, et le besoin d'introduire une filière locale de valorisation est faible. En revanche, s'il en représente plus de 50 %, la perturbation peut être considérée majeure, et l'introduction d'une filière, pertinente. Entre ces deux valeurs, la perturbation est difficilement prévisible sans prendre en compte d'autres facteurs pour lesquels les données font défaut, le besoin est alors incertain.

Dans le cas où une installation existante de valorisation des déchets organiques (c'est-à-dire de méthanisation ou compostage) se situe au sein du territoire ou dans un rayon de 80 km autour de son barycentre⁵⁸, il est possible que cette installation capte les flux de biodéchets issus de ces NGP, dans la limite de ses capacités de traitement. Le besoin d'une nouvelle unité de méthanisation doit alors être nuancé, d'où l'attribution d'un score égal à 1 à l'indicateur NGP.

Tableau 19 : Echelle de l'indicateur NGP

< 10 %	10 à 50 % ou > 50 % et installation existante	> 50%
0	1	2
Besoin de valorisation faible	Possible besoin de valorisation	Besoin de valorisation fort

⁵⁸ La valeur de 80 km correspond à l'étendue des zones de chalandises d'une grosse installation de méthanisation en France, en l'occurrence l'usine Valdis, à Issé (44).

3.1.1.3 Indicateur Déch

Le score de l'indicateur de fonction Déch peut ensuite être établi : il s'agit du score de l'indicateur OMR (affecté d'une éventuelle pénalité fonction de la nature de l'exutoire actuel pour les OMR), auquel est ajouté le score de NGP (cf. Tableau 20). Plus le score de Déch est élevé, plus le besoin d'une solution locale de traitement des déchets organiques est important.

Tableau 20 : Echelle de l'indicateur Déch

-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5
score de l'indicateur OMR + score de l'indicateur NGP										


 Besoin croissant d'une solution locale de valorisation

3.1.2 Fonction de production d'une énergie renouvelable

Il est difficile de quantifier le besoin d'un territoire de produire des énergies renouvelables (EnR), car à moins que la totalité des besoins énergétiques de ce territoire ne soit déjà satisfaite par des sources renouvelables, il sera toujours intéressant d'en produire davantage. De plus, les consommations énergétiques sont des données dont la diffusion est très limitée (cf. § 2.3.2.3) et ne peuvent donc pas être utilisées pour calculer cet indicateur.

L'indicateur EnR a alors été conçu de manière à positionner le territoire vis-à-vis des objectifs nationaux en termes de production d'énergies renouvelables, et ainsi le besoin éventuel d'accroître cette production. Son calcul correspond au ratio de la part des énergies renouvelables dans les consommations finales du territoire sur les objectifs (7) :

$$(7) \quad EnR = \frac{\%EnR_{terr}}{\%EnR_{ref}}$$

$\%EnR_{terr}$: part des énergies renouvelables du territoire, en % (des consommations finales)

$\%EnR_{ref}$: objectif national pour les énergies renouvelables, en % (des consommations finales).

L'échelle de l'indicateur EnR est présentée au Tableau 21. Un score égal à 0 signifie que le territoire a atteint les objectifs nationaux, le besoin de produire des EnR est donc neutre. De 0 à 5, le besoin augmente avec le score ; il est considéré maximal lorsque la production locale d'EnR est inférieure au quart de l'objectif national. Cette borne inférieure, établie arbitrairement par manque de données, est susceptible d'évoluer grâce aux retours d'expérience. Entre 0 et -5, les opportunités de valoriser l'énergie produite par une potentielle unité de méthanisation diminuent avec le score de l'indicateur ; plus le score de l'indicateur décroît, plus la part d'énergie du territoire provenant de filières d'EnR est importante, et plus la concurrence avec ces filières augmente concernant les capacités des réseaux de distribution. La borne inférieure de l'indicateur correspond à une

production locale d'EnR quatre fois supérieure aux objectifs nationaux⁵⁹. La quantification des valeurs entre -5 et 0 et entre 0 et 5 est obtenue par interpolations linéaires respectives.

Tableau 21 : Echelle de l'indicateur EnR

-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5
> 4 (> 80 %)	4 (80 %)	3,3 (65 %)	2,5 (50 %)	1,8 (35 %)	1 (20 %)	0,8 (16 %)	0,6 (13 %)	0,4 (9 %)	0,25 (5 %)	< 0,25 (< 5 %)
valeur de EnR avec EnR _{ref} = 20 % (valeur de EnR _{terr})										

Concurrence avec les EnR existantes
Besoin croissant de produire des EnR

3.1.3 Fonction de production d'un fertilisant

L'indicateur N_{subst} reflète l'intérêt éventuel d'un territoire à améliorer la gestion des nutriments issus des élevages pour obtenir un produit équivalent aux engrais minéraux, auxquels il pourrait se substituer. Une telle amélioration est notamment possible grâce à une filière de méthanisation des effluents d'élevage : l'énergie produite par valorisation du biogaz est alors utilisée pour un post-traitement poussé du digestat, en sortie duquel les nutriments peuvent se retrouver sous forme minérale et concentrés (dans la phase solide ou liquide) (cf. § 1.4.4 du chapitre I).

Pour quantifier le besoin du territoire quant à la production d'un tel fertilisant, le calcul de l'indicateur prend en compte la quantité d'azote issu des élevages, ainsi que les besoins en azote des cultures du territoire, dont la part incompressible apportée sous forme minérale (8) :

$$(8) \quad N_{subst} = \frac{N_{elev} - (\sum S_{cult} * ConsoN_{tot} - \sum S_{cult} * ConsoN_{miné})}{\sum S_{cult} * ConsoN_{miné}}$$

N_{elev} : quantité d'azote issu des élevages (kg/an)

S_{cult} : surface (par type de culture), en ha

$ConsoN_{miné}$: consommation *incompressible* d'azote minéral (par type de culture), en kg $N_{miné}$ /(ha.an)

$ConsoN_{tot}$: besoins en azote total (par type de culture), en kg $N_{org + miné}$ /(ha.an)

Le Tableau 22 présente l'échelle de l'indicateur N_{subst} . Si la valeur de l'indicateur est inférieure à 0, alors la quantité d'azote issu des élevages est inférieure à la part d'azote nécessaire aux plantes qui peut être apportée sous forme organique ; l'azote issu des élevages peut donc être utilisé en l'état (organique) et ne suffit pas à couvrir les besoins en azote minéral incompressibles. La borne inférieure de l'échelle, -5, est attribuée à cette situation, la plus défavorable à la mise en place d'une filière d'amélioration de gestion des nutriments organiques (puisque'il s'agit d'une filière coûteuse et qu'un import d'engrais minéral serait néanmoins toujours nécessaire pour couvrir les besoins). Si la valeur de l'indicateur est supérieure à 1, la quantité d'azote issu des élevages est supérieure

⁵⁹ La partie négative de l'échelle peut ainsi correspondre à une production d'EnR supérieure à 100 % de ses consommations énergétiques (lorsque les objectifs nationaux dépasseront le seuil de 25 %), auquel cas le territoire devient à *énergie positive*.

aux besoins totaux en azote des cultures ; le besoin de convertir les nutriments organiques en un produit minéral est alors important. La meilleure gestion des nutriments permettrait en effet dans ce cas d'optimiser leur utilisation en substituant une partie des engrais chimiques. La quantification des valeurs entre les bornes inférieure et supérieure de l'échelle est obtenue par interpolation linéaire.

Tableau 22 : Echelle de l'indicateur N_{subst}

-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5
< 0	0,0	0,13	0,25	0,38	0,50	0,63	0,75	0,88	1,0	> 1



Filière d'amélioration peu rentable
Besoin croissant d'améliorer la gestion des nutriments

3.1.4 Fonction d'exportation de nutriments

L'indicateur Nutr exprime le besoin d'exporter des nutriments issus des élevages hors du territoire, dans le cas où ce dernier présenterait des zones en excédent structurel, c'est-à-dire des zones où les capacités de valorisation agronomique sont dépassées. L'expression de ce besoin fait intervenir deux sous-indicateurs de pression, N_{org} et P_{org} , qui représentent les pressions respectivement en azote et phosphore issus des élevages, et l'indicateur de vulnérabilité Eaux, fonction de la sensibilité du milieu aux nitrates.

3.1.4.1 Indicateur N_{org}

L'indicateur N_{org} est calculé comme le rapport entre les quantités d'azote produites annuellement par les animaux du territoire et la surface agricole utile, comparé à une limite d'azote organique épandable (9) :

$$(9) \quad N_{org} = (\sum Chept * Ratio_N / SAU) / Lim_N$$

Chept : cheptel communal (par type d'animaux), en nombre d'animaux

Ratio_N : ratio de production d'azote (par type d'animaux), en kg N/animal.an

SAU : surface agricole utile communale, en ha

Lim_N : quantité d'azote organique épandable, en kg N_{org} /ha SAU.an

Le Tableau 23 présente l'échelle de l'indicateur N_{org} . Un score égal à 0 correspond à une valeur de N_{org} égale à 1, c'est-à-dire que la pression en azote est alors égale à la limite de 140 kg N_{org} /ha SAU.an applicable en zone vulnérable. De 0 à 5, le besoin d'exporter l'azote augmente avec le score de l'indicateur. Un score de 5 correspond à une pression en azote supérieure à la limite réglementaire de 170 kg N_{org} /ha SAU.an. La partie négative de l'échelle est construite par symétrie, où le score de -5 correspond à une pression en azote inférieure à 110 kg N_{org} /ha SAU.an.

Tableau 23 : Echelle de l'indicateur N_{org}

-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5
< 0,79	0,79	0,84	0,89	0,95	1,00	1,05	1,11	1,16	1,21	> 1,21


 Besoin croissant d'exporter l'azote

3.1.4.2 Indicateur P_{org}

De la même façon que pour l'azote, l'indicateur P_{org} est calculé comme le rapport entre les quantités de phosphore produites annuellement par les animaux du territoire et la surface agricole utile, comparé à une limite de phosphore épandable (10) :

$$(10) \quad P_{org} = (\sum Chept * Ratio_P / SAU) / Lim_P$$

Chept : cheptel communal (par type d'animaux), en nombre d'animaux

Ratio_P : ratio de production de phosphore (par type d'animaux), en kg P_2O_5 /animal.an

SAU : surface agricole utile communale, en ha

Lim_P : quantité de phosphore épandable, en kg P_2O_5 org+miné/ha SAU.an

Le Tableau 24 présente l'échelle de l'indicateur P_{org} . Un score égal à 0 correspond à une valeur de P_{org} égale à 1, c'est-à-dire que la pression en phosphore est alors de 60 kg P_2O_5 org+miné/ha SAU.an, soit la capacité d'exportation moyenne des plantes. De 0 à 5, le besoin d'exporter le phosphore augmente avec le score de l'indicateur. Un score de 5 correspond à une pression en phosphore supérieure à 100 kg P_2O_5 org+miné/ha SAU.an, seuil d'alerte établi par le plan Nitrates. La partie négative de l'échelle est construite par symétrie, où le score de -5 correspond à une pression en phosphore inférieure à 20 kg P_2O_5 org+miné/ha SAU.an.

Tableau 24 : Echelle de l'indicateur P_{org}

-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5
< 0,33	0,33	0,50	0,67	0,83	1,00	1,17	1,33	1,50	1,67	> 1,67


 Besoin croissant d'exporter le phosphore

3.1.4.3 Indicateur Eaux

La qualité des cours d'eau du territoire concernant les nitrates est un indicateur de la sensibilité du milieu par rapport aux rejets d'azote et de phosphore et donc de la nécessité de limiter ces rejets. Le calcul de l'indicateur Eaux s'appuie sur le fichier géographique sur la qualité des cours d'eau en France qui attribue une classe de qualité à chaque tronçon de cours d'eau (cf. § 2.3.5.g). L'indicateur est calculé comme la moyenne des scores correspondant aux classes de qualité des cours d'eau situés sur le territoire (11) :

$$(11) \quad Eaux = \sum_i (C_i * l_i) / \sum_i l_i$$

C_i : score de qualité du cours d'eau i

l_i : longueur du cours d'eau i (m)

Une échelle qualitative a été établie pour l'indicateur, selon trois catégories d'état écologique, à chacune desquelles correspond une pénalité qui participera au score de l'indicateur Nutr : de 0, 1 ou 2 selon que l'état écologique est respectivement bon, à surveiller ou mauvais (cf. Tableau 25).

Tableau 25 : Echelle de l'indicateur Eaux

≤ 1	1 à 3	> 3
0	1	2
Bon état écologique	Etat à surveiller ou disparités territoriales	Mauvais état écologique

3.1.4.4 Indicateur Nutr

Le score de l'indicateur de fonction Nutr peut ensuite être établi : il s'agit du score le plus élevé parmi les scores des indicateurs N_{org} et P_{org} (afin de prendre en compte la situation du pire des cas), auquel est ajouté le score de l'indicateur Eaux (cf. Tableau 26). Plus le score de Nutr est élevé, plus le besoin d'exporter les nutriments hors du territoire est important.

Tableau 26 : Echelle de l'indicateur Nutr

-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5
score le plus élevé parmi les scores des indicateurs N_{org} et P_{org} + score de l'indicateur Eaux										


 Besoin croissant d'exporter les nutriments

3.1.5 Détermination d'une fonction principale

L'objectif poursuivi dans ce travail était de permettre la détermination de la fonction principale, la mieux adaptée au territoire, assurée par un potentiel système de méthanisation. Idéalement, cette détermination devrait résulter d'un arbitrage entre indicateurs, indépendants et commensurables, le score de chaque indicateur étant proportionnel à un besoin du territoire. Les quatre indicateurs de fonction précédemment décrits ont été développés en ce sens. Cependant, les échelles de score, voire le calcul même de ces indicateurs, peuvent être matière à discussion (cf. § 4.2.2). La démarche théorique d'arbitrage entre ces indicateurs est donc présentée ci-dessous, mais de nombreuses précautions d'interprétation de cet arbitrage doivent être prises, compte tenu des améliorations nécessaires à sa validité.

Le Tableau 27 propose une manière d'interpréter les scores obtenus des indicateurs de fonction.

Tableau 27 : Interprétation des scores des indicateurs de fonction

3 à 5	Fonction prioritaire
-2 à 2	Fonction non prioritaire
-5 à -3	Contexte territorial défavorable à la fonction

Plusieurs configurations sont possibles :

- un seul indicateur obtient un score supérieur ou égal à 3 : la fonction qu'il exprime est prioritaire pour le territoire, et sa priorité dépasse celle des autres fonctions, elle doit être retenue comme fonction principale du système ;
- plusieurs indicateurs obtiennent un score supérieur ou égal à 3 : les fonctions exprimées par ces indicateurs sont prioritaires pour le territoire, la priorité maximale revenant à celle dont le score est le plus élevé, qui doit être retenue comme fonction principale du système ; en cas d'égalité de score entre les fonctions prioritaires, chacune d'elle peut être considérée comme fonction principale au moyen d'ACV indépendantes ;
- tous les indicateurs ont un score inférieur ou égal à 2, dont au moins l'un d'eux est supérieur ou égal à -2 : aucune fonction n'est prioritaire pour le territoire ; le système peut néanmoins remplir la fonction dont le score de l'indicateur est le plus élevé parmi ceux supérieurs à -2. De la même manière que précédemment, si plusieurs fonctions ont le même score (le plus élevé) chacune d'elle peut être considérée comme fonction principale au moyen d'ACV indépendantes ;
- tous les indicateurs ont un score inférieur à -3 : aucune fonction n'est adaptée au territoire, qui présente un contexte défavorable à chacune d'elles ; l'introduction d'une filière de méthanisation centralisée au sein du territoire n'apparaît alors pas opportune au vu des critères pris en compte.

La fonction principale retenue joue un rôle prépondérant dans la quantification des impacts environnementaux par ACV : elle sert de base à la définition de l'unité fonctionnelle et à l'élaboration des scénarios à évaluer. La définition précise de l'unité fonctionnelle de la filière de méthanisation centralisée est néanmoins prématurée à cette étape. Elle sera formulée à l'issue complète de la phase d'optimisation fonctionnelle et spatiale, s'intégrant à la phase de définition des objectifs et du champ de l'étude de l'ACV.

3.2 Définition des scénarios

Une fois la fonction principale du système identifiée, il s'agit d'élaborer des scénarios, c'est-à-dire des configurations possibles de ce système, qui satisfassent à cette fonction et qui soient adaptés au territoire.

3.2.1 Définition des lignes directrices de scénario

Dans un premier temps, les lignes directrices d'un scénario de méthanisation, appelé *scénario de base*, répondant aux orientations posées par le choix de la fonction principale et aux caractéristiques du territoire, sont établies. Elles concernent les substrats à privilégier, les types de valorisation possibles du biogaz et le devenir du digestat, et sont indépendantes du lieu d'implantation de l'unité de méthanisation. La définition de ces lignes directrices de scénario passe par une analyse des *indicateurs de scénario*.

3.2.1.1 Indicateurs de scénario

Douze indicateurs de scénario ont été développés pour exprimer les contraintes et opportunités du territoire pour une filière de méthanisation, afin d'établir objectivement des lignes directrices de scénario qui y répondent. Le calcul de ces indicateurs met en jeu les entités du modèle spatial jugées pertinentes pour traduire ces contraintes et opportunités (cf. Tableau 28). Ces douze indicateurs de scénarios ne sauraient être exhaustifs quant aux configurations possibles, mais sont jugés représentatifs des caractéristiques quantifiables d'une filière de méthanisation. Ils sont construits selon une échelle ordinale commune dans l'objectif de comparer leurs scores.

Certains indicateurs de scénario sont redondants avec les indicateurs de fonction, mais il est effectivement nécessaire de prendre en compte les enjeux qu'ils traduisent au moment de la construction des lignes directrices de scénario (d'autant plus qu'un enjeu peut être fort mais ne pas avoir été retenu comme fonction principale du système).

Les indicateurs de scénario obtiennent l'un des trois scores qualitatifs d'une échelle ordinale commune : *contraignant*, *sans contrainte forte*, *pas contraignant*. Un indicateur dont le score est *contraignant* impose la prise en compte d'un enjeu ou d'une spécificité locale en lien avec ce qu'il exprime lors de la définition du scénario de base. Un indicateur dont le score n'est *pas contraignant* n'aura en revanche aucune influence sur cette dernière. Un indicateur indiquant *sans contrainte forte* n'aura *a priori* pas d'influence sur le scénario, mais peut alerter sur un point de vigilance ou conduire à une investigation plus poussée sur un point précis, particulièrement en cas de difficulté d'arbitrage lors de la confrontation des résultats des indicateurs *contraignants* pour la définition des lignes directrices du scénario (cf. § 3.2.1.2).

Un récapitulatif des échelles des indicateurs de scénarios, c'est-à-dire la correspondance entre les valeurs calculées et la classification des indicateurs comme *contraignant*, *sans contrainte forte* ou *pas contraignant*, sera offert au Tableau 31.

Tableau 28 : Les douze indicateurs de scénario

Nom (abréviation)	Contrainte/opportunité du territoire correspondante	Description simplifiée du calcul de l'indicateur
Traitement des déchets ménagers (OMR)	Nécessité de traiter les OMR	Comparaison des quantités produites avec les capacités de traitement et les distances de transport
Valorisation des biodéchets des GP (NGP)	Nécessité de valoriser les biodéchets des GP	Comparaison des quantités de biodéchets issus des GP et des IAA
Part des énergies renouvelables (%EnR)	Nécessité de produire des EnR	Part d'EnR produite par rapport aux objectifs nationaux
Capacités des réseaux électriques (Elec)	Capacité d'injection de l'électricité produite par valorisation du biogaz	Ratio entre les capacités utilisées et les capacités réservées aux EnR
Consommateurs de chaleur (ConsoQ)	Débouchés locaux de valorisation de la chaleur produite par valorisation du biogaz	Nombre de consommateurs potentiels de chaleur
Capacités des réseaux de gaz naturel (RGN)	Possibilités d'injection du biogaz dans le réseau de gaz naturel	Capacité moyenne d'injection du réseau de transport et nombre de communes desservies par le réseau de distribution
Opportunités pour le bioGNV (BioGNV)	Opportunités pour une filière de biométhane carburant	Intérêt des décideurs d'investir dans des véhicules adaptés
Recours aux engrais minéraux ($N_{miné}$)	Intérêt de produire un fertilisant à partir des nutriments organiques	Comparaison de la proportion d'azote requis sous forme minérale parmi les besoins totaux en azote aux quantités d'azote issu des élevages
Pression en azote organique (N_{org})	Besoin d'exporter l'azote / capacités d'épandage du digestat	Ratio entre les quantités d'azote issu des élevages et la SAU
Pression en phosphore organique (P_{org})	Besoin d'exporter le phosphore / capacité d'épandage du digestat	Ratio entre les quantités de phosphore issu des élevages et la SAU
Qualité des eaux (Eaux)	Sensibilité des cours d'eau aux pollutions agricoles	Qualité moyenne des eaux vis-à-vis des nitrates
Qualité des sols (Sols)	Possibilité d'utiliser les résidus de culture en méthanisation	Teneur moyenne en carbone organique dans le sol

a. Traitement des déchets ménagers

En tant qu'indicateur de scénario, l'indicateur OMR (dont le calcul est détaillé au § 3.1.1.1) traduit la nécessité de traiter localement les déchets ménagers, et par conséquent, si cette nécessité est avérée, le fait que les OMR sont un substrat de méthanisation à privilégier (cf. Tableau 31).

b. Valorisation des biodéchets des GP

L'indicateur NGP, dont le calcul est détaillé au § 3.1.1.2, exprime l'utilité de considérer les biodéchets des gros producteurs comme intrants de l'unité de méthanisation, si leur valorisation au sein du territoire est un enjeu pour celui-ci (cf. Tableau 31).

c. Part des énergies renouvelables

L'indicateur %EnR est calculé de la même manière que l'indicateur de fonction EnR (cf. § 3.1.2). Si la valeur de %EnR est faible (inférieure à 0,6), il est important d'optimiser la production d'énergie par l'unité de méthanisation, par le choix des substrats et du devenir du digestat (qui ne doit pas consommer l'énergie produite lors d'un éventuel post-traitement). En revanche, si la valeur de l'indicateur est élevée (supérieure à 2,5), l'énergie produite par l'unité de méthanisation sera en concurrence avec les autres sources d'énergie renouvelable vis-à-vis des capacités des réseaux de distribution. Cette concurrence doit être prise en compte pour la valorisation du biogaz, qui peut alors par exemple être utilisé pour un post-traitement poussé du digestat (cf. Tableau 31).

d. Capacité des réseaux électriques

L'indicateur Elec représente les capacités du réseau électrique à accepter de nouveaux volumes d'énergie renouvelable, et donc la possibilité de valoriser le biogaz par cogénération. Elec est calculé comme le rapport entre les volumes d'EnR en service et en attente sur un poste électrique donné et la capacité disponible réservée aux EnR sur le réseau (12) :

$$(12) \quad Elec = (V_{EnR}^{serv} + V_{EnR}^{att}) / Capa_{EnR}$$

V_{EnR}^{serv} : volume d'EnR mises en service sur le poste

V_{EnR}^{att} : volume d'EnR en file d'attente sur le poste

$Capa_{EnR}$: capacité disponible à terme réservée aux EnR sur le réseau public de transport.

Si la valeur d'Elec est inférieure à 50 %, les capacités du réseau ne sont pas contraignantes pour y injecter l'électricité produite par valorisation du biogaz ; si elle est supérieure à 50 % et si, de plus, la capacité disponible restante est inférieure à 10 MW, l'indicateur révèle la difficulté de valoriser le biogaz par cogénération (cf. Tableau 31).

e. Consommateurs de chaleur

ConsoQ est un indicateur qualitatif des débouchés potentiels pour utilisation de la chaleur issue de la valorisation du biogaz (chaleur issue de la cogénération ou bien valorisation du biogaz en chaleur

seule). Son score est fonction du nombre d'infrastructures susceptibles d'utiliser de la chaleur (piscines, ESS, zones industrielles et zones d'habitat collectif) (13) :

$$(13) \quad ConsoQ = \sum_i Score_i^Q$$

$Score_i^Q$: score fonction du nombre d'infrastructures de type i (cf. Tableau 29)

Tableau 29 : Scores utilisés pour le calcul de l'indicateur ConsoQ

	Piscines	ESS	Z. indus.	Z. hab. coll.	
Score _i ^Q	0				Aucune structure sur le territoire
	1				Zéro à une structure par commune
	2				Plus d'une structure par commune

Si la valeur de ConsoQ est supérieure à 4, de multiples débouchés existent au sein du territoire pour valoriser la chaleur en excès ; si elle est inférieure à 4, des débouchés existent, mais il faudra s'assurer qu'ils sont satisfaisants pour envisager une valorisation du biogaz sous forme de chaleur ; si la valeur de ConsoQ est égale à 0, le territoire n'offre aucun débouché pour la chaleur, cette voie de valorisation est alors à écarter, à moins qu'elle ne serve une activité dédiée (comme par exemple un post-traitement *in situ* du digestat) (cf. Tableau 31).

f. Capacités des réseaux de gaz naturel

Après épuration et autres traitements adaptés, le biogaz, devenu biométhane, peut être valorisé par injection dans le réseau (de transport ou de distribution) de gaz naturel. Le score de l'indicateur RGN dépend des débouchés d'injection sur le territoire :

$$(14) \quad RGN = \sum_i Score_i^{RGN}$$

$Score_i^{RGN}$: score fonction du nombre d'infrastructures de type i (cf. Tableau 30)

Si la valeur de RGN est supérieure à 2, le territoire offre de multiples possibilités d'injection dans le réseau de gaz naturel ; si elle est inférieure à 2, des possibilités d'injection existent, mais il faudra s'assurer qu'elles sont satisfaisantes pour envisager une valorisation du biométhane dans le réseau de gaz naturel ; si RGN est égal à 0, les possibilités d'injection sont trop restreintes pour que cette voie de valorisation puisse être retenue dans le scénario de méthanisation (cf. Tableau 31).

Tableau 30 : Scores utilisés pour le calcul de l'indicateur RGN

	Réseau de transport	Réseau de distribution
Score _i ^{RGN}	0	Absent du territoire/ aucune commune desservie
	1	Une seule capacité d'injection/ moins de 50 % des communes desservies
	2	Plusieurs capacités d'injection/ plus de 50 % des communes desservies

g. Opportunités pour le bioGNV

La possibilité de valoriser le biogaz sous forme de carburant peut être envisagée, après épuration et autres traitements adaptés, à condition que le territoire s'équipe d'une flotte captive adaptée, condition qui dépend de la volonté des décideurs locaux concernés. Le score de l'indicateur BioGNV est ainsi attribué qualitativement en fonction du retour d'expérience sur le territoire : le cas où les décideurs émettent un avis favorable ou non tranché sur la question n'oppose pas de contrainte forte à ce type de valorisation du biogaz ; le cas d'un avis défavorable est en revanche contraignant pour la construction du scénario de méthanisation (cf. Tableau 31).

Il est à noter que l'indicateur BioGNV pourrait être davantage formalisé en estimant quantitativement la flotte captive utile au territoire.

h. Recours aux engrais minéraux

L'indicateur $N_{\text{miné}}$ transpose le besoin exprimé par l'indicateur de fonction N_{subst} , afin qu'il soit pris en compte lors de la construction du scénario. Son calcul, présenté au § 3.1.3., montre l'opportunité de remplacer les engrais minéraux utilisés au sein du territoire par un fertilisant produit par méthanisation des effluents d'élevage. Lorsque $N_{\text{miné}}$ est supérieur à 0,75, cette opportunité est grande localement, ce qui se traduit par un score contraignant pour la définition du scénario de méthanisation en termes d'intrants (qui doivent alors inclure les effluents d'élevage) et de post-traitement du digestat. En-dessous de cette valeur, l'intérêt limité, voire nul, ne pose pas de contrainte, voire aucune contrainte, à la définition du scénario (cf. Tableau 31).

i. Pression en azote organique

L'indicateur N_{org} , dont le calcul est présenté au § 3.1.4.1, exprime une contrainte forte pour le scénario de méthanisation, liée au traitement des effluents d'élevage et à l'élimination ou l'exportation de l'azote du digestat dans le cas où sa valeur dépasse 1,11, seuil correspondant à un score de 3 sur l'échelle de -5 à 5, au-delà duquel l'enjeu est considéré prioritaire (cf. Tableau 31).

j. Pression en phosphore organique

L'indicateur P_{org} , dont le calcul est présenté au § 3.1.4.2, exprime une contrainte forte pour le scénario de méthanisation, liée au traitement des effluents d'élevage et à l'élimination ou l'exportation du phosphore du digestat dans le cas où sa valeur dépasse 1,33, seuil correspondant à un score de 3 sur l'échelle de -5 à 5, au-delà duquel l'enjeu est considéré prioritaire (cf. Tableau 31).

k. Qualité des eaux

Le § 3.1.4.3 détaille le calcul de l'indicateur Eaux, relatif au besoin de protéger les cours d'eau du territoire des sources de pollution agricole. Une valeur de l'indicateur supérieure à 3 contraint la définition du scénario de méthanisation vis-à-vis du traitement des effluents agricole et de l'élimination ou l'exportation des nutriments du digestat (cf. Tableau 31).

l. Qualité des sols

L'indicateur Sols reflète la qualité des sols du territoire concernant leur teneur en matière organique, afin d'évaluer la pertinence de détourner des résidus de cultures vers une filière de méthanisation. En effet, ces résidus étant classiquement laissés ou retournés (dans le cas de la paille litière) au sol, leur utilisation comme substrats de méthanisation implique l'abattement de la majorité du carbone qu'ils contiennent avant leur retour au sol sous forme de digestat, ce qui est à privilégier au sein de territoires dont les sols ne souffrent pas d'un manque de matière organique. L'indicateur est calculé à partir du fichier géographique qui fournit la teneur en carbone organique (% C_{org}) du sol (cf. § 2.3.5.f). Trois classes de qualités ont été définies :

- % $C_{org} < 1,5$ % : sol particulièrement vulnérable ;
- % C_{org} compris entre 1,5 et 2,5 % : sol qui n'est pas nécessairement pauvre en matière organique mais qui peut être vulnérable ;
- % $C_{org} > 2,5$ % : sol riche en matière organique.

Pour calculer l'indicateur, les surfaces épandables situées sur l'emprise du territoire ont été sélectionnées, ce qui délimite la zone dans laquelle doit être calculée la teneur moyenne en carbone organique, obtenue grâce à un traitement de statistiques zonales⁶⁰.

Lorsque la moyenne en carbone organique est inférieure à 1,5 %, correspondant à un sol vulnérable, l'indicateur Sols impose une contrainte forte lors de la définition du scénario de méthanisation, sur l'impossibilité de mobiliser les résidus de culture comme substrats (cf. Tableau 31).

⁶⁰ Outil *Zonal statistics* d'ArcGis.

Tableau 31 : Récapitulatif des échelles des indicateurs de scénario

	Pas contraignant	Sans contrainte forte	Contraignant
OMR	exutoire local	< 3 500 000 tkm	\geq 3 500 000 ⁶¹ tkm
NGP	< 10 %	10 à 50 % ou > 50 % et installation existante	> 50%
%EnR	entre 0,6 et 2,5		< 0,6 ou > 2,5
Elec	\leq 50 %	> 50 %	< 10 MW
ConsoQ]4 ; 8]]0 ; 4]	0
RGN	> 2]0 ; 2]	0
BioGNV	favorable	non arrêté	défavorable
N _{miné}	< 0,25	entre 0,25 et 0,75	> 0,75
N _{org}	< 0,89	entre 0,89 et 1,11	> 1,11
P _{org}	< 0,67	entre 0,67 et 1,33	> 1,33
Eaux	\leq 1	1 à 3	> 3
Sols	sol riche en MO	sol potentiellement vulnérable	sol vulnérable

3.2.1.2 Des indicateurs au scénario de base

Une fois acquis les scores des indicateurs de scénario, un arbitrage entre les différentes options de construction du scénario de base est effectué en fonction de ces scores.

Dans un premier temps, toutes les options envisageables de substrats, cosubstrats, valorisation du biogaz et devenir du digestat ont été recensées selon les mêmes sources d'information que pour construire le modèle spatial (cf. § 2.1) ; ces options sont présentées au Tableau 32.

⁶¹ La valeur de 3 500 000 tkm définissant une contrainte forte correspond à un score de l'indicateur OMR supérieur ou égal à 3, seuil au-delà duquel une fonction est considérée prioritaire.

Tableau 32 : Options de construction du scénario de base de méthanisation

Substrat principal / Cosubstrats	i1	effluents d'élevage
	i2	résidus de culture/cultures dérobées
	i3	effluents d'IAA
	i4	effluents d'IAA SPAn
	i5	biodéchets des GP
	i6	boues de STEU
	i7	déchets verts
	i8	FFOM
	i9	OMR
Valorisation du biogaz	b1	cogénération
	b2	chaleur seule
	b3	injection dans le RGN
	b4	double valorisation ^a
	b5	biométhane carburant
Traitement du digestat	p1	épandage du digestat brut
	p2	séparation de phase et traitement
Traitement de la phase solide	s1	épandage de la phase solide brute
	s2	traitement sans apport énergétique ^b
	s3	traitement avec apport énergétique ^c
Traitement de la phase liquide	l1	épandage de la phase liquide brute
	l2	post-traitement limité ^d
	l3	post-traitement poussé ^e

^a Valorisation simultanée du biogaz produit par cogénération et par injection du biométhane dans le réseau de gaz naturel.

^b Compostage

^c Séchage, pelletisation

^d Sur un élément (N ou P) et sans contrainte de valorisation minérale

^e Sur tous les éléments (N, P, K) et avec l'objectif d'une valorisation minérale

Puis, pour chacun des indicateurs de fonction et de scénario, une grille a été établie, renseignant les orientations à suivre pour chacune des options dans la configuration où le score de l'indicateur exprime un enjeu important pour le territoire (fonction prioritaire pour les indicateurs de fonction ou contrainte forte pour les indicateurs de scénario).

Concernant les indicateurs de fonction, il s'agit de grilles de contraintes, qui établissent si une option est *obligatoire* (O), *possible* (P) ou bien *impossible ou incompatible* (I), comme l'illustre la grille de contraintes correspondant à l'indicateur de fonction N_{subst} au Tableau 33.

Tableau 33 : Grille de contraintes correspondant à l'indicateur de fonction N_{subst}

Substrat principal	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	O	I	I	I	I	I	I	I	I
Cosubstrats	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	P	P	P	P	P	I	P	P	I
Valorisation du biogaz	b1	b2	b3	b4	b5				
	P	P	I	I	I				
Traitement du digestat	p1	p2							
	I	O							
Traitement de la phase solide	s1	s2	s3						
	I	P	P						
Traitement de la phase liquide	l1	l2	l3						
	I	I	O						

Dans cet exemple, l'enjeu est de produire un fertilisant substituable aux engrais minéraux à partir des nutriments organiques. Les effluents d'élevage sont alors le substrat principal obligatoire ; tous les cosubstrats sont possibles à l'exception des boues de STEU et des OMR, incompatibles car la présence de métaux lourds dans ce substrat rend difficile la valorisation du digestat en tant que produit. La valorisation du biogaz est possible uniquement par cogénération ou production de chaleur seule afin d'utiliser l'énergie produite directement pour le post-traitement du digestat, qui est obligatoire pour obtenir un produit fertilisant : compostage, séchage ou pelletisation de la phase solide et traitement poussé, inévitablement énergivore, de la phase liquide.

Concernant les indicateurs de scénario, chaque option est définie comme étant à *favoriser* (1), à *éviter* (-1) ou *sans contrainte* (0) via une grille de préférences telle que présentée au Tableau 34 pour l'indicateur de scénario %EnR. Dans cet exemple, l'indicateur met l'accent sur la production d'énergie renouvelable. Tous les substrats à bon potentiel énergétique sont à privilégier comme substrat principal et tous les substrats en général comme cosubstrats, à l'exception des OMR qui ne peuvent entrer en codigestion (elles sont donc à éviter car ne permettent pas d'optimiser le potentiel énergétique entrant dans le digesteur). Puisque l'objectif est de produire de l'énergie, toutes les valorisations possibles du biogaz sont à privilégier, en fonction des débouchés du territoire, mais son utilisation pour un post-traitement du digestat est à éviter.

Tableau 34 : Grille de préférences correspondant à l'indicateur de scénario %EnR (< 0,6)

Substrat principal	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	1	1	1	1	0	1	1	-1
Cosubstrats	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	1	1	1	1	1	1	1	1	-1
Valorisation du biogaz	b1	b2	b3	b4	b5				
	1	1	1	1	1				
Traitement du digestat	p1	p2							
	0	0							
Traitement de la phase solide	s1	s2	s3						
	0	0	-1						
Traitement de la phase liquide	l1	l2	l3						
	0	-1	-1						

L'ensemble des grilles est présenté dans son intégralité à l'Annexe I.

Les grandes lignes du scénario de base sont obtenues par combinaison des contraintes et préférences correspondant aux indicateurs dont le score exprime un enjeu important pour le territoire. La grille de contraintes de l'indicateur de fonction retenue, en lien avec la fonction principale du système, impose de conserver les options *obligatoires* et d'écartier les options *impossibles ou incompatibles*. Les valeurs de chacune des grilles de préférences liées aux indicateurs de scénario contraignants (1, 0 ou -1), sont sommées pour chacune des options *possibles*. Au sein d'une catégorie d'options, si aucune option n'a préalablement été désignée comme *obligatoire*, c'est l'option qui obtient la valeur la plus élevée qui doit être retenue pour le scénario de base.

De cette manière, la combinaison des grilles des exemples précédents (grille de contraintes relative à l'indicateur N_{subst} et grille de préférences relative à l'indicateur %EnR) donne, à titre d'exemple, le résultat présenté au Tableau 35, dont l'interprétation conduit à définir les grandes orientations suivantes pour le scénario de base.

Tableau 35 : Grille résultant de la combinaison des grilles relatives à N_{subst} et %EnR

Catégories des lignes directrices du scénario de base	Grille résultant de la combinaison des matrices de contraintes et de préférences									Conclusions concernant les lignes directrices du scénario de base
	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	
Substrat principal	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Effluents d'élevage
	O	I	I	I	I	I	I	I	I	
Cosubstrats	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Tous sauf boues de STEU et OMR
	1	1	1	1	1	I	1	1	I	
Valorisation du biogaz	b1	b2	b3	b4	b5					Cogénération ou chaleur seule
	1	1	I	I	I					
Traitement du digestat	p1	p2								Séparation de phases puis compostage de la phase solide et post-traitement poussé de la phase liquide
	I	O								
Traitement de la phase solide	s1	s2	s3							
	I	0	-1							
Traitement de la phase liquide	l1	l2	l3							
	I	I	O							

Cette configuration résulte d'un arbitrage nécessaire entre des enjeux contradictoires, dont l'aspect le plus représentatif est le choix d'utilisation de l'énergie contenue dans le biogaz produit : l'intérêt de produire une énergie renouvelable afin d'augmenter la part des EnR dans les consommations finales du territoire, exprimé par l'indicateur %EnR, est nuancé par la consommation d'une part importante de cette énergie lors du post-traitement du digestat, indispensable à l'objectif de valorisation minérale imposé par l'indicateur N_{subst} .

Dans certains cas, la combinaison des grilles peut aboutir à une configuration où deux options d'une même catégorie, qui ne sont ni *obligatoires* ni *impossibles ou incompatibles*, obtiennent un total identique ; le choix de l'une ou l'autre option ne peut être acté sans données supplémentaires. Il convient alors de se référer aux scores des indicateurs de scénario et de recourir à une analyse plus fine des contraintes exprimées par les indicateurs dont le score est *sans contrainte forte*, qui peut conduire à favoriser ou défavoriser l'une des deux options concurrentes.

Lorsque la méthode, déployée selon une contrainte d'objectivisme assumé, ne permet pas de trancher entre plusieurs variantes du scénario de base, les acteurs du territoire peuvent intervenir à bon escient et produire un arbitrage subjectif entre les options (cf. § 4.1.2).

3.2.2 Implantation du scénario défini

Les grandes lignes du scénario de base définies induisent certaines contraintes spatiales à prendre en compte pour choisir l'implantation de l'unité de méthanisation au sein du territoire, compte-tenu de ses caractéristiques géographiques.

3.2.2.1 Indicateurs d'implantation

Afin d'optimiser l'implantation de l'unité de méthanisation selon une analyse multicritère spatiale des caractéristiques du territoire, sept *indicateurs d'implantation*, de type géographique, ont été développés (cf. Tableau 36). Ces indicateurs d'implantation sont obtenus en utilisant certaines entités géographiques du modèle spatial, directement ou dérivées de géotraitements.

a. Zones d'exclusion

L'indicateur $Zexcl^s$ représente les zones du territoire où l'implantation d'une unité de méthanisation est impossible (cf. § 2.2.4). Des *buffers* ou zones tampon (cf. Figure 26) sont créés autour des différentes entités, conformément aux distances à respecter.

b. Producteurs de déchets

Par souci de minimiser les distances et donc les coûts de transport des déchets, l'unité de méthanisation doit être située au plus près de ces derniers ou de manière à optimiser leur accessibilité par le réseau routier. L'indicateur $Prod_i^s$ est une couche géographique renseignant la localisation du gisement de déchets de type i , qui correspond au substrat principal retenu lors de la définition du scénario de base. Dans le cas où la donnée sur la production de ce déchet est disponible à l'échelle communale uniquement, l'indicateur représente les quantités de substrat produites par commune, l'implantation étant à privilégier là où cette quantité est maximale. Dans le cas où la donnée est précisément géoréférencée par un thème de ponctuels, une carte d'accessibilité au substrat est établie en prenant en compte le réseau routier. Le détail des géotraitement aboutissant à une telle carte d'accessibilité est présenté à l'Annexe XIII.

Tableau 36 : Les sept indicateurs d'implantation

Nom (abréviation)	Nature et description des thèmes géographiques	Contrainte spatiale exprimée
Zones d'exclusion (Zexcl ^s)	Polygone résultant de l'union de <i>buffers</i> autour des différentes entités de restriction	Eviter les zones sur lesquelles l'implantation d'une unité de méthanisation est impossible pour des raisons physiques, naturelles ou réglementaires
Producteurs de déchets de type <i>i</i> (Prod _{<i>i</i>} ^s)	Ponctuels : producteurs Polygones (données communale si la donnée ponctuelle n'est pas disponible)	Se placer au plus près des intrants de la méthanisation pour limiter les distances de transport
Consommateurs de chaleur (ConsoQ ^s)	Ponctuels : ESS, piscines Polygones : zones industrielles Raster : densité d'habitat collectif	Se placer au plus près des débouchés de valorisation de la chaleur
Réseaux de gaz naturel (RGN ^s)	Linéaires : tracé du réseau de transport Polygones : données communales pour le réseau de distribution	Se placer au plus près du réseau pour l'injection de biométhane
Localisation des élevages (Chept ^s)	Polygones : données communales	Se placer au plus près des intrants de la méthanisation pour limiter les distances de transport
Qualité des eaux (Eaux ^s)	Linéaires : cours d'eau	Eviter l'épandage à proximité des cours d'eau vulnérables
Surfaces épandables (Epan ^s)	Polygones : surfaces épandables Polygones : surfaces communales	Assurer des débouchés d'épandage à proximité de l'installation

^s : indicateur spatialisé

c. Consommateurs de chaleur

Si le scénario retenu prévoit une valorisation du biogaz par cogénération ou chaleur seule, la localisation des consommateurs de chaleur est à prendre en compte lors du choix d'une implantation. L'indicateur ConsoQ^s consiste en la superposition des couches géographiques contenant les différents consommateurs potentiels autour desquels une zone d'emprise est délimitée au moyen de *buffers*. Une valeur limite de 100 m répondant à des critères technico-économiques a été fixée après interrogation des professionnels de réseaux de chaleurs. L'unité de méthanisation doit alors se trouver dans l'une des situations suivantes :

- à moins de 100 m d'une piscine ;
- à moins de 100 m d'un ESS ;
- à l'intérieur d'une zone industrielle ;
- à moins de 100 m d'une zone d'habitat collectif.

d. Réseaux de gaz naturel

Si le scénario de base prévoit une valorisation du biogaz par injection dans le réseau de gaz naturel, l'unité de méthanisation doit être située à une distance maximale pour répondre à des contraintes de faisabilité. L'indicateur RGN^s présente ainsi des *buffers* de 100 m autour du réseau de gaz, distance d'éloignement jugée acceptable par GRTgaz.

e. Localisation des élevages

Dans le cas où le besoin de remédier à un excédent de nutriments a été mis en évidence, l'indicateur Chept^s permet de visualiser la répartition des élevages au sein du territoire, en présentant les cheptels par commune (cf. § 2.3.4.2), et ainsi de privilégier l'implantation de l'unité de méthanisation au plus près de ces derniers.

f. Qualité des eaux

L'indicateur Eaux^s est issu du fichier géographique sur la qualité des cours d'eau vis-à-vis des nitrates : des *buffers* de 500 m sont créés autour des entités correspondant aux cours d'eau dont la teneur en nitrates excède 25 mg/l, établissant des zones au sein desquelles l'unité de méthanisation ne doit pas être implantée si le digestat subit un post-traitement (compostage en particulier) sur site, de manière à limiter les émissions et retombées de NH₃ à proximité des milieux sensibles. La distance de 500 m est choisie égale à la distance maximale de restriction d'épandage vis-à-vis d'entités hydrographiques (cf. § 2.3.4.1).

g. Surfaces épandables

L'indicateur Epand^s est calculé à l'échelle communale, comme le ratio entre les surfaces épandables et la surface totale d'une commune. Il traduit ainsi la densité des débouchés d'épandage par commune. Si le digestat ou l'une de ses phases est censé être épandu sans post-traitement, l'existence de tels débouchés à proximité de l'unité de méthanisation doit être assurée, c'est-à-dire qu'elle doit se situer préférentiellement au sein d'une commune où cette densité est élevée.

3.2.2.2 Des indicateurs à l'implantation optimale

La recherche d'un site optimal d'implantation pour le scénario de méthanisation élaboré se propose de mettre en œuvre une analyse multicritère spatiale entre les indicateurs d'implantation, grâce à l'outil *Weighted Overlay* d'ArcGis. En suivant cette démarche, les zones d'exclusion sont prises en compte dans tous les cas tandis que les autres indicateurs sont pondérés selon les contraintes du territoire.

La combinaison de ces différentes informations géoréférencées permet de mettre en évidence les sites favorables à l'implantation d'une unité de méthanisation. Une fois le site choisi, le scénario et ses alternatives potentielles peuvent être affinés en termes d'intrants, de valorisation, de dimensionnement, etc.

La pondération des indicateurs d'implantation ne fait pas l'objet d'une méthode formalisée dans le cadre de la méthodologie présentée dans ce chapitre. Toutefois, lors de la mise en application de la méthodologie à un cas d'étude au chapitre III, le système de pondération qui a été retenu pour le territoire concerné est détaillé.

Une telle pondération est par nature subjective et non reproductible ; elle ne peut donc être envisagée qu'au cas par cas pour chaque territoire étudié. Par leur connaissance du territoire et de ses intérêts, l'intervention des acteurs semble particulièrement opportune lors de ce processus, qui se place en limite d'objectivisme de la méthode.

3.3 Evaluation des impacts environnementaux

La dernière étape de la méthodologie consiste à quantifier les impacts environnementaux du scénario de méthanisation centralisée (ainsi que de ses alternatives potentielles) élaboré au cours des étapes précédentes et à interpréter les résultats obtenus (cf. Figure 35). Cette étape correspond aux phases d'ACVI et d'interprétation *classiques* d'une ACV telles que définies par l'ISO et présentées au chapitre I (cf. § 2.2.3 et 2.2.4 du chapitre I).

Les deux premières étapes de l'ACV ont été complexifiées par l'intégration de l'approche systémique territoriale et des résultats d'indicateurs qui en découlent. En effet, la définition des objectifs et du champ de l'étude s'appuie sur les résultats de l'étape d'optimisation fonctionnelle et spatiale du système. La formulation précise de l'unité fonctionnelle prend en compte la fonction principale issue des indicateurs de fonction et les spécificités du site d'implantation retenu. De même, les scénarios étudiés correspondent aux lignes directrices issues des indicateurs de scénario, dont les alternatives possibles sont contraintes par le ou les site(s) d'implantation retenu(s). L'inventaire du cycle de vie est alimenté par des données spatialisées, sélectionnées parmi le modèle spatial et les indicateurs d'implantation.

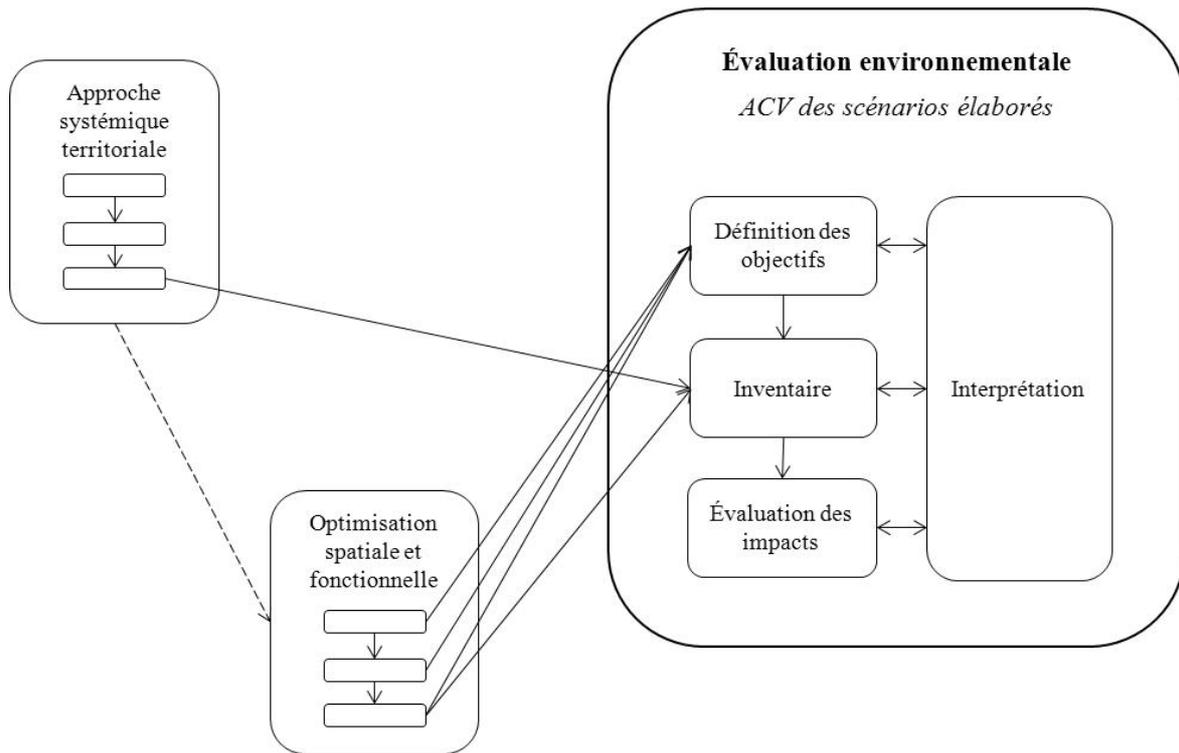


Figure 35 : Focus sur l'évaluation environnementale

L'évaluation des impacts environnementaux demeure quant à elle générique ; elle présente donc des limites en termes de cohérence suite à la démarche très spatialisée déployée lors des deux premières étapes (cf. § 4.2.3). Un exemple d'une telle évaluation est présenté au chapitre III, dans le cadre de l'application de la méthodologie à un cas d'étude.

4 Discussion

4.1 Originalité de la méthodologie développée

En contraignant la définition du système à évaluer par son territoire d'implantation, la méthodologie développée permet l'opération d'une différenciation spatiale dès la première étape de l'ACV. Elle peut néanmoins également être mise en œuvre de manière déconnectée de l'évaluation environnementale, et s'appliquer à d'autres systèmes que la méthanisation centralisée. A travers ces trois aspects, l'originalité de la méthode est discutée.

4.1.1 Contextualisation des premières étapes de l'ACV

En ACV, la fonction principale du système étudié est déterminée à la première étape de la méthodologie ; c'est alors que la multifonctionnalité de certains systèmes, tels qu'une filière de méthanisation centralisée, pose difficulté. Or, il a été mis en évidence que pour cet objet d'étude, au-delà de l'opportunité économique ou politique qu'il peut présenter localement, sa fonction principale dépend des spécificités du territoire : substrats disponibles, débouchés énergétiques et agronomiques, etc.

L'originalité de la méthodologie décrite dans ce chapitre est l'opération d'une différenciation spatiale dès la première étape de l'ACV d'un système territorial complexe, dans l'objectif de résoudre sa multifonctionnalité en lien avec le territoire d'implantation. Une telle *contextualisation* est très rare en ACV, du fait du degré d'abstraction élevé requis pour la modélisation des systèmes. Pourtant, évaluer de manière générique les performances environnementales d'un système aussi ancré territorialement que la méthanisation ne semble pas approprié. C'est pourquoi l'approche systémique territoriale mise en œuvre permet, en complexifiant la première étape de l'ACV, de contextualiser la méthanisation centralisée afin d'évaluer ses performances environnementales. Les données spatiales générées servent en premier lieu au calcul des indicateurs pour la génération des scénarios ; puis, certaines sont utilisées pour leur modélisation lors de la phase d'inventaire du cycle de vie. Cette territorialisation de l'inventaire contribue alors à propager la différenciation spatiale à la deuxième étape de l'ACV.

4.1.2 Outil de support décisionnel à différents niveaux

Si la méthodologie a été développée en lien étroit avec l'ACV, il apparaît que l'approche systémique territoriale peut également être appliquée de manière déconnectée de l'évaluation environnementale. Ces travaux de recherche (financés majoritairement par un industriel) ayant à

terme une visée opérationnelle, le déploiement de la méthode peut correspondre à différents niveaux de prestation en lien avec la planification territoriale de projets de méthanisation :

- étude du contexte territorial : réalisation de l'approche systémique jusqu'à la modélisation spatiale, voire sa traduction en indicateurs ;
- génération de scénarios de méthanisation adaptés au territoire et optimisation d'implantation ;
- évaluation environnementale des scénarios de méthanisation.

Les étapes intermédiaires constituent un support de réflexion et de discussion auprès des décideurs, dont la contribution (bien qu'elle ait été volontairement écartée dans le cadre de ces travaux) peut s'avérer utile, voire nécessaire, au déroulement de la méthodologie. La dernière option, qui est la plus aboutie, relève d'une véritable démarche de sobriété environnementale de leur part.

Dans le prolongement de ces travaux, il serait intéressant de comparer, quantitativement, les résultats de l'évaluation environnementale avec les besoins territoriaux auxquels le système de méthanisation développé vise à satisfaire. Un tel retour s'apparenterait alors à une démarche d'éco-conception. Ultérieurement, il pourra même être envisagé d'intégrer des contraintes fonctionnelles relatives à des critères environnementaux lors de la phase d'optimisation des scénarios, adoptant ainsi la philosophie du *backcasting LCA*⁶².

4.1.3 Démarche transposable à d'autres objets d'étude

La démarche d'optimisation fonctionnelle et spatiale, qui contribue à l'originalité de ces travaux, peut être appliquée à des systèmes territoriaux autres que ceux de méthanisation centralisée, et ce particulièrement s'ils ont une vocation environnementale, comme par exemple des filières de production d'énergie renouvelable ou des centres de tri des déchets de grande envergure.

Les étapes successives de la procédure sont alors identiques à celles qui ont été menées pour un système de méthanisation centralisée :

- recensement des fonctions et configurations possibles du système ;
- développement des indicateurs associés ;
- établissement d'une échelle de notation intégrant des seuils de contrainte ;
- formalisation des grilles d'interprétation des scores.

Cette démarche pourrait également être adaptée, plus largement, pour servir des projets d'écologie industrielle et territoriale : la traduction des flux issus du modèle spatial en indicateurs permettrait ainsi d'arbitrer les synergies de substitution ou de mutualisation à favoriser plutôt que d'autres.

⁶² Cf. § 4.2.3 du chapitre I.

4.2 Limites

Certaines limites de la méthodologie peuvent déjà être identifiées à ce stade, c'est-à-dire avant même sa mise en application. Elles concernent la modélisation spatiale du système de méthanisation centralisée, la définition et l'arbitrage entre les différents indicateurs développés et la contextualisation de l'ACV.

4.2.1 Limites liées au modèle et aux données

Un modèle est par définition une simplification de la réalité. Le système étudié, une filière de méthanisation centralisée, possède un niveau de complexité élevé, qu'il a donc fallu restreindre dans un premier temps lors de l'exploration systémique et de sa modélisation quantitative. Cette restriction s'est traduite par des simplifications délibérées concernant certaines entités ou leurs attributs lors de la construction du modèle de données.

Dans un deuxième temps, la modélisation spatiale du système a également conduit à des simplifications. En effet, la modélisation spatiale se voulant transposable à tout territoire français, elle privilégie, autant que possible, les données ouvertes et homogènes à l'échelle nationale. Elle a néanmoins souvent été confrontée à l'obstacle classique du manque de données. Ce manque peut prendre plusieurs formes :

- les données requises sont confidentielles ;
- les données requises n'existent pas, ou pour certains territoires uniquement ;
- la résolution des données n'est pas satisfaisante ;
- la résolution des données varie d'un territoire à l'autre.

Dans le cadre du travail relaté dans ce manuscrit, il semblait difficile de déconnecter totalement le modèle des données : en effet, l'utilité d'un modèle *idéal* en termes d'exhaustivité et de résolution, mais qui ne peut être alimenté faute de données, est questionnable. La démarche adoptée a donc privilégié un niveau d'exhaustivité satisfaisant concernant les entités du modèle, quitte à en simplifier beaucoup la qualification, la quantification ou la localisation.

De ce fait, certaines entités du modèle sont décrites par des données de bonne qualité et de résolution fine. D'autres objets en revanche n'ont pu être décrits avec le même niveau de précision car les données nécessaires sont inexistantes, propriétaires ou de résolution spatiale inadaptée. Leur description a dans ce cas fait l'objet d'estimations, parfois grossières, résultats d'un compromis entre des données très générales et ce qu'il était possible de détailler dans le temps imparti à l'ensemble de ce travail. Avec l'ouverture progressive des données géographiques environnementales, portée par la directive INSPIRE⁶³, le modèle pourra gagner en pertinence.

⁶³ La directive européenne 2007/2/CE du 14 mars 2007, dite directive INSPIRE, vise à favoriser l'échange des données relatives à l'environnement (au sens large) au sein de la Communauté européenne. Elle crée plusieurs

4.2.2 Limites liées aux indicateurs

Pour faciliter l'interprétation des données issues de la modélisation spatiale, ces dernières ont été traduites en indicateurs, en vue de l'optimisation fonctionnelle et spatiale du système. Une autre limite de la méthodologie tient à la fiabilité des indicateurs, qui mérite d'être renforcée. Cette limite n'est pas surprenante compte tenu du caractère exploratoire de ces développements. Elle résulte d'une part du manque de données précédemment évoqué, source d'incertitudes lors du calcul des indicateurs, d'autre part d'un manque de références pour fiabiliser les échelles des scores d'indicateurs, et donc leur comparaison.

Tout d'abord, les indicateurs de fonction développés sont au nombre de quatre, conformément aux quatre fonctions identifiées dans la littérature. Mais d'autres fonctions remplies par la méthanisation qui n'ont pas été identifiées mériteraient peut-être d'être exprimées par un indicateur, telles que la réduction des pathogènes contenus dans les effluents d'élevage ou le retour au sol de la matière organique contenue dans les biodéchets.

Par ailleurs, le calcul et l'échelle des indicateurs pourront être améliorés avec la multiplication des retours d'expérience. Ils ont été élaborés selon les connaissances, les données et l'expertise disponibles, dans le but que le score de chaque indicateur soit objectivement proportionnel au besoin du territoire vis-à-vis de la fonction qu'il exprime. Les bornes inférieures et supérieures, ainsi que les valeurs de neutralité retenues, pourront être précisées au fil du temps.

En plus de la robustesse individuelle des indicateurs, la comparaison de ces derniers est discutable, puisque la comparabilité des différents critères d'échelle demeure incertaine. En effet, rien ne permet d'affirmer par exemple que le score établi à 1 pour l'indicateur Déch est équivalent au score établi à 1 de l'indicateur Nutr. La variété des territoires d'application permettra de mettre en évidence les problèmes d'échelle. Ainsi, si une fonction ne ressortait jamais comme prioritaire en étudiant un nombre important de territoires, il serait nécessaire de remettre en cause l'échelle de son score, voire même la pertinence de cette fonction.

Concernant les indicateurs de scénario et, dans une moindre mesure, d'implantation, leur calcul souffre parfois également du manque de données décrit précédemment. Par ailleurs, lors de la génération de scénarios de méthanisation via la combinaison des matrices de contraintes et de préférences, seuls les indicateurs *contraignants* sont exploités à l'heure actuelle. A l'occasion de futurs développements, il serait intéressant de rendre ces indicateurs davantage discriminants envers les scénarios et en ajoutant des grilles de préférences lorsque l'indicateur n'est pas contraignant.

Le développement de méthodologie a mis en œuvre les approches à la fois *top-down* (descendante) et *bottom-up* (ascendante), dans le but d'éviter certains écueils de chacune de ses approches prise individuellement. L'approche *top-down* s'applique à l'utilisation de territoires modèles pour vérifier la disponibilité des données mobilisées et à l'application de l'ensemble de la méthodologie

obligations, notamment l'uniformisation des formats de données, l'application de règles d'interopérabilité, l'accès gratuit aux métadonnées, etc.

à ces territoires faisant cas d'étude. La construction de la méthode, basée sur le retour d'expérience de ces deux mêmes territoires confrontée à une mise en œuvre opérationnelle sur l'un d'entre eux, reflète une approche *bottom-up*. C'est donc principalement le renforcement de la démarche ascendante qui rendra la méthode plus robuste, par sa confrontation à des contextes territoriaux variés.

4.2.3 Limites de la contextualisation

La contextualisation des deux premières étapes de l'ACV constitue l'originalité principale de la méthodologie développée. L'intérêt de déployer une telle approche spatialisée, consommatrice en temps et avide en données, peut être questionné dès lors que l'évaluation des impacts qui lui succède demeure générique.

Aissani et coll. soulignent à ce propos l'importance de prendre en compte les caractéristiques locales lors de l'évaluation de l'impact d'eutrophisation, à travers l'étude de différents post-traitements d'un digestat, en vue d'exporter l'azote hors d'un territoire en excédent structurel. Les auteurs montrent que si l'exportation de l'azote permet de réduire l'eutrophisation au sein du bassin versant concerné, l'impact, évalué de manière générique, est simplement déplacé vers un autre bassin versant. Son évaluation serait plus pertinente si elle prenait en compte la sensibilité du milieu à l'eutrophisation à travers des caractéristiques telles que la présence de cours d'eau, la conduite d'une agriculture intensive, etc.

Il serait donc judicieux, après avoir défini des scénarios de méthanisation contraints par leur environnement, d'évaluer les impacts potentiels de ces scénarios à l'échelle locale. Une telle évaluation spatialisée se justifie particulièrement pour les impacts régionaux tels que l'acidification, mais surtout locaux, tels que l'eutrophisation. L'enjeu est d'autant plus fort qu'une installation de méthanisation est susceptible d'émettre des substances responsables de ces impacts (cf. § 3.2 du chapitre I). Concernant de tels systèmes, dont les enjeux environnementaux dépendent fortement du contexte d'implantation, le développement d'un *continuum de spatialisation* tout au long de la méthodologie d'ACV mérite d'être envisagé. Ce cadre conceptuel vise l'identification et la mise en œuvre d'une spatialisation, continue et cohérente, tout au long des quatre étapes de l'ACV, par l'adaptation de la méthodologie et son couplage avec d'autres outils. Le développement d'un tel continuum fait actuellement l'objet d'un projet de recherche au sein de l'IRSTEA⁶⁴.

⁶⁴ Projet *Space Recovery*, démarré en 2013, porté et financé par l'Irstea.

Conclusion

Une filière de méthanisation centralisée est un système territorial complexe du fait qu'elle :

- fait intervenir un nombre important d'éléments en interaction, liés à des secteurs d'activité distincts ;
- est soumise aux décisions et à la collaboration d'acteurs variés ;
- présentent des enjeux profondément ancrés dans son territoire d'implantation.

Une approche systémique est adaptée à l'étude des systèmes complexes, car elle vise à les aborder de manière globale et en tenant compte de leur finalité. L'adaptation de la démarche systémique conventionnelle, en remplaçant la phase de modélisation dynamique par une phase de modélisation spatiale, a donc conduit à proposer une approche systémique territoriale pour aborder la filière de méthanisation centralisée, afin de répondre à sa définition fonctionnelle.

Pour cela, un modèle de données a été développé selon une conception orientée objet afin de représenter les entités d'un système de méthanisation centralisée et les interactions entre ces entités. Le découpage systémique conduit à identifier trois secteurs majeurs avec lequel le système de méthanisation centralisée est en interaction : l'énergie, la gestion des déchets et l'agriculture. Ces entités ont ensuite été qualifiées, quantifiées et géoréférencées lorsque nécessaire au moyen des SIG et stockées au sein d'une géodatabase.

A l'issue de cette approche systémique, des indicateurs de différents types ont été développés, dont le calcul s'appuie sur les données produites dans le cadre du modèle spatial. Quatre indicateurs de fonction ont pour objectif de traduire les besoins d'un territoire donné vis-à-vis des principales fonctions que peut remplir une filière de méthanisation : le traitement des déchets (Déch), la production d'énergie renouvelable (EnR), la production d'un fertilisant substituable aux engrais minéraux (N_{subst}) et l'exportation de nutriments.

Douze indicateurs de scénario ont également été développés, dans l'objectif de traduire les contraintes et opportunités locales concernant les déchets à valoriser, les débouchés de valorisation du biogaz et du digestat et la sensibilité du milieu. L'obtention de lignes directrices d'un scénario de méthanisation adapté au territoire se fait alors via la combinaison de contraintes et de préférences portant sur les substrats, la valorisation du biogaz et le traitement du digestat.

Les implantations préférentielles du scénario de base peuvent ensuite être estimées au moyen d'une analyse multicritère spatiale entre sept indicateurs géographiques.

La méthodologie développée s'intègre à l'ACV par la définition de scénarios contraints par leur environnement. Il s'agit d'un premier essai de contextualisation des deux premières étapes de l'ACV, visant à résoudre la question de la multifonctionnalité posée par la méthanisation. La méthodologie peut également être mise en œuvre de manière déconnectée de l'évaluation environnementale, comme support de décision auprès des décideurs. Si ces derniers ont

délibérément été écartés de ces développements, par souci d'objectivisme, leur intervention est inévitable lors de la concrétisation opérationnelle des projets de méthanisation.

La méthodologie présente néanmoins certaines limites, majoritairement dues à la résolution du modèle et au manque de données, à la fiabilité des indicateurs, mais aussi à la contextualisation partielle de l'ACV.

Les avantages et inconvénients de cette approche seront mis en lumière lors de l'application de la méthode à des territoires d'étude au chapitre III.

Chapitre III : Résultats

Mise en œuvre de la méthodologie développée sur deux territoires
contrastés

La méthodologie développée, exposée au chapitre précédent, propose de définir des scénarios de méthanisation contraints par les enjeux locaux de leur territoire d'implantation. Cette démarche peut être envisagée selon le seul objectif d'optimisation de la filière en fonction des contraintes locale, mais aussi dans l'objectif d'évaluer ses performances environnementales, contribuant alors à la contextualisation des deux premières étapes de l'ACV.

Pour cela, une approche systémique territoriale est mise en œuvre, à l'issue de laquelle plusieurs indicateurs permettent de définir la fonction principale d'un système de méthanisation, les grandes lignes d'un scénario en termes de substrats, valorisation du biogaz et traitement du digestat, ainsi que ses zones préférentielles d'implantation au sein du territoire.

Le présent chapitre est consacré à l'application de cette méthodologie à des cas d'étude, menée selon plusieurs objectifs, dont principalement :

- la validation de son applicabilité à différents territoires ;
- la mise en lumière de ses intérêts et limites (notamment au regard des limites pressenties lors du chapitre précédent) ;
- l'identification de possibles améliorations ;
- les perspectives d'usage.

L'approche systémique territoriale est ainsi mise en œuvre pour deux territoires d'étude. L'étape d'optimisation spatiale et fonctionnelle est conduite pour chacun d'eux jusqu'à la définition des lignes directrices de scénario. L'analyse comparative de son application permet alors d'apprécier les probables variations de résultats selon les caractéristiques de chaque territoire.

Par la suite, la recherche d'implantation optimale et la quantification des performances environnementales est réalisée pour un seul de ces territoires. Dans ce cadre, la filière de méthanisation précédemment définie est abordée selon deux fonctions principales, dans le but d'étudier de possibles variations des résultats dues à la multifonctionnalité du système.

Après avoir décrit les territoires étudiés, ce chapitre a dans un premier temps pour objet l'application de l'approche systémique territoriale à chacun d'entre eux. La recherche d'implantation optimale des scénarios établis pour l'un des territoires est alors décrite. Le chapitre présente ensuite l'évaluation des performances environnementales de ces scénarios. La modélisation des systèmes, les résultats obtenus ainsi que les analyses de sensibilité réalisées sont détaillés et discutés.

1 Application comparée de l'approche systémique territoriale

La première étape de la méthodologie développée au chapitre II, à savoir l'approche systémique territoriale, est appliquée de manière comparative à deux territoires d'étude. La modélisation spatiale aboutit pour chacun d'eux à des résultats d'indicateurs différents, qui sont discutés.

1.1 Présentation des territoires d'étude

Les territoires choisis sont tous les deux des intercommunalités⁶⁵ françaises du Grand Ouest⁶⁶ : la communauté de communes de Coglais Communauté et la Communauté d'agglomération de la région nazairienne et de l'estuaire (CARENE), dont les principales caractéristiques sont présentées au Tableau 37. Ces deux territoires comptent, à une commune près, le même nombre de communes ; leurs superficies sont différentes mais comparables ; leurs densités de population sont en revanche très différentes, ce qui s'explique par le fait que le Coglais Communauté est un territoire rural et agricole alors que le CARENE est un territoire industriel et urbain.

Tableau 37 : Principales caractéristiques des deux territoires d'étude

	Coglais Communauté	CARENE
Région	Bretagne	Pays de la Loire
Département	Ille-et-Vilaine (35)	Loire-Atlantique (44)
Administration	Communauté de communes (cf. § 1.1.1)	Communauté d'agglomération (cf. § 1.1.2)
Nombre de communes	11	10
Superficie	172 km ²	334 km ²
Population (2010)	11 899	117 299
Densité	68 hab/km ²	351 hab/km ²

Comme expliqué au chapitre précédent, l'échelle de la collectivité administrative est retenue car elle correspond au niveau géographique et décisionnel pertinent concernant l'insertion d'une filière de méthanisation centralisée au sein d'un territoire (cf. § 2.3.1 du chapitre II).

Le choix de territoires appartenant au Grand Ouest vise quant à lui à simplifier la collecte de données et la conduite d'enquêtes. Ces dernières sont facilitées par la collaboration avec des acteurs locaux avec qui des liens ont été établis dans le cadre de projets antérieurs ou parallèles au travail de thèse. L'objectif de ce travail de thèse étant de développer puis valider une méthodologie, ces

⁶⁵ En France, l'intercommunalité désigne les différentes formes de coopération existant entre les communes pour l'exercice de certaines de leurs compétences.

⁶⁶ Le Grand Ouest est une notion géographique communément employée pour désigner les régions du Nord-Ouest de la France. Bien qu'il ne corresponde à aucune entité administrative, il regroupe le plus souvent la Bretagne, la Basse-Normandie et les Pays de la Loire.

territoires ont aussi été sélectionnés parce qu'ils sont le lieu de projets émergents de méthanisation, tout en s'assurant qu'ils soient contrastés en termes de géographie, démographie, secteurs économiques dominants, sensibilité environnementale, etc.

La démarche n'a pas vocation à susciter une dynamique en faveur de la méthanisation au sein des territoires retenus, mais d'accompagner leur réflexion autour d'un possible développement local de la filière. Les retours d'expérience sont autant de sources de validation des développements méthodologiques.

1.1.1 Un territoire agricole : le Coglais Communauté

La communauté de communes du Coglais Communauté est une intercommunalité française située dans le département d'Ille-et-Vilaine (35) en région de Bretagne. Elle est constituée de 11 communes, listées à l'Annexe XIV.

Les communautés de communes sont des établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) à fiscalité propre, qui prévoient une collaboration limitée entre les communes membres. Leur seule contrainte de constitution étant la continuité géographique du territoire, elles regroupent généralement des communes rurales, dont la densité de population est faible. Elles exercent systématiquement les compétences de développement économique et d'aménagement du territoire, et au moins trois compétences parmi la protection de l'environnement, le logement, l'assainissement, la voirie...

Avec une superficie de 712 km² et une population totale de 11 899 habitants en 2010, le Coglais Communauté est un territoire aux activités majoritairement rurales. Comptant 347 exploitations agricoles et 12 682 ha de SAU, l'agriculture, dominée par l'élevage intensif de bovins laitiers, occupe une part importante de la population active. Les principaux employeurs privés sont une laiterie et un abattoir situés à Saint-Brice-en-Coglès.

Les surfaces agricoles représentent le type majoritaire d'occupation des sols du Coglais, alors que les zones industrielles et urbaines sont marginales (cf. Figure 36). Par ailleurs, le bocage caractérise fortement le territoire.

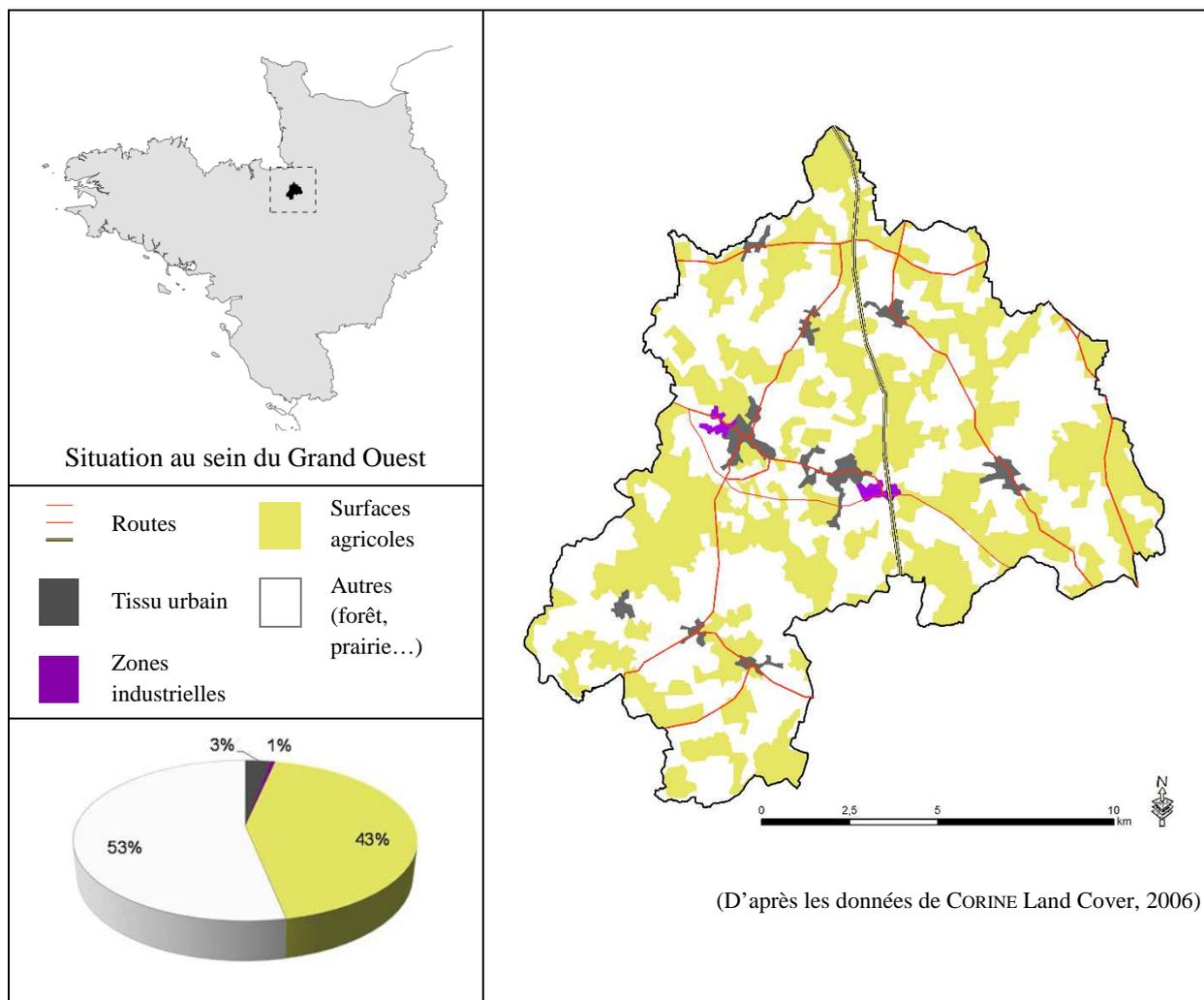


Figure 36 : Situation géographique et occupation des sols du territoire du Coglais Communauté

L'eau est également un élément important du territoire puisque son abondance dans les communes du Châtellier et de Saint-Germain-en-Coglès a permis de faire du Coglais Communauté, depuis 1883, une source de captage pour la ville de Rennes (35), située à une cinquantaine de kilomètres au Sud-Ouest du territoire. Du fait d'une activité agricole intensive, la question de la qualité de l'eau se pose alors, d'autant que le bassin versant des Echelles, dont l'emprise couvre la commune de Montours, est en contentieux européen pour inexécution de la directive 91/676/CEE dite *nitrates*.

Ce territoire a déjà été étudié dans le cadre d'un projet de recherche antérieur, coordonné par l'IRSTEA et nommé BIODECOL2⁶⁷. Ce projet avait pour objectif de produire des données et des outils de référence pour la définition et l'évaluation des modèles de développement de la méthanisation spécifiques au contexte français et plus particulièrement aux territoires du Grand Ouest. Les principaux verrous identifiés, relatifs aux spécificités territoriales, concernaient les substrats

⁶⁷ Initié en 2007 et achevé en 2011, le projet BIODECOL2 pour *production de biogaz par codigestion des déchets agricoles et issus des collectivités*, était porté par l'IRSTEA de Rennes et regroupait une dizaine de partenaires (laboratoires de recherche, association, institut, chambre d'agriculture) autour du thème de la méthanisation territoriale.

mobilisables, le bilan environnemental global, les facteurs d'acceptabilité et les critères de rentabilité économique de la filière.

Dans le cadre du projet BIODECOL2, le pays de Fougères, dont fait partie le Coglais Communauté, était l'un des cinq territoires d'observation, en qualité de collectivité territoriale du Grand Ouest menant une réflexion plus ou moins aboutie sur la méthanisation. Cette réflexion est menée par les élus selon une problématique de qualité des eaux : la filière est alors perçue comme un moyen de traiter et d'exporter une partie des effluents azotés hors du territoire.

Le choix du territoire du Coglais Communauté est donc justifié par les liens établis et les données acquises dans le contexte du projet BIODECOL2.

1.1.2 Un territoire urbain : la CARENE

La Communauté d'agglomération de la région nazairienne et de l'estuaire (CARENE) est une intercommunalité française située dans le département de la Loire-Atlantique (44), en région des Pays de la Loire. Elle est constituée de 10 communes, listées à l'Annexe XIV.

Les communautés d'agglomération sont des EPCI à fiscalité propre qui prévoient une intégration importante des communes membres. Regroupant au moins 50 000 habitants, elles représentent le niveau intermédiaire entre les communautés de communes et les communautés urbaines. Elles exercent systématiquement les compétences de développement économique, aménagement du territoire, équilibre social de l'habitat, politique de la ville, transport urbain.

Avec une superficie de 334 km² et une population de 117 299 habitants en 2010, le territoire de la CARENE est caractérisé à la fois par des zones urbaines et industrielles denses et des zones littorales ou de marais (cf. Figure 37).

La commune de Saint-Nazaire constitue le centre de l'agglomération par sa population, qui atteint près de 70 000 habitants, et par son dynamisme économique, qui repose en partie sur les chantiers navals et la construction aéronautique. L'ensemble des activités industrielles est concentré le long de l'estuaire, dans les communes de Trignac, Montoir-de-Bretagne et Donges. Le tourisme est également une activité économique importante. La station balnéaire de l'agglomération, Pornichet, voit par exemple sa population multipliée par cinq en période estivale. Comptant seulement 131 exploitations agricoles et 9 812 ha de SAU, l'activité agricole dominante est l'élevage de bovins laitiers ou à viande, en régime extensif ou biologique.

Situé au Nord du territoire et occupant près d'un tiers des surfaces, dont 15 600 ha de zones humides, le marais de la Brière est le deuxième marais de France. Véritable réservoir de biodiversité, il confère à la CARENE une sensibilité écologique particulière.

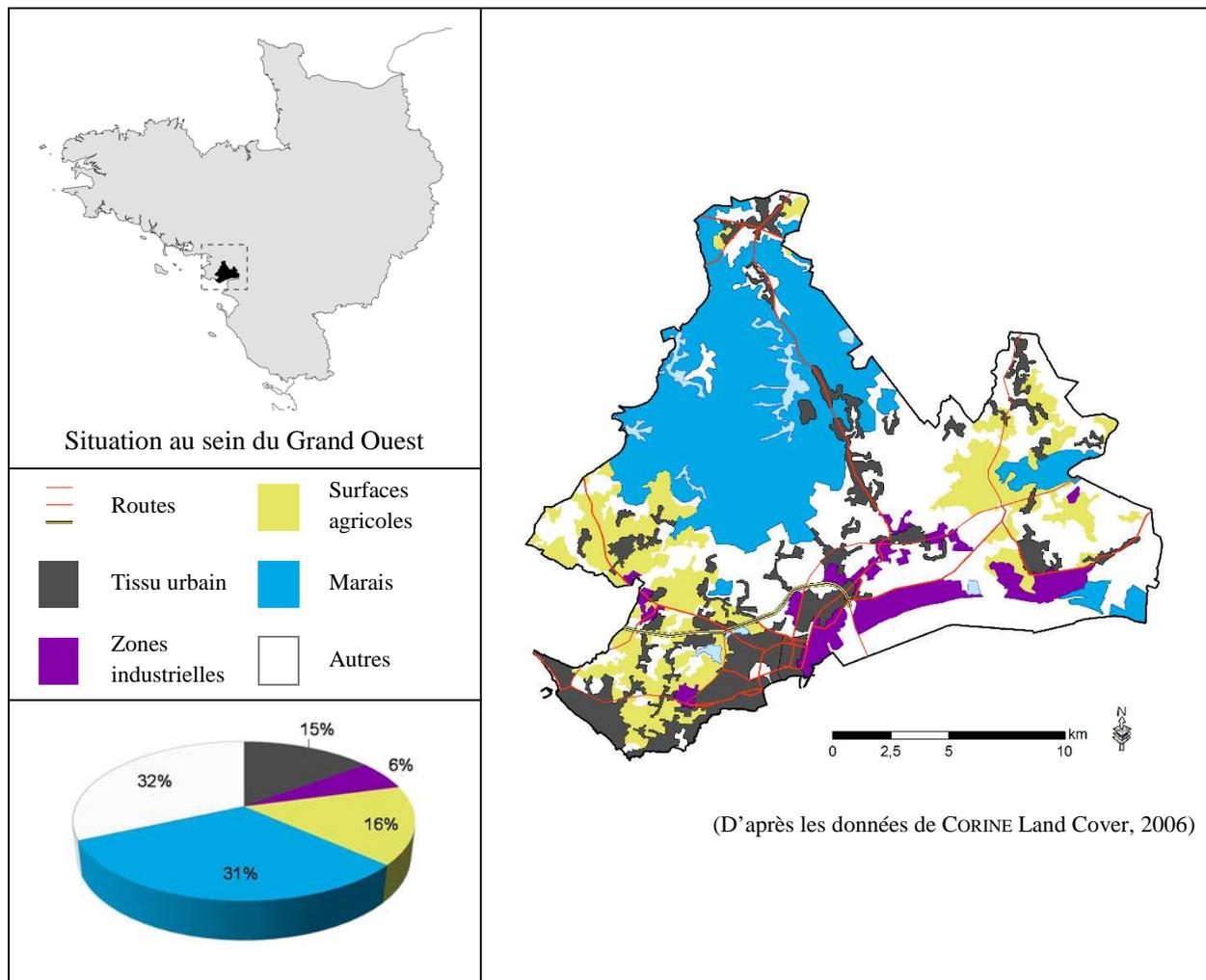


Figure 37 : Situation géographique et occupation des sols du territoire de la CARENE

En 2012, une première étude du gisement de résidus organiques qu'offre le territoire de la CARENE est réalisée par la société Akajoule. A l'issue de cette étude, qui révèle un potentiel méthanisable intéressant, la CARENE inscrit le développement de la méthanisation à son PCETI⁶⁸, dans l'objectif de réduire les émissions de gaz à effet de serre et d'augmenter la production d'énergie renouvelable du territoire. En 2013, c'est alors la réalisation d'une étude plus approfondie qui est confiée à Akajoule⁶⁹, concernant la faisabilité d'implantation d'une filière de méthanisation au sein de la CARENE, selon les aspects techniques, économiques et environnementaux. Dans le même temps qu'est menée cette étude, un développeur privé monte un projet de méthanisation centralisée industrielle, en partenariat avec une société de transport de déchets implantée sur le territoire. Akajoule oriente alors, à la demande de la collectivité, son étude sur le projet en cours.

Les liens géographique et économique établis entre Akajoule et les acteurs de la CARENE et du projet industriel justifient ainsi le choix de ce territoire comme second cas d'étude.

⁶⁸ Plan climat énergie territorial, cf. § 2.3.2.3 du chapitre II.

⁶⁹ Industriel financeur des travaux de thèse.

1.2 Résultats de l'approche systémique territoriale

La modélisation spatiale d'un système territorial de méthanisation centralisée a été appliquée aux deux territoires d'étude. Elle aboutit, pour chaque territoire, aux scores d'indicateurs de fonction et de scénario, avec pour objectif l'optimisation fonctionnelle de la filière. Son optimisation spatiale, déduite des résultats d'indicateurs d'implantation, est conduite pour le territoire de la CARENE, et décrite dans la partie consacrée à l'évaluation des performances environnementales.

La modélisation spatiale suit la méthodologie détaillée au chapitre précédent. Comme souligné par la discussion de ce précédent chapitre, la résolution du modèle est parfois grossière, contrainte par la disponibilité des données (cf. § 4.2.1 du chapitre II). Dans le cadre de son application à deux territoires d'étude, décrite dans le présent chapitre, lorsque la collaboration avec ces derniers a permis d'obtenir des données plus précises que celles admises par le modèle, ces données plus précises sont utilisées. Par ailleurs, dans le cas de données manquantes, certaines hypothèses spécifiques aux territoires ont été posées. Dans les deux cas, ces écarts à la méthodologie générique sont notifiés.

1.2.1 Calcul des indicateurs de fonction et analyse des résultats

Les indicateurs de fonction ont été calculés pour les deux territoires d'étude, selon les formules établies au chapitre II.

1.2.1.1 Calcul de l'indicateur Déch

L'indicateur Déch résulte de la combinaison des sous-indicateurs OMR et NGP, le premier se référant au besoin d'une solution locale de traitement des OMR et le second au besoin d'une solution locale de valorisation des biodéchets des gros producteurs.

a. Score de l'indicateur OMR

Afin de calculer l'indicateur OMR, les quantités d'OMR produites par chacun des territoires ont dans un premier temps été estimées comme détaillé au chapitre précédent, en multipliant le nombre d'habitants par un ratio de production (cf. § 3.1.1.1 du chapitre II). Ces quantités s'élèvent à 28 856 t/an pour la CARENE et 2 927 t/an pour le Coglais Communauté. Puis, les exutoires actuels des OMR produites par la CARENE et le Coglais Communauté ont été identifiés dans les plans départementaux d'élimination des déchets ménagers et assimilés (PDEDMA).

Le PDEDMA de Loire-Atlantique, publié en 2009, indique que les déchets ménagers de la CARENE sont dirigés vers l'ISDND de Changé en Mayenne depuis la fermeture du site de stockage de Cuneix (44) fin 2006. Néanmoins, la CARENE a signalé que la gestion de ses OMR a évolué depuis la publication du PDEDMA : désormais, 80 % des OMR sont incinérées dans les UIOM de Nantes et de Couëron (44). Ces données actualisées ont donc été retenues pour le calcul de l'indicateur. Le PDEDMA d'Ille-et-Vilaine, publié en 2012, indique que le syndicat de traitement des ordures

ménagères du Pays de Fougères, dont fait partie le Coglais Communauté, envoie les OMR du territoire majoritairement vers l'ISDND de Saint-Frimbault des Prières (53).

Les installations de traitement étant situées hors des territoires, l'indicateur OMR est exprimé en tkm d'OMR produites multipliées par la distance parcourue. Pour la CARENE, l'indicateur est calculé au prorata des tonnages envoyés vers chacune des deux filières de traitement.

Les distances de transport via le réseau routier sont les suivantes :

- 46 km entre la CARENE et l'UIOM Arc-en-Ciel⁷⁰ à Nantes (44) ;
- 150 km entre la CARENE et l'ISDND Changé-la-Cousinière à Changé (53) ;
- 62 km entre le Coglais Communauté et l'ISDND de Saint-Frimbault-de-Prières (53).

La valeur de l'indicateur OMR est ainsi de $2 \cdot 10^6$ tkm pour la CARENE et de $2 \cdot 10^5$ tkm pour le Coglais Communauté, ce qui correspond à des scores de 2 et 1, respectivement (cf. Tableau 39).

Le score d'OMR du Coglais Communauté est augmenté de 1, ce qui correspond à la pénalité liée au fait que l'exutoire actuel de ses OMR est une ISDND. Cette pénalité n'est pas appliquée au score de la CARENE, puisque la majorité de ses OMR est dirigée vers une filière d'incinération.

b. Score de l'indicateur NGP

L'indicateur NGP est calculé comme le rapport entre les quantités de biodéchets issus des nouveaux gros producteurs (GP), à savoir les cantines scolaires ou d'établissements sanitaires et sociaux (ESS) et les grandes et moyennes surfaces (GMS), et les quantités de déchets organiques issus des IAA du territoire. Ces deux gisements sont comparés sur le seul critère du tonnage annuel de matière brute⁷¹.

Le Tableau 38 présente les gisements de biodéchets produits par les nouveaux GP, évalués selon la méthodologie présentée au chapitre précédent (cf. § 3.1.1.2 du chapitre II). Le gisement de la CARENE est environ dix fois supérieur à celui du Coglais Communauté, ce qui s'explique par le fait que les quantités issues des cantines scolaires et des GMS sont calculées sur la base de la population communale.

L'estimation des types et quantités de déchets produits par les IAA a, quant à elle, fait l'objet d'une enquête spécifique à chaque territoire auprès des producteurs, dont les résultats détaillés sont confidentiels. Concernant cette catégorie, c'est le gisement du Coglais Communauté qui est environ dix fois supérieur à celui de la CARENE. L'importance de ce gisement est due à la présence de deux

⁷⁰ La répartition des tonnages d'OMR dirigées vers les incinérateurs de Nantes et Couëron n'étant pas connue, l'installation la plus éloignée de la CARENE (celle de Nantes) est considérée comme traitant l'intégralité des OMR, dans un souci de majoration de l'indicateur.

⁷¹ L'indicateur NGP ayant pour objectif d'évaluer la perturbation induite par le gisement issu des nouveaux gros producteurs à l'échelle du territoire en termes de gestion des déchets, il ne prend pas en compte la variabilité, pourtant grande, des déchets des IAA.

usines agro-alimentaires au sein du territoire qui génèrent des volumes de déchets importants. Le rapport entre les deux gisements (NGP/IAA) est ainsi très contrasté entre les deux territoires.

Par ailleurs, aucun des deux territoires ne possède d'installation de valorisation des déchets organiques (méthanisation ou compostage).

Le score de l'indicateur NGP est donc de 2 pour la CARENE, ce qui correspond à un besoin fort d'une solution de valorisation des biodéchets des GP, et de 0 pour le Coglais Communauté, ce qui correspond à un besoin faible.

Tableau 38 : Données de calcul de l'indicateur NGP

		CARENE	Coglais Communauté
Biodéchets produits	Cantines scolaires (tMB/an)	519	53
	Etablissements de santé (tMB/an)	170	17
	Grandes et moyennes surfaces (tMB/an)	2 199	223
	Total NGP	2 888	293
Déchets produits	Industries agro-alimentaires (tMB/an)	2 750	19 200
NGP/IAA		105 %	1,5 %

c. Score de l'indicateur Déch

Le score de l'indicateur Déch peut ensuite être établi en sommant les scores des indicateurs OMR et NGP (cf. Tableau 39).

Tableau 39 : Données de calcul et score de l'indicateur Déch pour les deux territoires d'étude

	CARENE	Coglais Communauté
OMR produites	28 856 t/an	2 927 t/an
Distance parcourue	46 km (80 %) / 150 km (20 %)	62 km
tkm/an	2. 10 ⁶	2. 10 ⁵
Exutoire OMR	Incinérateur majoritaire	ISDND
NGP/IAA	105 %	1,5 %
Exutoire local	Non	Non
Score de Déch	4 (2+0+2)	2 (1+1+0)

La CARENE obtient un score de 4, ce qui traduit un enjeu fort concernant le traitement des déchets pour le territoire. Cet enjeu réside notamment dans la valorisation des biodéchets des nouveaux GP, dont le gisement peut induire une perturbation sensible à l'échelle du territoire.

Avec un score de 2, le traitement des déchets ne présente pas d'enjeu majeur pour le territoire du Coglais Communauté. Le gisement de biodéchets des nouveaux GP est négligeable ; quant aux

OMR, bien qu'elles soient actuellement enfouies, elles représentent un gisement minime du fait de la faible densité de population du territoire.

1.2.1.2 Calcul de l'indicateur EnR

L'indicateur EnR est exprimé en termes d'énergies renouvelables dans les consommations énergétiques finales, comme le rapport entre le taux atteint par les territoires d'étude et les objectifs nationaux.

Comme discuté au chapitre précédent, les données concernant l'énergie sont rarement disponibles à une échelle spatiale satisfaisante, auquel cas des données plus globales sont utilisées. Davantage de précision sur ces estimations sont disponibles à l'Annexe XV.

Les territoires bretons bénéficient d'une plateforme d'accès aux données environnementales détaillées grâce au groupement d'intérêt public *Bretagne environnement*. Les données sur la production d'énergie renouvelable sont ainsi disponibles à l'échelle de la communauté de communes, indiquant une production annuelle totale de 28 387 MWh pour le Coglais Communauté. Les consommations d'énergie ne sont renseignées qu'à l'échelle des pays bretons⁷². Aussi les consommations énergétiques du Coglais Communauté ont-elles été déduites de celles de son pays d'appartenance, le pays de Fougères (cf. Annexe XV) ; elles s'élèvent alors à 301 428 MWh par an pour le Coglais Communauté. Le rapport entre les deux données obtenues indique que la part des énergies renouvelables dans les consommations énergétiques totales est de 9 % pour le territoire du Coglais Communauté.

En région des Pays de Loire, l'observatoire Air Pays de la Loire⁷³ a réalisé en 2010 *Basemis*, un inventaire sectoriel à l'échelle communale des consommations d'énergie et des émissions de GES. Mais seuls les résultats de cet inventaire agrégés au département sont accessibles au public. L'utilisation de la donnée départementale indique une part des énergies renouvelables de 7 % des consommations totales. Or après demande spécifique auprès d'Air Pays de Loire, il s'avère que cette part atteint 1 % seulement pour le territoire de la CARENE. Cette donnée, plus précise, est retenue par la suite.

La déclinaison nationale des objectifs européens, établie en 2008, porte la part des EnR dans les consommations finales à 20 % à l'horizon 2020.

⁷² Subdivisions territoriales de la Bretagne.

⁷³ Association en charge de la surveillance de la qualité de l'air en région des Pays de la Loire.

Tableau 40 : Données de calcul et score de l'indicateur EnR pour les deux territoires d'étude

	CARENE	Coglais Communauté
Part d'EnR du territoire	1 %	9 %
Objectif national pour 2020	20 %	
%EnR _{terr} /%EnR _{ref}	0,05	0,45
Score d'EnR	5	3

La CARENE et le Coglais Communauté obtiennent un score de 5 et 3 respectivement, traduisant un enjeu majeur de production d'EnR. Cet enjeu est d'autant plus fort pour la CARENE que les énergies renouvelables sont quasi absentes du territoire.

1.2.1.3 Calcul de l'indicateur N_{subst}

L'indicateur N_{subst} prend en compte la quantité d'azote issu des élevages (via les déjections), ainsi que les besoins en azote des cultures du territoire, dont la part incompressible apportée sous forme minérale (cf. § 3.1.3 du chapitre II) :

$$N_{subst} = \frac{N_{elev} - (\sum S_{cult} * ConsoN_{tot} - \sum S_{cult} * ConsoN_{miné})}{\sum S_{cult} * ConsoN_{miné}}$$

Le calcul de la quantité d'azote issu des élevages du territoire est détaillé au § 1.2.1.4 ; Les besoins en azote des cultures sont estimés en multipliant, pour chaque territoire, les surfaces par type de culture par des ratios moyens de consommation en azote organique et minéral (cf. Tableau 12).

Les surfaces par type de culture à l'échelle des territoires étudiés sont obtenues par géotraitement sur les données du RPG. Parmi les cultures recensées dans le RPG, les parcelles prises en compte⁷⁴ dans le calcul de N_{subst} représentent respectivement 94 % et 98 % de la somme totale des surfaces de la CARENE et du Coglais Communauté. Les parcelles écartées sont donc négligeables dans le cas de ces territoires.

Les résultats de l'estimation concernant la fertilisation azotée des cultures des territoires étudiés, ainsi que les scores de l'indicateur N_{subst} , sont présentés au Tableau 41.

⁷⁴ Blé tendre, maïs (grain et ensilage), orge, autres céréales, colza, tournesol, prairies temporaires et permanentes. Les autres types de cultures ont été écartés par manque de données concernant les pratiques de fertilisation.

Tableau 41 : Données de calcul et score de l'indicateur N_{subst} pour les deux territoires d'étude

	CARENE	Coglais Communauté
Surfaces prises en compte (% des surfaces totales)	94 %	98 %
Besoins totaux en azote pour les cultures	$3,5 \cdot 10^7$ kg N_{tot}/an	$1,2 \cdot 10^6$ kg N_{tot}/an
Consommation en azote minéral des cultures	$2 \cdot 10^7$ kg $N_{miné}/an$	$6 \cdot 10^5$ kg $N_{miné}/an$
Azote issu des déjections des élevages	$7 \cdot 10^5$ kg N/an	$2 \cdot 10^7$ kg N/an
N_{subst}	-0,7	31,4
Score de N_{subst}	-5	5

Concernant la CARENE, la quantité d'azote issu des élevages sous forme de déjections est environ 50 fois inférieure aux besoins totaux en azote requis pour la fertilisation des cultures. La valeur de N_{subst} est alors négative, avec un score de -5, ce qui suppose que la mise en œuvre d'une filière de méthanisation dans le but d'améliorer la gestion de l'azote des élevages ne permettrait de remplacer qu'une infime partie des engrais minéraux nécessaires.

Dans le cas du Coglais Communauté, l'azote issu des élevages représente 17 fois les besoins totaux en azote requis pour la fertilisation des cultures, et 33 fois la part d'azote apporté sous forme d'engrais minéral. Avec une valeur de 31,4, le score de N_{subst} est ainsi de 5. Améliorer la gestion des effluents d'élevage par la mise en place d'une filière de méthanisation constituerait alors un moyen de réduire la dépendance du territoire aux engrais minéraux.

1.2.1.4 Calcul de l'indicateur Nutr

L'indicateur Nutr résulte de la combinaison des sous-indicateurs N_{org} , P_{org} et Eaux, correspondant aux pressions en azote et phosphore organiques et à la sensibilité du milieu à la pollution par les nitrates. Avant de révéler les valeurs obtenues pour ces trois différents indicateurs le composant (cf. Tableau 42), l'obtention des valeurs numériques de chacun est décrite.

Les quantités d'azote et de phosphore issus des élevages sont estimées en multipliant les cheptels des différents types d'animaux⁷⁵ de chaque territoire par des ratios d'excrétion (cf. Tableau 14). Les cheptels sont quant à eux estimés à partir des données du recensement agricole de l'Agreste (cf. Annexe XI).

a. Score de l'indicateur N_{org}

L'indicateur N_{org} correspond au rapport entre les quantités d'azote produites annuellement par les animaux du territoire et la surface agricole utile, comparé à une limite d'azote organique épandable (cf. § 3.1.4.1 du chapitre II). Le score de N_{org} pour la CARENE est de -5, ce qui traduit que la pression azotée sur le territoire est bien inférieure à la limite acceptable et ne présente donc pas d'enjeu. Il

⁷⁵ Bovins, porcins, volailles, ovins et caprins.

est de 3 pour le Coglais Communauté, traduisant une pression azotée proche de la limite réglementaire, qui présente donc un enjeu pour le territoire.

b. Score de l'indicateur P_{org}

L'indicateur P_{org} est calculé comme le rapport entre les quantités de phosphore produites annuellement par les animaux du territoire et la surface agricole utile, comparé à une limite de phosphore épandable (cf. § 3.1.4.2 du chapitre II). Le score de P_{org} est de -3 et 0 pour la CARENE et le Coglais Communauté respectivement ; la pression en phosphore étant inférieure ou comparable à la capacité d'export des plantes, elle ne constitue pas d'enjeu pour les territoires d'étude.

c. Score de l'indicateur Eaux

Le fichier géographique de la base de données HYDRO, dont les données concernant les territoires d'études sont présentées à la Figure 38, permet de calculer l'indicateur Eaux comme la moyenne des scores correspondant aux classes de qualité des cours d'eau situés sur le territoire (cf. § 3.1.4.3 du chapitre II). La valeur de l'indicateur Eaux est de 0,8 pour la CARENE ; son score est ainsi de 0, reflétant un bon état écologique des cours d'eau. Elle est de 6,6 pour le Coglais Communauté ; son score est de 2, reflétant un mauvais état écologique des cours d'eau.

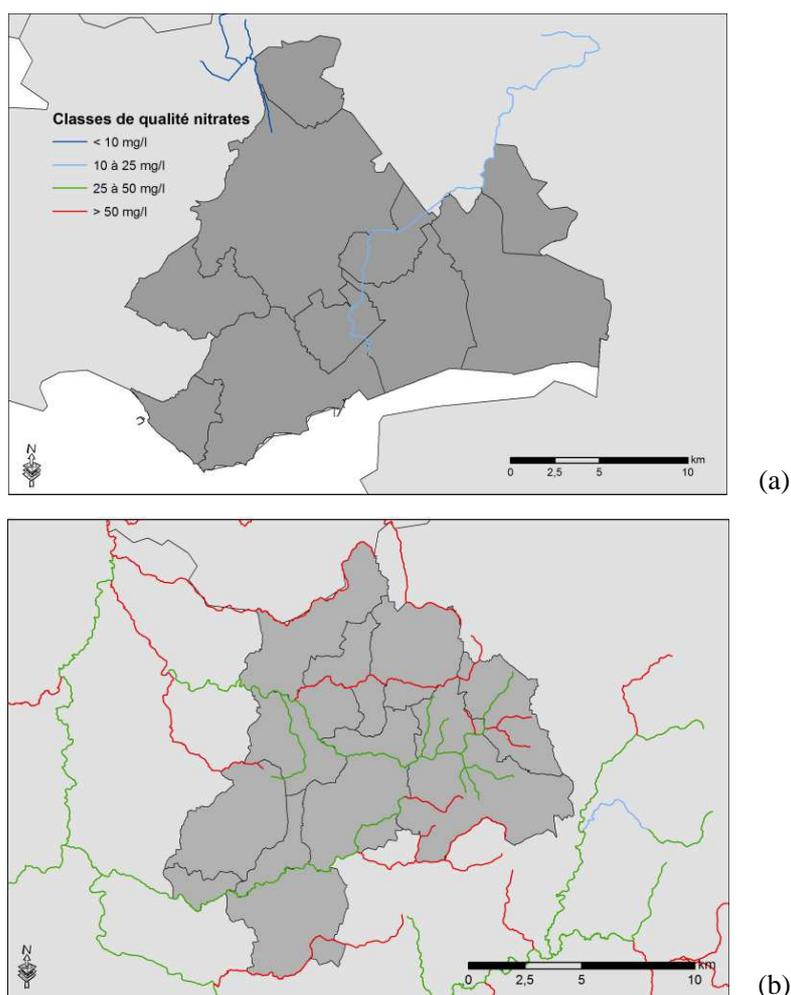


Figure 38 : Qualité des cours d'eau vis-à-vis des nitrates de la CARENE (a) et du Coglais Communauté (b)

d. Score de l'indicateur Nutr

Le score de l'indicateur Nutr est obtenu en conservant le score le plus élevé parmi les scores des indicateurs N_{org} et P_{org} , auquel est ajouté le score de l'indicateur Eaux (cf. Tableau 42). Il est de -3 pour la CARENE et de 5 pour le Coglais Communauté. Le traitement des effluents d'élevage par méthanisation en vue d'exporter les nutriments hors du territoire est une option intéressante pour le Coglais Communauté où la pression azotée est élevée et où la vulnérabilité des cours d'eaux aux pollutions agricoles est grande. Cette option n'est en revanche pas pertinente pour la CARENE.

Tableau 42 : Données de calcul et score de l'indicateur Nutr pour les deux territoires d'étude

	CARENE	Coglais Communauté
SAU	9 812 ha	12 682 ha
Azote produit par les élevages	$7 \cdot 10^5$ kg N/an	$2 \cdot 10^7$ kg N/an
Limite d'azote organique épandable	140 kg N/ha SAU.an	
N_{org} (score)	0,51 (-5)	1,12 (3)
Phosphore produit par les élevages	$3 \cdot 10^5$ kg P_2O_5 /an	$7,5 \cdot 10^5$ P_2O_5 /an
Limite de phosphore organique épandable	60 kg P_2O_5 /ha SAU.an	
P_{org} (score)	0,56 (-3)	1,00 (0)
Eaux (score)	0,8 (0)	6,6 (2)
Score de Nutr	-3	5

1.2.1.5 Analyse comparative des résultats d'indicateurs de fonction

Les scores des quatre indicateurs de fonction obtenus pour les deux territoires d'étude sont récapitulés à la Figure 39.

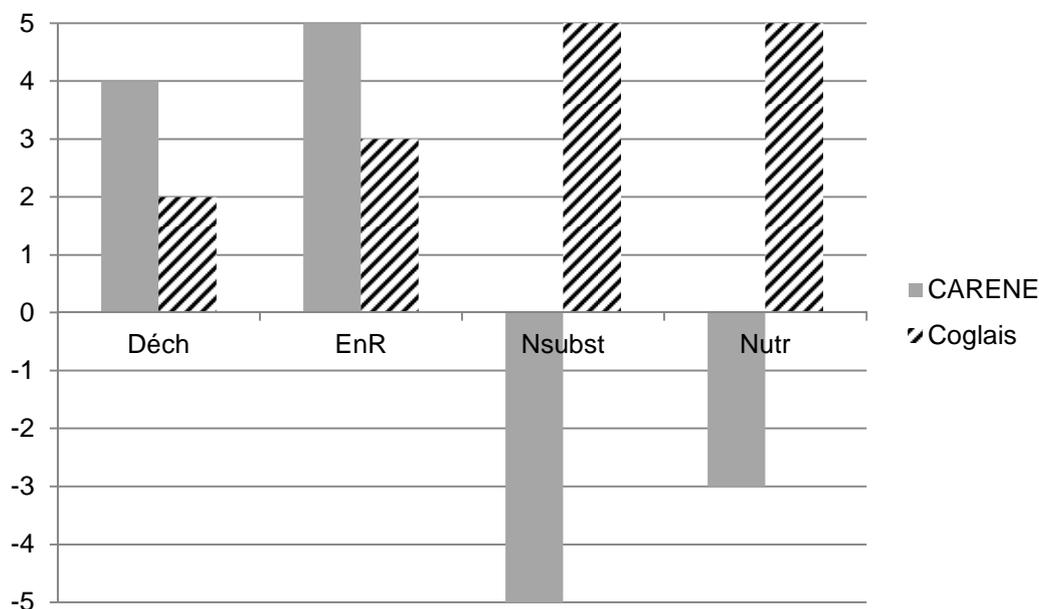


Figure 39 : Résultats des indicateurs de fonction pour les deux territoires d'étude

Les enjeux vis-à-vis d'une potentielle filière de méthanisation diffèrent d'un territoire à l'autre.

Pour la CARENE, deux indicateurs, Déch et EnR, obtiennent un score supérieur à 3, et expriment donc des besoins importants pour le territoire. Les indicateurs N_{subst} et Nutr, axés sur des problématiques d'ordre agricole, ont des scores négatifs, ce qui n'est pas surprenant au vu du contexte agricole local. Le score d'EnR étant supérieur à celui de Déch, la fonction de production d'énergie renouvelable est prioritaire.

Concernant le Coglais Communauté, trois indicateurs, EnR, N_{subst} et Nutr, obtiennent un score supérieur ou égal à 3. Les fonctions exprimées par N_{subst} et Nutr, qui ont des scores de 5, peuvent l'une ou l'autre être retenue comme fonction principale d'une filière de méthanisation. Une telle filière constituerait alors un moyen de traitement des effluents d'élevage, afin d'améliorer la gestion des nutriments ou de les exporter. Dans le cas du Coglais Communauté, ces deux indicateurs traduisent des enjeux assez proches.

Il apparaît que les deux territoires, contrastés, présentent des enjeux différents au regard d'une potentielle filière de méthanisation centralisée. Ces enjeux se traduisent par des fonctions principales spécifiques aux territoires pour définir un scénario de méthanisation et évaluer ses performances environnementales. Plusieurs enjeux peuvent toutefois cohabiter au sein d'un même territoire. Dans un contexte opérationnel, il convient de solliciter la contribution des acteurs locaux lors de l'arbitrage entre ces enjeux (c'est-à-dire lors du choix d'une fonction principale). Dans le cadre de ce travail, les différentes options sont envisagées et le choix parmi ces dernières est discuté.

Définition des lignes directrices de scénario par combinaison des grilles de contraintes et de préférences

Après avoir identifié la fonction principale d'un système de méthanisation, par l'étude des indicateurs de fonction, les scores des indicateurs de scénario sont établis afin d'identifier ceux qui contraignent sa mise en œuvre. A travers la combinaison de la grille de contraintes propre à chaque fonction principale (donc à chaque type d'indicateur de fonction) et de la somme des grilles de préférences, propre à chaque indicateur de scénario considéré *contraignant*, les lignes directrices d'un *scénario de base* de méthanisation sont définies pour chaque territoire d'étude (cf. § 3.2 du chapitre II).

Les résultats des indicateurs de scénarios sont présentés de manière synthétique ; les scores obtenus sont détaillés à l'Annexe XVI.

1.2.1.6 Lignes directrices de scénario pour le territoire de la CARENE

Les résultats des indicateurs de scénario pour le territoire de la CARENE sont présentés au Tableau 43. Les indicateurs NGP et %EnR se révèlent *contraignants* pour la définition du scénario de base. Les contraintes qu'ils posent visent à répondre aux enjeux de valorisation des biodéchets des GP et de production d'énergie. Elles portent sur les substrats et traitements du digestat à privilégier (cf. Annexe I pour le détail des différentes grilles). L'indicateur BioGNV est lui aussi *contraignant*, du fait que le contexte local n'est pas favorable à l'acquisition de véhicules adaptés au bioGNV. Ce type de valorisation du biogaz est donc pénalisé lors de la définition des lignes directrices du scénario de base. L'indicateur OMR ne pose pas de contrainte forte et l'ensemble des autres indicateurs ne sont pas contraignants.

Tableau 43 : Résultats des indicateurs de scénario pour le territoire de la CARENE

CARENE	OMR	NGP	%EnR	Elec	ConsoQ	RGN	BioGNV	N _{miné}	N _{org}	P _{org}	Eaux	Sols
Contraignant		X	X				X					
Sans contrainte forte	X											
Pas contraignant				X	X	X		X	X	X	X	X

Dès lors, pour chacune des deux fonctions principales précédemment identifiées, la grille de contraintes est combinée à la somme des grilles des préférences des indicateurs de scénarios identifiés comme contraignants dans le Tableau 43. Le Tableau 44 présente les résultats de la combinaison de la grille de contraintes correspondant à la fonction principale de production d'énergie et des grilles de préférences correspondant aux indicateurs contraignants, c'est-à-dire NGP, %EnR et BioGNV.

Tableau 44 : Lignes directrices du scénario de production d'énergie renouvelable pour le territoire de la CARENE

Substrat principal	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Biodéchets des gros producteurs
	-1	0	0	0	2	-1	0	-1	2	
Cosubstrats	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Tous sauf OMR
	1	1	1	1	2	1	1	1	I	
Valorisation du biogaz	b1	b2	b3	b4	b5					Tous sauf bioGNV
	1	1	1	1	0					
Traitement du digestat	p1	p2								Epannage brut ou séparation de phase
	0	0								
Traitement de la phase solide	s1	s2	s3							Epannage de la phase solide brute ou compostage
	0	0	I							
Traitement de la phase liquide	l1	l2	l3							Epannage de la phase liquide brute
	0	I	I							

i1 : effluents d'élevage

i2 : résidus/cultures dérobées

i3 : effluents d'IAA

i4 : effluents d'IAA SPAn

i5 : biodéchets des GP

i6 : boues de STEU

i7 : déchets verts

i8 : FFOM

i9 : OMR

b1 : cogénération

b2 : chaleur seule

b3 : injection dans le RGN

b4 : double valorisation

b5 : biométhane carburant

p1 : épandage du digestat brut

p2 : séparation de phase et traitement

s1 : épandage de la phase solide brute

s2 : traitement sans apport énergétique

s3 : traitement avec apport énergétique

l1 : épandage de la phase liquide brute

l2 : post-traitement limité

l3 : post-traitement poussé

I : impossible

O : obligatoire

de – vers + : options de plus en plus intéressantes

Ainsi, comme indiqué par le Tableau 44, le scénario de base résultant montre un score élevé (égal à 2) pour les biodéchets des GP (i5) ; leur traitement est donc une priorité. Tous les cosubstrats présentent le même intérêt pour un traitement en codigestion, à l'exception des OMR, mentionnées comme impossibles (I). Hormis le bioGNV (b5) qui obtient un score de 0, toutes les filières de valorisation du biogaz sont possibles. Afin de maximiser la valorisation énergétique hors de l'activité de méthanisation, l'apport énergétique lors de la valorisation du digestat doit être restreint, voire évité ; le scénario de base prévoit ainsi, après une éventuelle séparation de phases, un épandage brut du digestat ou son compostage, les traitements énergivores de la phase solide (s3) et liquide (l2 et l3) étant proscrits (I).

Bien que le choix de la production énergétique comme fonction principale soit légitimé par le fait que le score de l'indicateur de fonction EnR est maximal, l'indicateur Déch présente un score élevé. Un scénario de base alternatif, considérant la fonction de traitement des déchets comme principale, a donc également été défini parallèlement.

Ainsi, de la même façon que précédemment, le Tableau 45 présente les résultats de la combinaison de la grille de contraintes correspondant à la fonction principale de traitement des déchets et de la somme des grilles de préférences correspondant aux indicateurs considérés contraignants : NGP, %EnR et BioGNV.

Tableau 45 : Lignes directrices du scénario de traitement des déchets pour le territoire de la CARENE

Substrat principal	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Biodéchets des gros producteurs
	I	I	I	I	2	I	I	1	-2	
Cosubstrats	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Tous sauf OMR
	1	1	1	1	2	1	1	1	I	
Valorisation du biogaz	b1	b2	b3	b4	b5					Tous sauf bioGNV
	1	1	1	1	0					
Traitement du digestat	p1	p2								Epandage brut ou séparation de phase
	0	0								
Traitement de la phase solide	s1	s2	s3							Epandage de la phase solide brute ou compostage
	0	0	-1							
Traitement de la phase liquide	l1	l2	l3							Epandage de la phase liquide brute
	0	-1	-1							

Les lignes directrices du scénario de base sont identiques, que la fonction considérée comme principale soit celle de production d'énergie ou de traitement des déchets.

1.2.1.7 Lignes directrices de scénario pour le territoire du Coglais Communauté

Les résultats des indicateurs de scénario pour le territoire du Coglais Communauté sont présentés au Tableau 46. Les indicateurs %EnR, N_{miné}, N_{org} et Eaux s'avèrent *contraignants* pour la définition des lignes directrices du scénario de base. N_{miné}, N_{org}, et Eaux portent sur les substrats, la valorisation du biogaz et les traitements du digestat, en vue de limiter la pollution azotée et la dépendance aux engrais minéraux. EnR porte sur les mêmes aspects, mais de manière à maximiser la production d'énergie et sa valorisation (cf. grilles à l'Annexe I).

Tableau 46 : Résultats des indicateurs de scénario pour le territoire du Coglais Communauté

Coglais	OMR	NGP	%EnR	Elec	ConsoQ	RGN	BioGNV	N _{miné}	N _{org}	P _{org}	Eaux	Sols
Contraignant			X					X	X		X	
Sans contrainte forte	X				X	X				X		
Pas contraignant		X		X			X					X

Concernant le territoire du Coglais Communauté, les indicateurs de fonction ont mis en évidence deux fonctions pouvant être considérées comme fonction principale du système de méthanisation selon la même importance. Les lignes directrices d'un scénario de bases sont donc définies pour chacune de ces deux fonctions.

Les résultats de la combinaison de la grille de contraintes correspondant à la fonction principale de gestion des nutriments et des grilles de préférences correspondant aux indicateurs contraignants %EnR, N_{miné}, N_{org} et Eaux sont présentés au Tableau 47.

Le Tableau 48 présente quant à lui les résultats de la combinaison de la grille de contraintes correspondant à la fonction principale d'exportation des nutriments avec les grilles de préférence correspondant aux mêmes indicateurs de scénario.

Les lignes directrices sont identiques que la fonction principale du système soit la gestion ou l'exportation des nutriments. Elles prévoient de traiter en priorité les effluents d'élevage (i1), préférentiellement en codigestion avec des déchets d'IAA (i3 et i4), des déchets verts (i7), des déchets des GP (i5) ou la FFOM collectée sélectivement (i8). Le biogaz produit doit être valorisé par cogénération (b1) ou sous forme de chaleur seule (b2). Une partie de l'énergie est alors utilisée pour le post-traitement du digestat (p2). Ce dernier doit subir une séparation de phases dans un premier temps. Puis, la phase solide est traitée par compostage (s3), dans le but de faciliter son transport. La phase liquide suit un traitement poussé (l3), portant sur tous les éléments nutritifs (NPK).

**Tableau 47 : Lignes directrices du scénario de gestion des nutriments pour le territoire du Coglais
Communauté**

Substrat principal	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Effluents d'élevage
	O	I	I	I	I	I	I	I	I	
Cosubstrats	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Déchets d'IAA, déchets verts, déchets des gros producteurs, FFOM
	1	2	3	3	2	I	3	2	I	
Valorisation du biogaz	b1	b2	b3	b4	b5					Cogénération ou chaleur seule
	3	3	I	I	I					
Traitement du digestat	p1	p2								Séparation de phase Compostage de la phase solide Traitement poussé de la phase liquide
	I	O								
Traitement de la phase solide	s1	s2	s3							
	I	1	0							
Traitement de la phase liquide	l1	l2	l3							
	I	I	O							

**Tableau 48 : Lignes directrices du scénario d'exportation des nutriments pour le territoire du Coglais
Communauté**

Substrat principal	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Effluents d'élevage
	O	I	I	I	I	I	I	I	I	
Cosubstrats	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Déchets d'IAA, déchets verts, déchets des gros producteurs, FFOM
	1	2	3	3	2	I	3	2	I	
Valorisation du biogaz	b1	b2	b3	b4	b5					Cogénération ou chaleur seule
	3	3	I	I	I					
Traitement du digestat	p1	p2								Séparation de phase Compostage de la phase solide Traitement poussé de la phase liquide
	I	O								
Traitement de la phase solide	s1	s2	s3							
	I	1	0							
Traitement de la phase liquide	l1	l2	l3							
	I	-1	0							

Si les fonctions de gestion et d'exportation des nutriments sont primordiales pour le Coglais Communauté, la production d'énergie renouvelable présente également un enjeu pour le territoire, comme le suggère le score de l'indicateur de fonction EnR de ce dernier. Aussi les lignes directrices correspondant à cette fonction principale sont-elles présentées au Tableau 49.

**Tableau 49 : Lignes directrices du scénario de production d'énergie pour le territoire du Coglais
Communauté**

Substrat principal	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Effluents d'élevage
	2	-1	-1	-1	-1	-2	-1	-1	-3	
Cosubstrats	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	Déchets d'IAA, déchets verts, déchets des GP, FFOM
	1	2	3	3	2	-1	3	2	I	
Valorisation du biogaz	b1	b2	b3	b4	b5					Cogénération ou chaleur seule
	3	3	-1	-1	-1					
Traitement du digestat	p1	p2								Séparation de phase Compostage de la phase solide Epanchage de la phase liquide brute
	-2	2								
Traitement de la phase solide	s1	s2	s3							
	-2	1	I							
Traitement de la phase liquide	l1	l2	l3							
	-2	I	I							

Les lignes directrices sont quasiment identiques aux précédentes. L'unique variante concerne le traitement du digestat, qui prévoit dans ce cas l'épandage de la phase liquide brute (l1). En effet, l'objectif étant de produire de l'énergie, donc d'optimiser la valorisation du biogaz, l'utilisation de ce dernier pour post-traiter le digestat doit être évitée.

La méthodologie appliquée à deux territoires contrastés a mis en évidence des fonctions principales différentes, au nombre de deux pour chacun des territoires. Ces fonctions reflètent les problématiques territoriales assez fidèlement par rapport à celles identifiées par les acteurs, tant sur le territoire du Coglais Communauté au cours du projet BIODECOL2 que sur le territoire de la CARENE lors de l'étude de faisabilité réalisée par Akajoule. Cette méthodologie a donc permis d'objectiver ces problématiques, indépendamment des intérêts que peuvent avoir les acteurs locaux. En ce qui concerne les lignes directrices des scénarios de base obtenues, les scénarios de méthanisation centralisée générés présentent des différences notables d'un territoire d'étude à l'autre, du fait qu'ils répondent à des enjeux et contraintes propres à chacun de ces territoires. La méthodologie s'applique donc de manière identique et produit les résultats différenciés qui pouvaient être attendus au regard de la différence voulue pour les deux territoires d'études. Une application plus large est, bien sûr, toujours nécessaire pour rendre de plus en plus robuste cette approche systémique territoriale pour la définition d'un scénario de méthanisation centralisée répondant à des problématiques territoriales objectivées. Après cette validation méthodologique pour des territoires contrastés, l'implantation de l'unité de méthanisation et l'évaluation de ces impacts environnementaux ne seront menés que pour le territoire de la CARENE, où un projet de méthanisation centralisée est actuellement en cours de réalisation.

2 Evaluation des performances environnementales des scénarios de méthanisation centralisée pour le territoire de la CARENE

Dans le cadre conceptuel développé, l'approche systémique territoriale et l'optimisation fonctionnelle et spatiale qui en résulte s'intègrent aux deux premières étapes de l'ACV (cf. Figure 40), comme précisé au chapitre précédent. L'évaluation des impacts à proprement parler, c'est-à-dire l'ACVI et l'interprétation des résultats, constitue la dernière étape de la méthodologie. Il s'agit de quantifier les performances environnementales des scénarios de méthanisation générés en accord avec les contraintes du territoire.

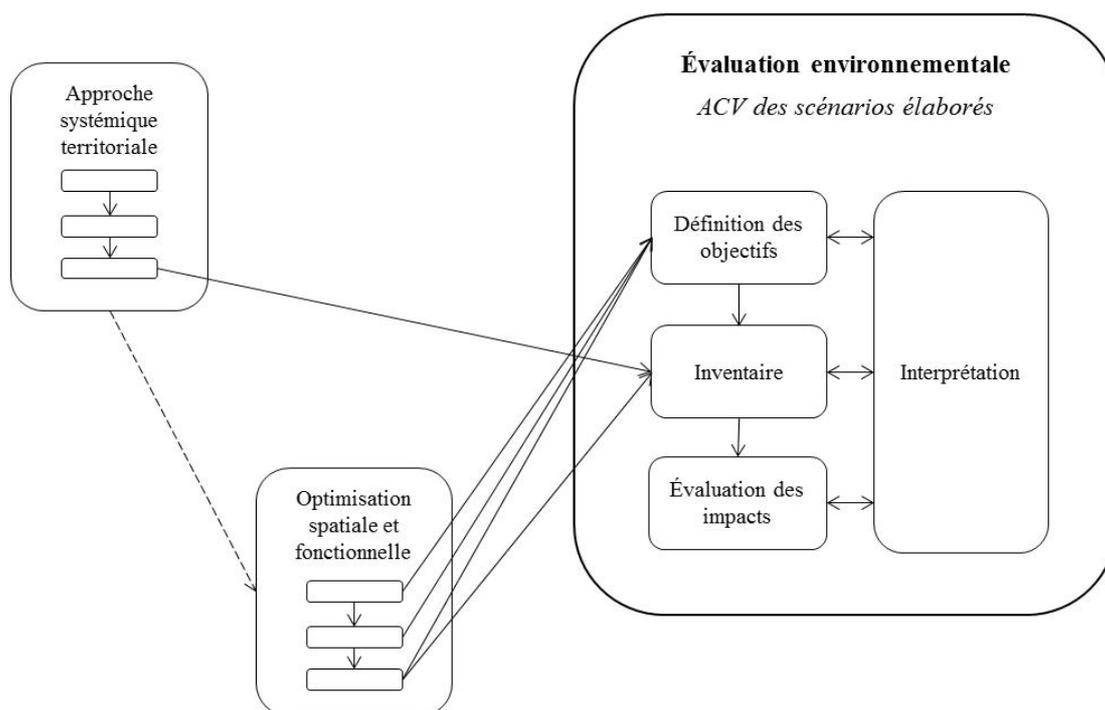


Figure 40 : Liens entre l'approche systémique territoriale et l'ACV

Compte tenu du contexte opérationnel, le territoire de la CARENE est retenu pour l'évaluation des impacts des scénarios générés. Cette dernière est menée en parallèle pour deux fonctions principales, afin d'étudier les variations de mise en œuvre et éventuellement de résultats dues à la multifonctionnalité du système. Les deux fonctions principales retenues correspondent aux enjeux mis en évidence par les résultats de l'approche systémique territoriale, à savoir le traitement des déchets et la production d'énergie renouvelable. Comme établi au § 1.2.1.6, les lignes directrices du scénario de base de méthanisation centralisée sont identiques pour ces deux fonctions. Toutefois, leurs implantations optimales sont susceptibles de varier.

2.1 Recherche d'implantation optimale au sein de la CARENE pour les scénarios générés

L'optimisation spatiale des scénarios dont les lignes directrices ont été établies passe par une analyse multicritère spatiale. Cette analyse, réalisée au moyen des SIG, repose sur un arbitrage entre

indicateurs d'implantation, décrits au chapitre précédent (cf. § 3.2.2.2). Dans le cas étudié de la CARENE, deux analyses sont exécutées : l'une pour optimiser le scénario de traitement des déchets et l'autre pour optimiser celui de production d'énergie. La sélection des indicateurs d'implantation est fonction des contraintes à satisfaire (qui sont communes aux deux scénarios) ; leur pondération est propre à chaque scénario pour refléter les différences de priorité entre contraintes selon la fonction principale.

2.1.1 Implantation du scénario de traitement des déchets

Dans cette configuration, la fonction retenue comme principale est le traitement des déchets organiques. L'enjeu porte avant tout sur les biodéchets des gros producteurs, conformément aux résultats des indicateurs de scénario. Les indicateurs d'implantation (c'est-à-dire les critères géographiques) à prendre en compte sont présentés par ordre d'importance.

1) Indicateur $Prod_{(cantines)}^s$

La fonction principale du scénario portant sur le traitement des déchets, c'est la localisation des producteurs du substrat principal qui est le critère le plus important. Il s'agit en l'occurrence des biodéchets des nouveaux gros producteurs (GP). En accord avec la volonté des acteurs locaux, la priorité parmi les GP est donnée aux cantines scolaires. La Figure 41 présente la répartition du gisement de biodéchets issu de ces producteurs, c'est-à-dire l'indicateur d'implantation $Prod_i^s$ appliqué aux cantines. Selon la méthodologie développée au chapitre II, ce gisement est estimé à l'échelle communale sur la base de la population scolarisée. Une estimation du gisement, plus précise en termes de tonnage et de localisation, a néanmoins été réalisée par Akajoule dans le cadre de l'étude de faisabilité, grâce à une enquête auprès des producteurs. Ces données sont donc utilisées pour l'analyse multicritère spatiale.

A partir de ces données ponctuelles, une carte d'*accessibilité* à ce gisement a été établie, représentant le temps de trajet minimal requis via le réseau routier, pour rallier un point de production (c'est-à-dire une cantine) depuis tout point d'un territoire (cf. Figure 42). La méthodologie détaillée de calcul d'une telle accessibilité est détaillée à l'Annexe XIII. Seules les cantines dont la production de biodéchets est supérieure à 10 t/an sont prises en compte, puisqu'il s'agit du seuil à partir duquel un producteur de biodéchets est soumis à une obligation de valorisation à compter de 2016.

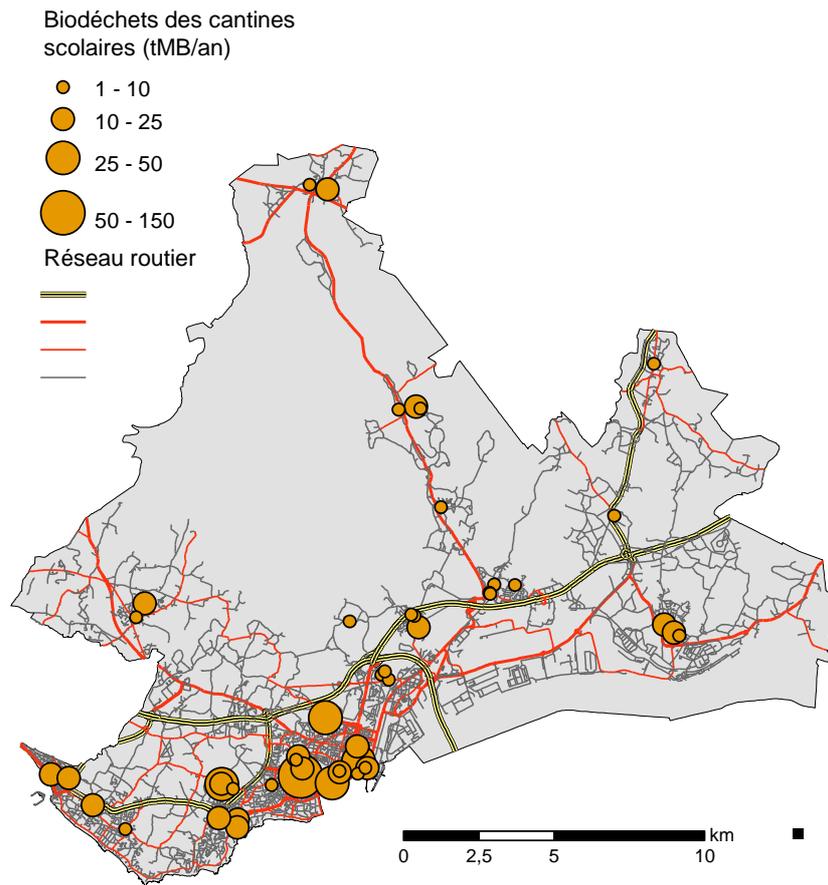


Figure 41 : Biodéchets des cantines scolaires : indicateur $Prod_{(cantine)}^s$

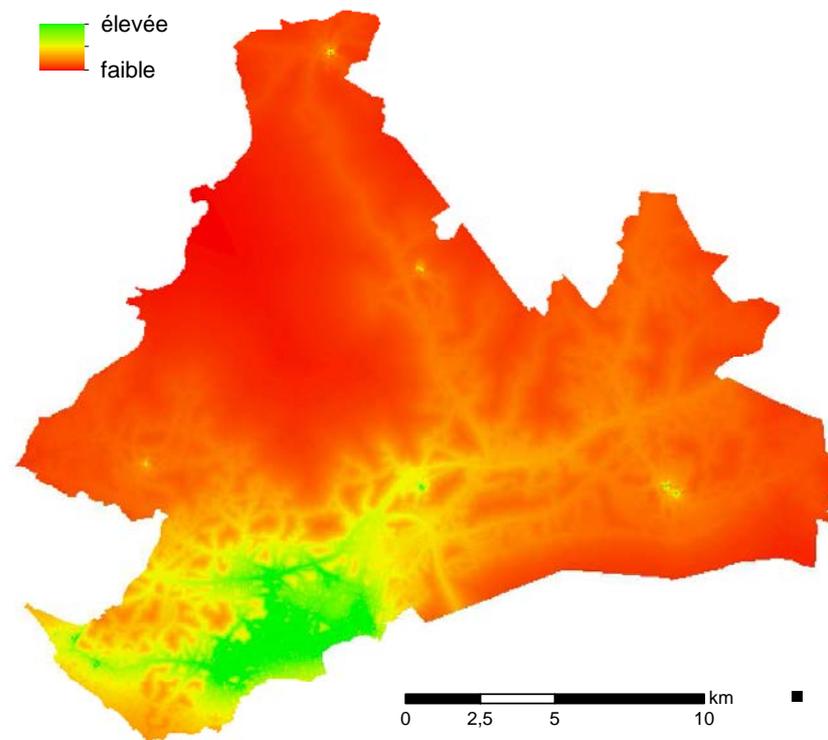


Figure 42 : Accessibilité aux biodéchets des cantines scolaires

L'accessibilité est fonction du tonnage de biodéchets produit par les cantines et de leur proximité du réseau routier, aussi n'est-il pas surprenant de reconnaître l'allure de la carte offerte par la Figure 41. Les zones où l'accessibilité est la plus élevée se situent au Sud-Ouest du territoire, notamment dans la commune de Saint-Nazaire, où sont concentrées les cantines et où le tissu routier est dense. Néanmoins, des zones plus isolées, à l'Est par exemple, présentent également une accessibilité élevée et peuvent être intéressantes.

2) Indicateurs ConsoQ^s et RGN^s

Le score de l'indicateur de scénario %EnR étant *contraignant*, il est nécessaire de valoriser au mieux l'énergie du biogaz. Les lignes directrices de scénario obtenues indiquent que tous les types de valorisation du biogaz peuvent être envisagés, à l'exception du biométhane carburant. Dans le contexte opérationnel de l'étude, les types de valorisation donnant lieu à un tarif d'achat sont privilégiés, c'est-à-dire la production d'électricité et l'injection dans le réseau de gaz naturel.

Les possibilités de raccordement au réseau électrique ne sont pas traduites par un indicateur géographique, en revanche il convient d'implanter l'installation à proximité de débouchés de valorisation de la chaleur, que représente l'indicateur ConsoQ^s. Dans le cadre de l'étude, sont retenues les zones industrielles et des zones de 100 m autour des piscines et des établissements sanitaires et sociaux (ESS) (cf. Figure 43).

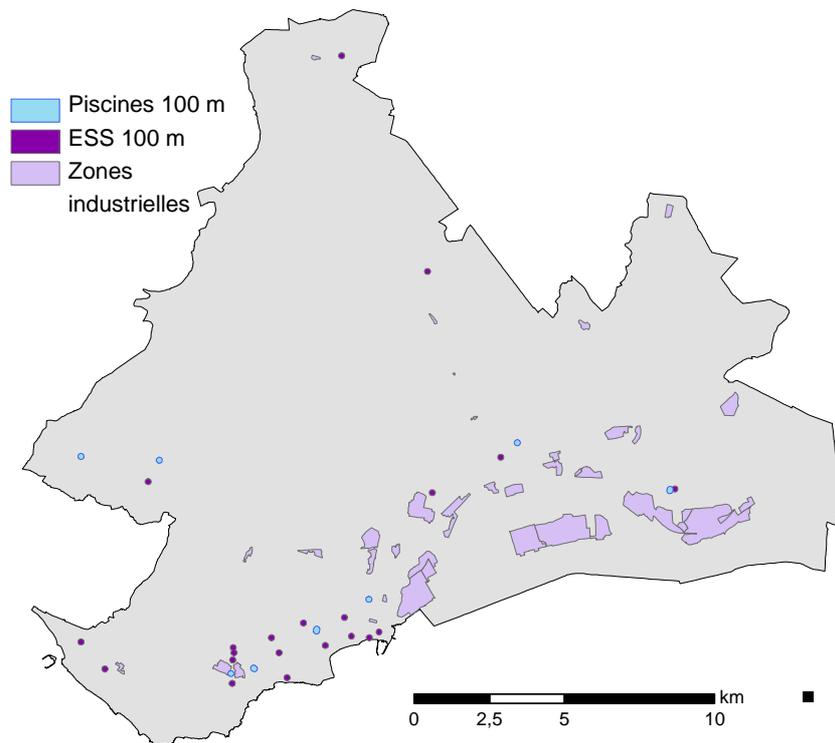


Figure 43 : Débouchés potentiels de valorisation de la chaleur : indicateur ConsoQ^s

A l'exception du Nord-Est, occupé par le marais de la Brière, les potentiels consommateurs de chaleur sont présents sur l'ensemble du territoire. Les piscines et ESS sont concentrées à Saint-Nazaire, où l'urbanisation est la plus dense ; tandis que les zones industrielles se situent

principalement le long de l'estuaire dans les communes de Trignac, Montoir-de-Bretagne et Donges, où l'activité industrielle est importante.

L'indicateur RGN^s est quant à lui construit à partir du tracé du réseau de transport de gaz naturel, digitalisé au moyen du logiciel ArcGis. Des zones tampon de 100 m sont tracées autour du réseau, sur les tronçons où l'injection n'est pas *impossible* (cf. Figure 44).

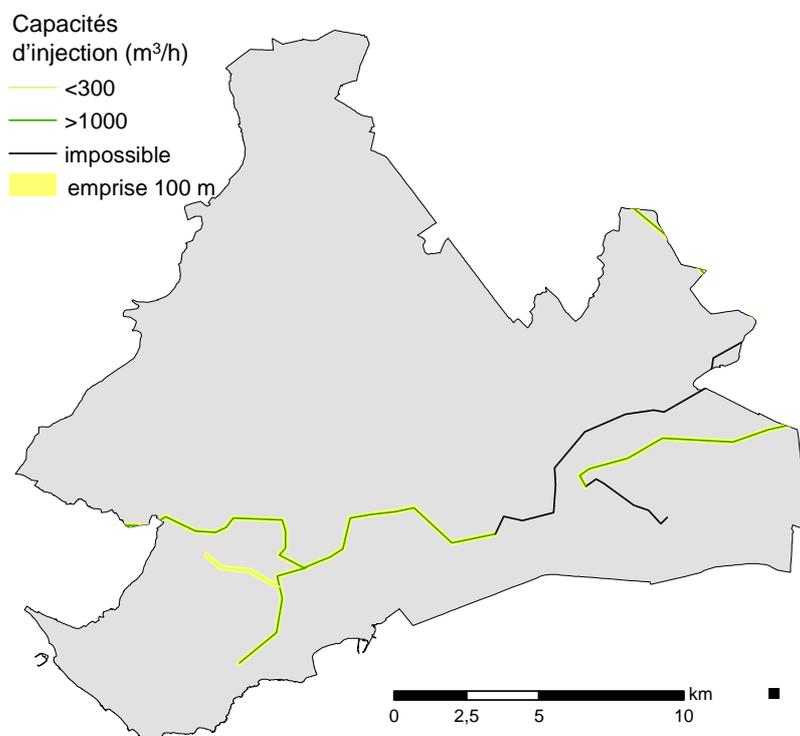


Figure 44 : Possibilités d'injection sur le réseau de transport du gaz naturel : indicateur RGN^s

Le réseau de transport traverse le territoire d'Est en Ouest dans son tiers inférieur, offrant majoritairement des possibilités d'injection pour un débit supérieur à $1\,000 \text{ m}^3/\text{h}$ de biométhane, mais toute la partie à l'Est est exclue de l'injection. Un autre tronçon du réseau de transport part vers l'Est depuis la commune de Donges, offrant également des possibilités d'injection pour un débit supérieur à $1\,000 \text{ m}^3/\text{h}$.

Concernant le réseau de distribution du gaz naturel, la seule donnée disponible est une information à la commune indiquant si elle est desservie ou non. Dans le cas de la CARENE, toutes les communes sont desservies par le réseau de distribution du gaz naturel, à l'exception de Besné. Le contexte local est donc *a priori* favorable à l'injection de biométhane dans le réseau de distribution. Toutefois, l'information à l'échelle communale est trop grossière pour en déduire un critère d'implantation, puisque la faisabilité de raccordement tient à 100 m d'éloignement du réseau. En l'absence de données géographiques sur son tracé, sa prise en compte dans l'analyse multicritère spatiale n'est donc pas pertinente.

3) Indicateur Epan^s

Puisque les lignes directrices de scénario prévoient d'épandre le digestat sans post-traitement (à l'exception d'une éventuelle séparation de phases), il convient d'assurer des débouchés d'épandage à proximité de l'installation. L'indicateur Epan^s, présenté à la Figure 45, exprime la densité des surfaces épandables par commune.

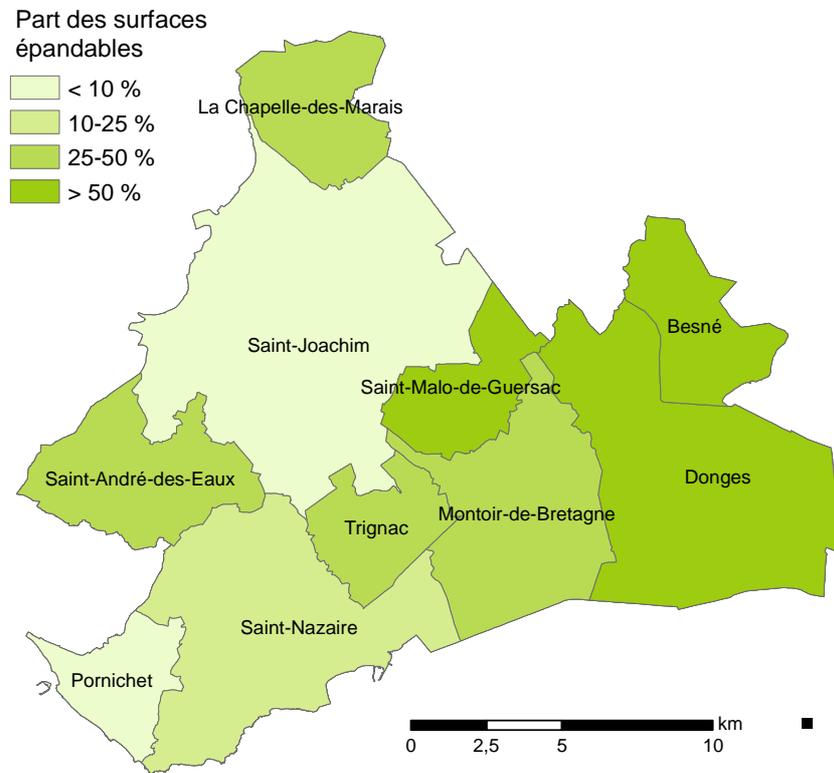


Figure 45 : Part des surfaces épandables dans les surfaces communales : indicateur Epan^s

Les communes à caractère rural se situent principalement à l'Est du territoire (Donges, Besné, Saint-Malo-de-Guersac), où les surfaces épandables représentent plus de 50 % de la surface communale. Les communes de Montoir-de-Bretagne, Trignac, Saint-André-des-Eaux et La-Chapelle-des-Marais, présentent aussi un intérêt, avec des surfaces comptant pour le quart à la moitié de surfaces épandables.

4) Indicateur Zexcl^s

L'indicateur Zexcl^s, pris en compte systématiquement, représente les zones du territoire où l'implantation d'une unité de méthanisation est impossible pour des raisons réglementaires (cf. Figure 46).

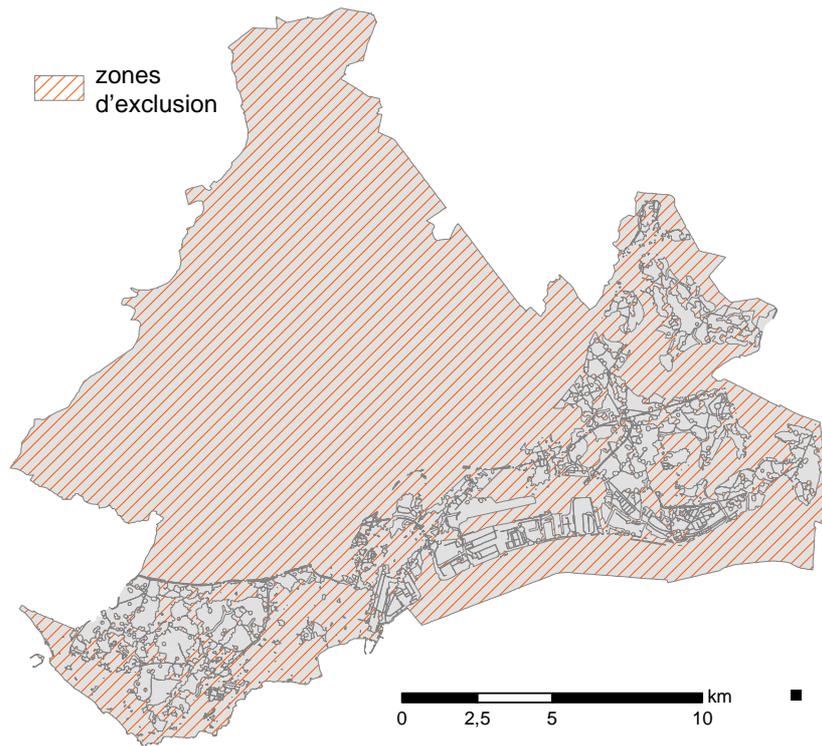


Figure 46 : Zones d'exclusion (indicateur Zexcl[®])

Les zones d'exclusion couvrent une part importante du territoire, du fait de vastes zones de protection (ZICO et ZNIEFF) résultant d'une part de la présence du marais et du littoral et d'autre part à la densité du tissu urbain donc de zones d'habitation. Ces nombreuses zones d'exclusion présentent l'avantage de contraindre fortement l'analyse multicritère spatiale, qui sera sans doute assez discriminante concernant les possibilités d'implantation.

L'analyse multicritère spatiale est exécutée au moyen de l'outil *Weighted Overlay* d'ArcGis. Cet outil consiste à superposer plusieurs couches d'informations au format matriciel en pondérant chacune d'elles selon l'importance qui lui a été attribuée. La Figure 47 illustre le principe sur lequel repose ce géotraitement : par exemple, pour la cellule en haut à gauche, le calcul effectué est $0,75*2 + 0,25*3 = 2,25$, qui est arrondi à 2.

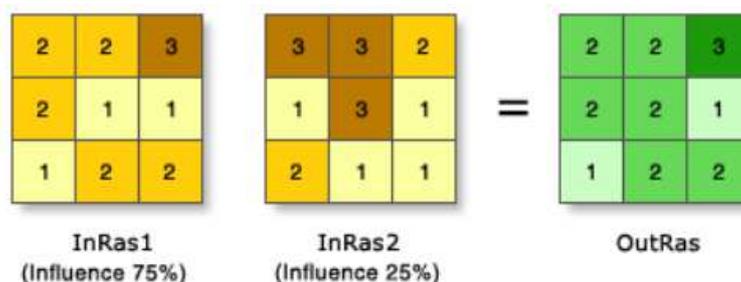


Figure 47 : Principe d'un géotraitement *Weighted Overlay* (source : ESRI)

Toutes les couches géographiques en entrée d'un géotraitement *Weighted Overlay* doivent être au format raster, dont les valeurs sont discrètes⁷⁶. A l'exception de l'indicateur Prod_(cantines)^s, décliné en raster sous forme d'une carte d'accessibilité, l'ensemble des indicateurs d'implantation sont donc convertis du format vectoriel au format raster, avec un résolution de 50 m. Les rasters sont ensuite *reclassifiés*⁷⁷ selon une plage de valeurs discrètes d'entiers compris entre 0 et 10. Enfin, chaque raster est affecté d'une pondération traduisant l'importance du critère qu'il exprime. Le Tableau 50 récapitule les plages de valeurs et la pondération attribuées aux critères d'implantation.

Tableau 50 : Pondération des indicateurs d'implantation pour le scénario de traitement des déchets

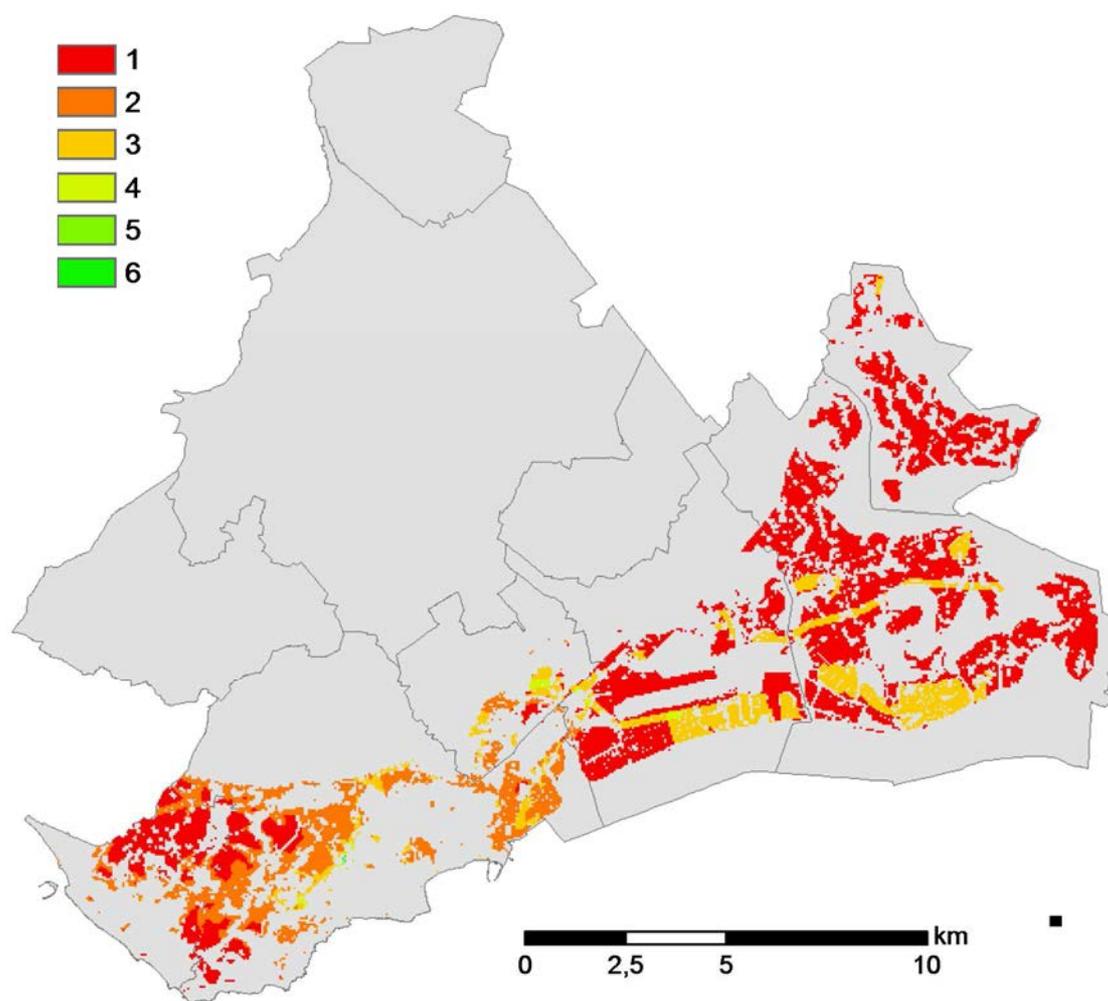
<i>Indicateur</i>	<i>Pondération</i>	<i>Critère</i>	<i>Valeur</i>
Prod_(cantines)^s	50 %	Accessibilité	-
		Faible	1
	
		Elevée	10
ConsoQ^s et RGN^s	30 %	Nombre de débouchés	-
		0	0
		1	4
		2	8
Epan^s	10 %	SAU/surface commune	-
		< 10 %	1
		10 à 25 %	2
		25 à 50 %	3
		> 50 %	4
Zexcl^s	10 %	Zone d'exclusion	-
		Oui	Exclu
		Non	0

Le critère d'accessibilité aux cantines scolaires est affecté du poids le plus important, de 50 %. Les critères de proximité du réseau de gaz et des consommateurs de chaleur, fusionnés dans une seule couche géographique, se voient attribuer un poids de 30 %. Enfin, un poids de 10 % est donné au critère de surfaces épanables ainsi qu'aux zones d'exclusion. Ce dernier raster sert en fait à déduire les zones impossibles lors de l'analyse multicritère ; les zones restantes correspondant à une valeur de 0, la pondération n'a donc pas d'influence sur ce critère.

⁷⁶ Par opposition aux *rasters continus*, dont les valeurs sont définies sur un intervalle infini, les cellules des *rasters discrets* ne peuvent prendre qu'un nombre limité de valeurs.

⁷⁷ Le géotraitement *Reclassify* d'ArcGis permet de convertir des rasters continus en rasters discrets.

Les résultats de l'analyse multicritère spatiale sont présentés à la Figure 48.



**Figure 48 : Zones préférentielles pour l'implantation du scénario de traitement des déchets
(plus le score est élevé, plus l'implantation est favorable)**

Plus le score d'une cellule est élevé, plus elle est favorable à l'implantation du scénario de méthanisation, selon les critères retenus et leur pondération. Selon cette configuration de traitement des déchets, les scores s'échelonnent entre 1 et 6. Cependant, la majorité des surfaces autorisées ont un score compris entre 1 et 3 ; les surfaces dont le score est supérieur à 3 sont peu nombreuses du fait qu'elles cumulent le plus de critères favorables. Les zones envisageables sont concentrées au Sud du territoire, du fait que les zones d'exclusion en couvrent tout le Nord.

2.1.2 Implantation du scénario Energie

L'enjeu considéré comme primordial dans cette configuration est la production d'énergie renouvelable par valorisation du biogaz. Les lignes directrices du scénario de méthanisation étant identiques à celles du scénario de traitement des déchets, les critères géographiques pris en compte

pour la recherche d'implantation optimale sont les mêmes (cf. § 2.1.1), mais l'ordre de leur importance change :

- 1) Débouchés de valorisation de la chaleur (indicateur ConsoQ^s) ;
- 2) Possibilités d'injection dans le réseau de transport du gaz naturel (indicateur RGN^s) ;
- 3) Accessibilités aux cantines scolaires (indicateur Prod_(cantines)^s) ;
- 4) Part des surfaces épandables (indicateur Epan^s) ;
- 5) Zones d'exclusion (indicateur Zexcl^s).

La pondération des critères est donc modifiée (cf. Tableau 51).

Tableau 51 : Pondération des indicateurs d'implantation pour le scénario de production d'énergie

<i>Indicateur</i>	<i>Pondération</i>	<i>Critère</i>	<i>Valeur</i>
ConsoQ^s et RGN^s	50 %	Nombre de débouchés	-
		0	Exclu
		1	4
		2	8
Prod_(cantines)^s	30 %	Accessibilité	-
		Faible	1
	
		Elevée	10
Epan^s	10 %	SAU/surface commune	-
		< 10 %	1
		10 à 25 %	2
		25 à 50 %	3
		> 50 %	4
Zexcl^s	10 %	Zone d'exclusion	-
		Oui	Exclu
		Non	0

La priorité est donnée aux critères de proximité du réseau de gaz et des consommateurs de chaleur, avec un poids de 50 %, tandis qu'un poids de 30 % est attribué à l'accessibilité aux cantines. Une autre variation par rapport à la configuration précédente réside dans les valeurs correspondant au nombre de débouchés pour la valorisation du biogaz : puisqu'elle est primordiale dans ce scénario, les zones ne comprenant aucun débouché sont exclues lors de l'analyse multicritère. Les valeurs et la pondération des critères de surfaces épandables et zones d'exclusion sont inchangées.

Les résultats de cette deuxième analyse multicritère spatiale sont présentés à la Figure 49.

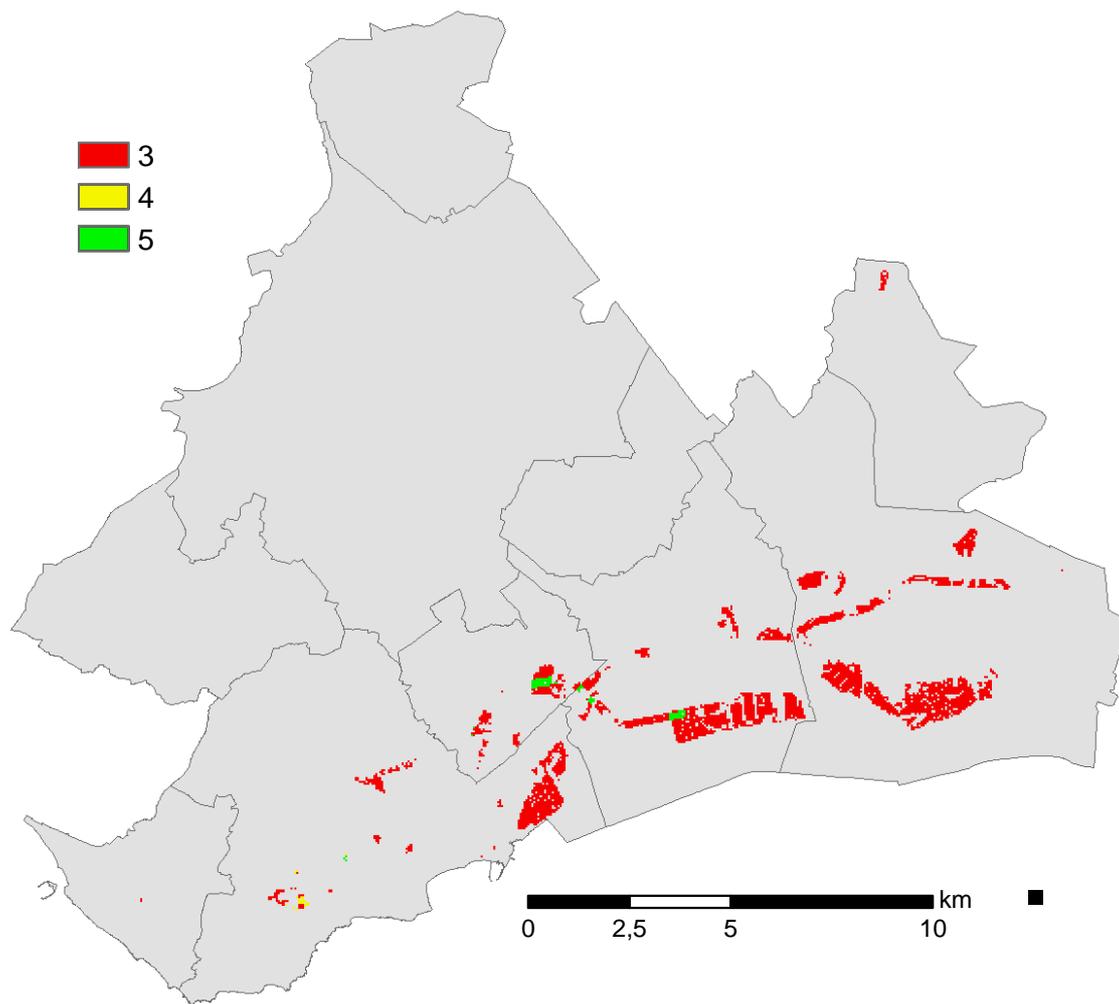


Figure 49 : Zones préférentielles pour l'implantation du scénario de production d'énergie

Selon cette seconde configuration, de production d'énergie, les scores s'échelonnent entre 3 et 6, et la majorité des surfaces autorisées ont un score égal à 3. Les zones intéressantes se situent également principalement au Sud du territoire, mais sont beaucoup moins étendues que dans la configuration de traitement des déchets. Cette différence s'explique par le fait que dans le cas de traitement des déchets, la valorisation de l'énergie n'étant pas le critère primordial, le système de pondération est défini tel que les zones ne comprenant aucun débouché de valorisation sont affectées d'une valeur égale à 0 pour ce critère. Dans le second cas en revanche, la production d'énergie étant la fonction principale du scénario, l'impossibilité de valoriser le biogaz à proximité de l'unité est considérée discriminatoire, c'est pourquoi ces mêmes zones sont exclues de l'analyse multicritère spatiale. Les zones autorisées sont donc plus restreinte que dans le premier cas, puisqu'elles correspondent aux seules zones avec un débouché énergétique.

2.1.3 Pondération des indicateurs et analyse multicritère

Il apparaît que les zones préférentielles pour l'implantation d'un scénario de méthanisation dépendent de la pondération des critères géographiques. Ce constat, prévisible, souligne les précautions à prendre lors de telles analyses multicritères. Le choix d'un site d'implantation ne peut en aucun cas être retenu sans le concours des acteurs locaux. Les indicateurs d'implantation et l'analyse multicritère spatiale peuvent alors constituer une base de discussion.

Dans cette démarche, une perspective qui mérite d'être envisagée, écartée dans le cadre de ce travaux car s'éloignant du cœur de la problématique initiale, est le recours aux outils d'analyse multicritère. Par exemple, les méthodes ELECTRE (pour *élimination et choix traduisant la réalité*), issues des travaux de Roy⁷⁸, sont des méthodes non compensatoires d'aide à la décision. Ces méthodes consistent à comparer des solutions deux à deux, parmi une liste de solutions possibles ; elles résultent en une relation de surclassement qui permet de constater une situation d'indifférence, de préférence ou d'inacceptabilité (effet de *veto*). Les recherches de Roy, ont notamment été prolongées et appliquées à des problématiques environnementales à la fin des années 90 par Maystre et Bollinger⁷⁹.

⁷⁸ L'ouvrage de Bernard Roy paru en 1985 fait référence dans les sciences de la décision : ROY, B., *Méthodologie multicritère d'aide à la décision*, éd. Economica, 1985, 424 p.

⁷⁹ MAYSTRE, L.Y., BOLLINGER, D., *Aide à la négociation multicritère – Pratique et conseils*, EPFL, Presses polytechniques et universitaires romandes, 1999, 208 p.

2.1.4 Choix d'un site d'implantation

En accord avec le contexte opérationnel, l'implantation retenue par la suite, commune aux deux scénarios (traitement des déchets et production d'énergie), est celle de l'unité actuellement en projet au sein du territoire (cf. Figure 50).

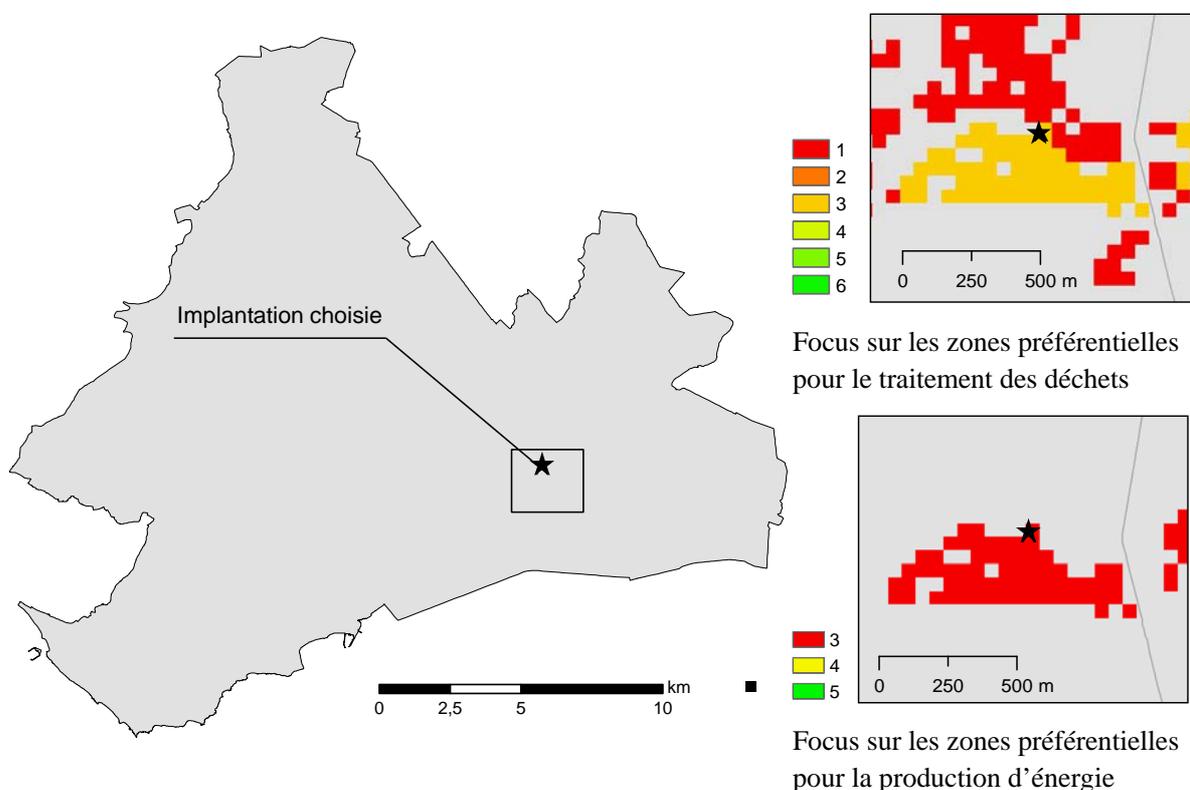


Figure 50 : Lieu d'implantation retenu, commun aux deux scénarios de méthanisation

Ce site a été retenu par le développeur du projet selon des critères qui diffèrent de ceux pris en compte dans le cadre de l'analyse multicritère spatiale. L'unité de méthanisation sera implantée sur le site d'un industriel spécialisé dans le transport de déchets ; ce dernier est associé au projet, car il fournira des substrats méthanisables d'intérêt énergétiques tels que des déchets d'IAA. Toutefois, ce gisement ne ressort pas comme prioritaire de l'approche systémique territoriale présentée dans ce chapitre. De plus, le site retenu permettra de valoriser le biogaz produit par injection dans le réseau de distribution du gaz naturel, ce qui constitue un argument favorable supplémentaire au regard du développeur. Or, ce critère n'a pas pu être pris en compte lors de l'analyse multicritère spatiale, faute de données.

Ce choix d'implantation illustre ainsi un écart entre la démarche théorique d'analyse multicritère spatiale, mise en œuvre de manière délibérément déconnectée des décideurs dans le cadre spécifique des travaux de thèse, et la réalité opérationnelle. Localisé au sein d'une zone industrielle, le site retenu satisfait néanmoins aux contraintes spatiales résultant de la démarche théorique, et ce quelle que soit la configuration étudiée (traitement des déchets ou production d'énergie), comme le montre la Figure 50, la zone d'implantation présentant dans les deux cas un score de 3.

2.2 Présentation générale des scénarios étudiés

Un scénario de méthanisation correspondant au projet en cours au niveau du territoire, appelé *Métha* dans la suite du texte, sert de base commune à deux alternatives : le scénario *Métha.E*, dont la fonction principale est la production d'EnR et *Métha.D*, dont la fonction principale est le traitement de déchets.

Considérer un scénario commun aux deux fonctions permet de mettre en évidence les variations induites par les hypothèses de modélisation directement liées à la multifonctionnalité, à savoir les substitutions et les scénarios de référence utilisés pour la comparaison.

L'unité de méthanisation traitera essentiellement des déchets organiques industriels et valorisera le biogaz produit par injection dans le réseau de distribution de gaz naturel.

La modélisation des scénarios et l'exploitation des résultats d'évaluation des impacts environnementaux ont fait l'objet d'un stage de fin d'études d'ingénieur de six mois, réalisé par Antoine ESNOUF.

2.2.1 Définition des unités fonctionnelles

L'unité fonctionnelle (UF) sert de base de comparaison entre le scénario de méthanisation et un scénario de référence. Deux unités fonctionnelles distinctes ont donc été formulées pour traduire les deux fonctions principales étudiées.

L'unité fonctionnelle correspondant à la fonction de traitement des déchets est : *gérer 14 643 tonnes de déchets et résidus organiques dont 1 508 tonnes de biodéchets issus de gros producteurs du territoire sont valorisés organiquement*. Ces tonnages correspondent aux flux qui ont été estimés dans le cadre de l'étude opérationnelle comme pouvant être traités en un an. Il est important de spécifier que les biodéchets des gros producteurs doivent être *valorisés organiquement*, puisqu'il s'agit d'une contrainte réglementaire et que les résultats de l'approche systémique ont montré qu'elle présente un enjeu pour la CARENE. Le terme *gérer* (terme consacré et rassemblant la collecte, le traitement et la valorisation des déchets de manière générale) autorise en revanche une souplesse quant au choix des filières qui seront comparées à la méthanisation pour le traitement des cosubstrats.

L'unité fonctionnelle correspondant à la fonction de production d'énergie renouvelable est : *produire localement 1 410 tep d'énergie renouvelable*. Cette quantité d'énergie correspond à la valeur de production énergétique annuelle issue de la simulation technico-économique de l'étude opérationnelle. Le choix des tep permet de s'affranchir de la forme sous laquelle est produite l'énergie, et ainsi de comparer une large gamme de filières d'EnR.

2.2.2 Substitutions

Que la fonction principale considérée soit celle de traitement des déchets ou de production d'énergie, l'unité de méthanisation modélisée demeure un système multifonctionnel, c'est-à-dire

qu'elle remplit systématiquement ces deux fonctions, ainsi que d'autres fonctions telles que la production d'un digestat. Ces cofonctions sont prises en compte selon la méthode d'extension des frontières du système, également appelée de substitution (cf. Figure 51), qui est la méthode recommandée par la norme ISO 14 040 et la plus répandue pour ce type de filières (cf. § 3.3.3 du chapitre I).

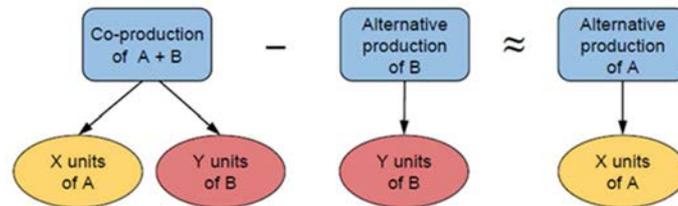


Figure 51 : Résolution de la multifonctionnalité par substitution par soustraction (source : EC, 2010)

Pour le système de méthanisation étudié :

- la production d'énergie par valorisation du biogaz est supposée se substituer à une source d'énergie classique lorsque la fonction de traitement des déchets est la fonction principale du système de méthanisation (*Metha.D*, cf. Figure 52) ;
- le traitement de déchets et résidus organiques est supposé se substituer aux filières classiques de gestion de ces déchets et résidus lorsque la fonction de production d'énergie est la fonction principale du système de méthanisation (*Metha.E*, cf. Figure 52).

En première approche, la cofonction que constitue également la production d'un digestat par le procédé de méthanisation n'est pas prise en compte ; la substitution du digestat à des engrais minéraux sera étudiée en analyse de sensibilité.

2.2.3 Scénarios de référence D.réf et E.réf

Les performances environnementales de chaque scénario de méthanisation sont évaluées en comparaison à un scénario alternatif, dit *de référence* (cf. Figure 52). Le scénario Métha.D est ainsi comparé à un scénario de traitement des déchets organiques par incinération et compostage et de gestion classique des effluents agricoles (stockage puis épandage), tandis que le scénario Métha.E est comparé à un mix énergétique de différentes filières de production d'EnR.

Les scénarios Métha.D et Métha.E sont à comparer avec leur filière de référence respective et ne peuvent en aucun cas être comparés l'un à l'autre, puisqu'ils remplissent des fonctions différentes.

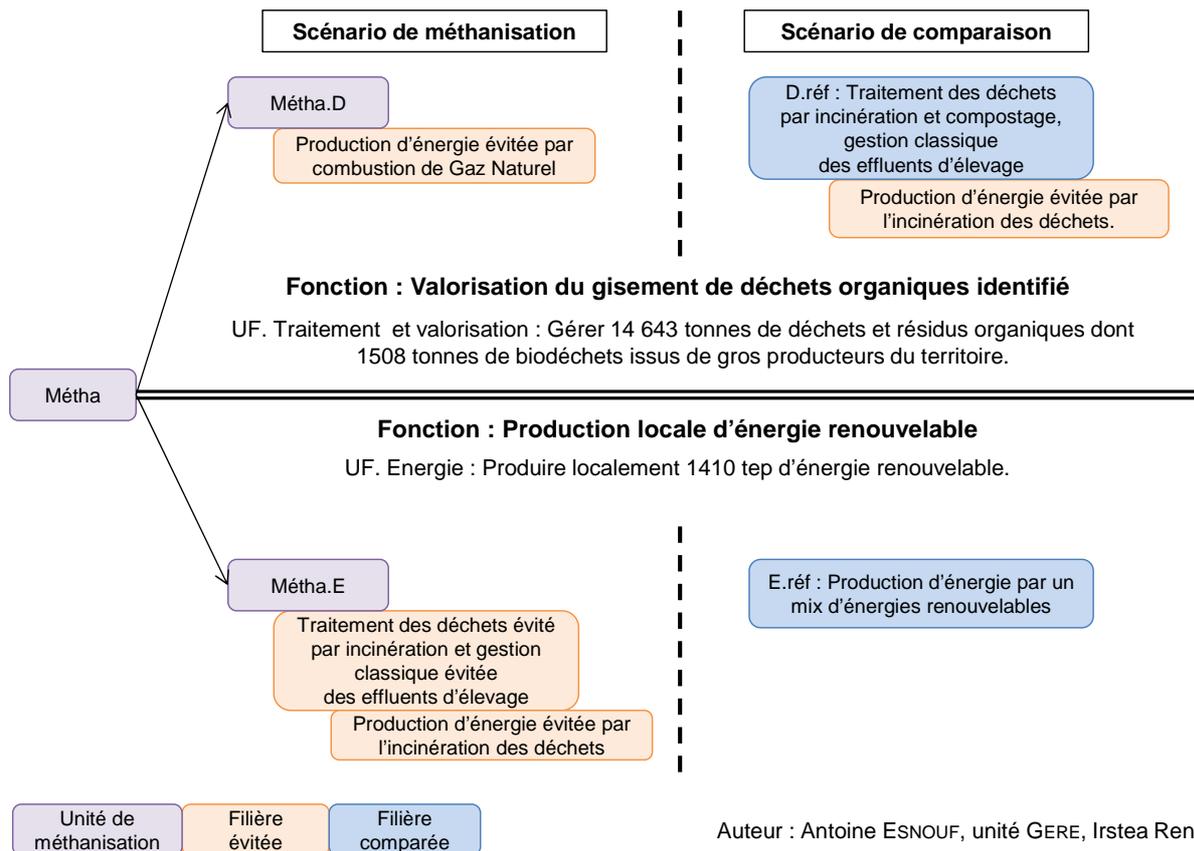


Figure 52 : Les différents scénarios étudiés

2.3 Modélisation des scénarios

Au sein de cette partie, la modélisation de la filière de méthanisation (scénario Métha), qui constitue le cœur de ces travaux de thèse, est présentée de manière détaillée. Ainsi, les équations de transformation de la matière, les facteurs d'émissions, les types de procédés, etc. retenus sont explicités.

Le scénario Métha sert de base commune aux scénarios (i) de traitement des déchets par méthanisation (Métha.D) et (ii) de production d'énergie renouvelable par méthanisation (Métha.E). Ces deux scénarios intègrent à la modélisation de Métha la substitution des cofonctions. Ces dernières sont choisies de manière à représenter le plus fidèlement possible les filières actuelles qui pourraient être remplacées par une filière de méthanisation.

Les scénarios de référence, D.réf pour le traitement des déchets et E.réf pour la production d'énergies renouvelables, représentent quant à eux des filières hypothétiques de type prospectif à moyen terme. La description de ces scénarios de comparaison est moins détaillée que celle de Métha, se limitant à la présentation des étapes et des procédés retenus.

2.3.1 Méthodes et outils

Le logiciel d'ACV utilisé pour la modélisation des scénarios et la quantification des impacts environnementaux est le logiciel propriétaire GaBi 6, développé par PE International. Les bases de données PE et EcoInvent ont notamment été mobilisées.

La modélisation des systèmes au moyen du logiciel GaBi s'organise en *plans*, selon différents niveaux. Les plans regroupent les procédés, éléments représentant les différentes étapes du cycle de vie liés par des flux entrants et sortants de matière ou d'énergie, qui constituent le système. Les procédés communs à un même *module* de l'installation modélisée sont réunis au sein de *sous-plans*. Tous les procédés sont paramétrés, ainsi que certains sous-plans. Le paramétrage, qui concerne par exemple des taux de rendement de conversion énergétique, des facteurs d'émission, etc., permet de lier les entrées aux sorties du modèle et donc de faciliter la modification ou le réemploi de ce dernier ainsi que la vérification du bilan de matière et d'énergie, contrairement à une simple approche *input/output*.

Le modèle de méthanisation a été développé en concordance avec celui qui constitue le logiciel Bioptigaz développé par Akajoule. Bioptigaz simule le fonctionnement et optimise le dimensionnement d'unités de méthanisation dans le cadre d'études de faisabilité technico-économiques. Il a été utilisé pour la modélisation des étapes d'hygiénisation des substrats et de digestion anaérobie, la vérification des bilans de matière et la caractérisation des substrats.

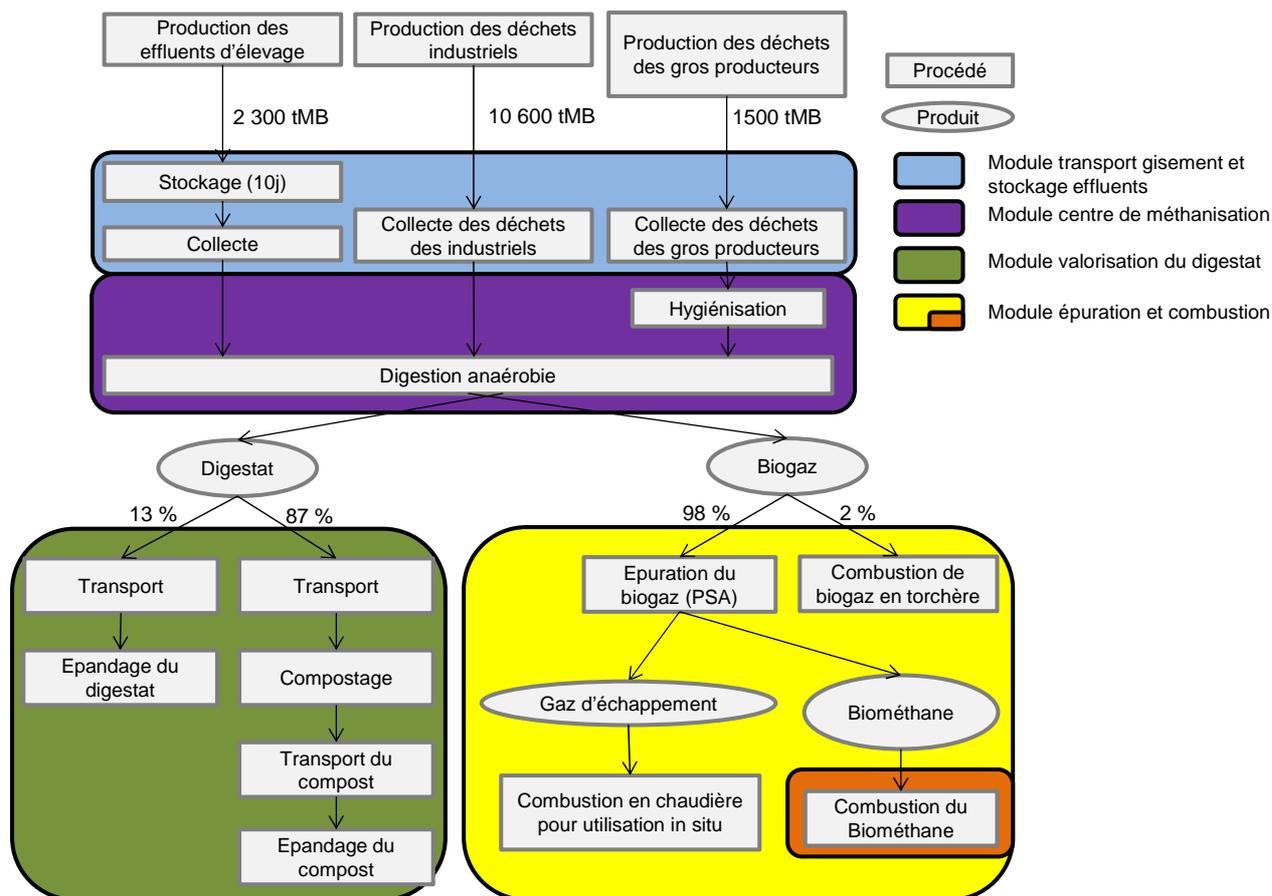
D'autres logiciels ont par ailleurs servi à la modélisation des scénarios :

- ArcGis, logiciel de SIG, pour le calcul des distances de transport ;
- Bio-methane Calculator, logiciel libre développé par Bio-methane Regions, pour validation du modèle d'épuration du biogaz ;
- DIGES 2.0, logiciel libre développé par l'IRSTEA, pour les taux de conversion de la matière organique en biogaz.

La vérification du bouclage des flux de matière et d'énergie tout au long de la filière est réalisée, via notamment un suivi élémentaire du carbone et de l'azote.

2.3.2 Modélisation de la filière de méthanisation

Le scénario Métha, dont la Figure 53 offre un synoptique, correspond à l'unité de méthanisation dont le projet est en cours au sein de la CARENE. Il s'agit d'une unité centralisée valorisant des résidus agricoles, industriels et des gros producteurs. Le biogaz produit est épuré en biométhane et injecté dans le réseau de distribution. Le digestat est en partie épandu brut sur des surfaces agricoles de la CARENE ; le reste est dirigé vers une filière de compostage hors du territoire. Les étapes de construction des infrastructures ne sont pas incluses dans les frontières du système, de même que les étapes de transport et de distribution du biométhane, car considérées comme négligeables sur l'ensemble du cycle de vie.



Auteur : Antoine ESNOUF, unité GERE, Irstea Rennes, juin 2014

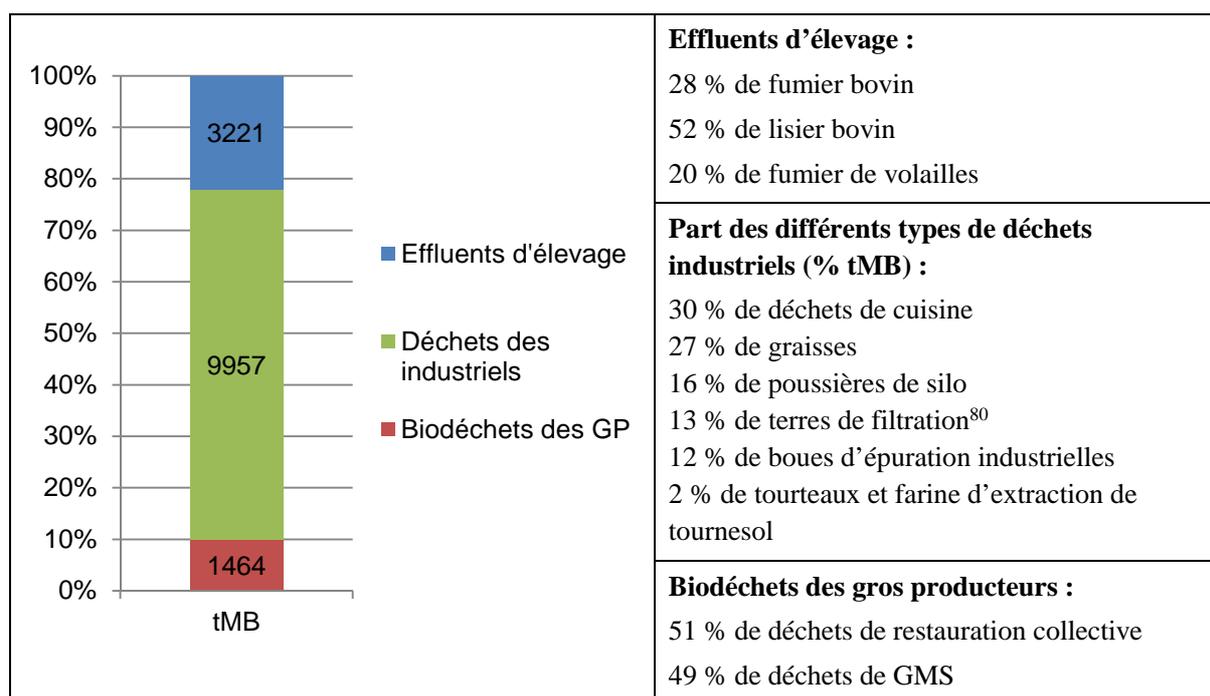
Figure 53 : Synoptique du scénario Métha

2.3.2.1 Substrats

Le détail des types de substrats entrant dans le méthaniseur est présenté au Tableau 52. La composition globale du mélange de substrats entrant dans le digesteur (taux de MS, BMP moyen, teneur en N, P, K...) a été déterminée via la caractérisation des substrats fournie par la base de données propriété d'Akajoule (cf. § 2.3.3.3 du chapitre II).

Le mélange des substrats est constitué à près de 70 % de déchets des industriels, dont plus de la moitié sont des déchets de cuisine et des graisses, aux potentiels énergétiques élevés. Les effluents d'élevage (fumier et lisier bovins et fumier de volailles), issus de deux exploitations intensives du territoire, représentent 20 % du tonnage total. Enfin, les déchets des gros producteurs (GMS et restauration collective) comptent pour 10 % du mélange.

Tableau 52 : Part des différents résidus traités par le scénario Métha (% tMB)



2.3.2.2 Transport

Les étapes de transport se produisent lors de la collecte des substrats, d'une part, et lors du transport du digestat, d'autre part. L'ensemble des entités du système étant géoréférencées, les distances de transport peuvent être calculées précisément grâce aux SIG.

Au total, 53 types de substrats, se différenciant soit par leur nature soit par leur lieu de production, sont mobilisés par l'unité de méthanisation. Afin de simplifier la modélisation du transport de ces substrats entre leur lieu de production et l'installation, dont les distances varient entre 3 et 22 km, 43 types ont été regroupés selon cinq archétypes. Un archétype regroupe alors les substrats de même nature et issus d'une même catégorie de producteurs, et permet de calculer des distances moyennes pondérées par les tonnages transportés. La modélisation du transport des substrats est détaillée à l'Annexe XVII.

Il est à noter que les distances de transport sont majorées par une telle modélisation, qui ne considère pas de collecte organisée entre différents gisements situés à proximité les uns des autres.

2.3.2.3 Hygiénisation

Les substrats contenant des sous-produits animaux (SPAN), tels que les déchets de cuisine, doivent subir un prétraitement d'hygiénisation avant d'être introduits dans le digesteur, qui consiste à porter la matière à une température de 70 °C pendant au moins une heure.

⁸⁰ Résidus de procédé d'épuration des huiles alimentaires.

Ce procédé requiert un apport d'électricité et de chaleur, calculés selon (15) et (16) :

$$(15) \quad Q = \alpha * MB_h$$

$$(16) \quad E = \beta * MB_h$$

Q : énergie thermique nécessaire (KWh_{th})

E : énergie électrique nécessaire (KWh_e)

α, β : besoins en chaleur (kWh_{th}/tMB) et en électricité (kWh_e/tMB) ; valeurs confidentielles

MB_h : tonnes de matière brute à hygiéniser.

La chaleur utilisée est produite par combustion des gaz d'échappement de l'épuration du biogaz et par le biométhane, en appoint lorsque les gaz d'échappement sont insuffisants. L'électricité provient du mix électrique français.

2.3.2.4 Digesteur

Le module de digestion anaérobie regroupe l'alimentation énergétique du digesteur et les productions de biogaz et de digestat.

a. Alimentation énergétique

Le procédé de méthanisation est mené en voie sèche en condition mésophile (autour de 37 °C). Les substrats hygiénisés sont supposés entrer dans le digesteur à la bonne température, sans qu'un nouvel apport de chaleur soit nécessaire. Les déchets non hygiénisés sont portés à la température voulue par un apport de chaleur (produite, comme pour l'hygiénisation, par la combustion d'une partie des gaz produits sur le site) dont la quantité est calculée selon (17) :

$$(17) \quad Q = c_e * MB_{nh} * (T_{dig} - T_{ext}) / (3,6. 10^6)$$

Q : énergie thermique (kWh_{th})

c_e : capacité thermique massique de l'eau (J.K⁻¹.kg⁻¹)

MB_{nh} : tonnes de matière brute non hygiénisée

T_{dig}, T_{ext} : température du digesteur et température extérieure (K)

Les pertes thermiques à travers les parois du digesteur sont considérées négligeables. Une consommation électrique liée à l'apport des matières et au mélange des substrats est calculée de la même manière que pour l'hygiénisation, à partir de l'équation (16).

b. Production de biogaz

Le volume de méthane récupéré en sortie de digesteur est calculé selon l'équation (18). Les valeurs de BMP caractérisant les substrats étant généralement obtenues en conditions de laboratoires, il est

considéré que 78 % seulement de ces BMP sont obtenus en conditions réelles, conformément à la méthodologie de DIGES⁸¹.

$$(18) \quad V_{CH_4} = 0,78 * (1 - 0,05) * MO_{mélange} * BMP_{mélange}$$

V_{CH_4} : volume de méthane valorisable (m³)

$MO_{mélange}$: tonnes de matière organique contenue dans le mélange des substrats

$BMP_{mélange}$: potentiel méthanogène moyen du mélange des substrats (m³ CH₄/tMO)

0,78 : taux de production de méthane (source : DIGES 2.0)

0,05 : taux de fuites de biogaz (valeur arbitraire)

Le volume de CO₂ en sortie du digesteur est calculé en fonction du volume de CH₄ et de la composition moyenne du biogaz, déterminée grâce aux données issues de Bioptigaz. Il est par ailleurs considéré qu'une quantité d'eau s'évapore par mètre cube de biogaz produit (valeur issue de l'expertise d'Akajoule) et que le biogaz contient une teneur en H₂S de 50 ppmv (valeur par défaut du logiciel Biométhane Calculator).

Les fuites diffuses de biogaz au niveau du digesteur, dont les valeurs, incertaines, varient grandement dans la littérature, ont en première approche été arbitrairement fixées à 5 % du biogaz produit. Ces fuites correspondent à des émissions atmosphériques de CH₄, CO₂ et H₂S.

c. Production de digestat

La masse de digestat est ensuite déterminée par un bilan massique selon les équations (19) et (20).

$$(19) \quad MS_{digestat} = MS_{mélange} - (m_{CH_4} + m_{CO_2})$$

$$(20) \quad MB_{digestat} = MB_{mélange} - (m_{CH_4} + m_{CO_2} + m_{H_2O \text{ évaporée}})$$

MS : tonnes de matière sèche

MB : tonnes de matière brute

m_i : masse du gaz i

Les pertes de H₂S dans le biogaz ont été considérées pour les impacts que celles-ci peuvent générer (notamment vis-à-vis de l'épuration), mais ces pertes sont négligeables du point de vue du bilan de matière et n'ont donc pas été considérées lors de la caractérisation en MS et MB du digestat. Les masses d'azote, de phosphore et de potassium sont inchangées par le processus de digestion anaérobie ; leur teneur dans le digestat est calculée selon le tonnage de matière sèche en sortie du digesteur.

⁸¹ *Digestion anaérobie et Gaz à Effet de Serre, Application pour le calcul du bilan des émissions de gaz à effet de serre des installations de digestion anaérobie*, version 2.0, guide méthodologique établi par le Cemagref, octobre 2009.

2.3.2.5 Valorisation du biogaz

La majeure partie du biogaz sortant du digesteur est épurée en biométhane, puis injectée dans le réseau de distribution du gaz naturel et consommé par combustion en chaudière. Du fait d'opérations de maintenance ou de fluctuations de la production et de la demande, une petite partie du biogaz produit ne peut être valorisée et est donc brûlée en torchère. Cette partie est fixée à 2 % du biogaz produit, seuil inférieur établi par l'ADEME dans un rapport sur les performances environnementales des différents modes de valorisation du biogaz (ADEME, 2007).

a. Combustion en torchère

Les émissions vers l'atmosphère de CH₄, CO₂, CO, NO_x et SO_x lors de la combustion du biogaz sont prises en compte via les facteurs d'émissions synthétisés au Tableau 53.

Les émissions de CO₂ sont calculées comme égales à la quantité de CO₂ entrant dans la torchère, à laquelle s'ajoute le carbone introduit sous forme de CH₄ et ayant réagi totalement par combustion (21) :

$$(21) \quad m CO_2 \text{ émis} = m CO_2 \text{ biogaz} + \left(m CH_4 \text{ biogaz} - (m C_{CH_4} \text{ émis} + m C_{CO} \text{ émis}) \right) * \frac{M_{CO_2}}{M_C}$$

Tableau 53 : Facteurs d'émissions de la combustion du biogaz (adaptés du rapport de l'ADEME de 2007 et de la base de données EcoInvent)

	Facteurs d'émission (g.Nm³ de biogaz vers la torchère)
NO _x	0,2
SO _x	0,5
CH ₄	4,1
CO	7,17
CO ₂ (bio)	Cf. (21)

Ce modèle de réaction de combustion est également utilisé pour les procédés faisant intervenir une combustion de biométhane, de gaz d'échappement et de gaz naturel.

b. Epuration et valorisation du biométhane

Le biogaz subit tout d'abord une désulfuration, dont les procédés existants sont principalement la précipitation du soufre dans le digesteur, la désulfuration biologique, le lavage aux oxydants chimiques et l'adsorption sur oxyde métallique ou charbon actif. Le procédé modélisé est le lavage aux oxydants chimiques, l'un des plus courants. Le H₂S est tout d'abord piégé en phase aqueuse

par de la soude en produisant du sulfure de sodium selon l'équilibre présenté en (22). L'ajout d'hypochlorite de sodium (NaOCl) permet de stabiliser le soufre en sulfate de sodium (23).



Les réactifs sont considérés en excès (une fois et demie par rapport aux coefficients stœchiométriques d'équilibre) afin de refléter la réalité opérationnelle.

Après la désulfuration, le CO₂ est extrait du biogaz par un procédé d'adsorption par variation de pression (PSA pour *pressure swing adsorption*). Deux gaz résultent de ce procédé : le biométhane, composé à 97 % de CH₄ et les gaz d'échappement, composés à 96 % de CO₂. Les débits de sortie de ces deux gaz sont calculés selon les équations du logiciel Bio-methane Calculator (24) et (25) :

$$(24) \quad D_{\text{biométhane}} = D_{\text{biogaz}} * \frac{(\%CH_4 \text{ biogaz} - \%CH_4 \text{ gaz échap})}{(\%CH_4 \text{ biométhane} - \%CH_4 \text{ gaz échap})}$$

$$(25) \quad D_{\text{gaz échap}} = D_{\text{biogaz}} - D_{\text{biométhane}}$$

L'adsorbant, constitué de charbon actif ou de zéolithe, a une durée de vie d'environ 15 ans et n'est donc pas inclus dans les frontières du système, considéré, comme les infrastructures, négligeable du fait de son temps d'amortissement. Une consommation électrique de 0,25 kW_e/m³ de biogaz (d'après Bio-methane Calculator) est estimée pour ce procédé. Des émissions atmosphériques de CH₄ et de CO₂ sont prises en compte, correspondant à un taux de fuites de 1% du biométhane épuré (Jury et coll., 2010).

Avant d'être injecté dans le réseau, le biométhane est finalement odorisé par ajout de tétrahydrothiophène. Ce composé, ajouté à 40 mg/m³ de biométhane (soit quelques dizaines de kg pour le scénario étudié), est cependant absent des bases de données PE et EcoInvent. Il n'est donc pas modélisé par manque de données et constitue alors une limite de robustesse des résultats en faveur du scénario Métha.

Le biométhane injecté dans le réseau de distribution du gaz naturel est par la suite valorisé par combustion en chaudière. Le réseau de distribution et la chaudière, compris dans les infrastructures, sont exclus des frontières du système. Le modèle de combustion utilisé est celui décrit au § 2.3.2.5.a. L'énergie libérée par cette combustion est estimée grâce au pouvoir calorifique inférieur (PCI) du biométhane, de 9,6 kWh/m³ (d'après Bio-methane Calculator).

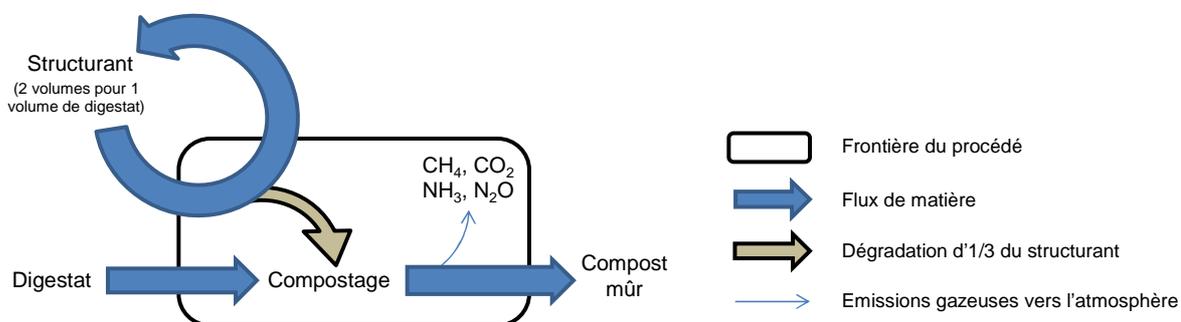
L'unité de méthanisation fonctionne en autoconsommation pour la chaleur, c'est-à-dire qu'elle satisfait à ses propres besoins. Les gaz d'échappement issus du procédé PSA, pauvres en méthane, sont valorisés à cette fin grâce à une chaudière à bas PCI. Le modèle de combustion utilisé est celui décrit au § 2.3.2.5.a. L'énergie libérée par ces gaz d'échappement peut ne pas être suffisante pour satisfaire aux besoins de l'unité. Un appoint de biométhane a donc été modélisé (représentant environ 0,2 % du biométhane produit), en respectant la contrainte du bouclage des flux énergétiques du système.

2.3.2.6 Valorisation du digestat

Le digestat est valorisé selon deux filières distinctes : 13 % du tonnage en sortie du digesteur est épandu brut sur les terres d'une exploitation agricole du territoire⁸² et 87 % sont dirigés vers une filière de compostage.

a. Filière de compostage

Le compostage comprend une première phase de fermentation aérobie qui permet d'obtenir un compost frais. Afin de maintenir une bonne aération au cours de cette phase, l'ajout d'un structurant a été modélisé, car la présence de boues d'épuration au sein du mélange initial de substrats peut résulter en un digestat très visqueux. Le choix du structurant est guidé par l'optimisation des coûts, en fonction des opportunités locales (déchets ligneux, déchets verts, chutes de palettes de bois, structurants en plastique...). A défaut de connaissance spécifique du structurant utilisé, un refus de criblage de compost de déchets verts (caractérisé dans le cadre d'un projet de recherche à l'IRSTEA) a été retenu pour la modélisation, ajouté selon un rapport de deux volumes de structurant pour un volume de digestat (cf. Figure 54). Au cours du compostage, environ un tiers du structurant est dégradé ; les quantités d'azote et de carbone ainsi apportées peuvent être à l'origine d'émissions gazeuses (dont les émissions sont présentées à l'Annexe XVIII). Le structurant non dégradé est séparé du compost par une phase de criblage, puis de nouveau mélangé à du digestat pour un nouveau cycle de fermentation aérobie. Les consommations liées à l'étape de criblage n'ont pas été modélisées.



Auteur : Antoine ESNOUF, unité GERE, Irstea Rennes, juin 2014

Figure 54 : Représentation schématique du modèle de compostage

L'étape de maturation du compost frais permet de stabiliser la matière organique et d'obtenir un compost mûr. Cette étape correspond à un simple stockage de la matière et dans le cadre de la modélisation, les émissions attribuées à cette étape sont comptabilisées à l'étape de fermentation.

Il est à noter que le compostage de biodéchets frais du scénario D.réf (cf. § 2.2.3) a une structure identique à celui présenté ici. Seuls les facteurs d'émissions, liés à des cinétiques de dégradation différentes, varient.

⁸² L'exploitation concernée constitue également un fournisseur de substrat du projet (d'effluents bovins). Ses surfaces épandables s'étendent sur 125 ha, aussi la quantité de digestat pouvant y être épandue a-t-elle été déterminée en considérant que 140 unités d'azote peuvent être épandues par an.

b. Épandage du digestat brut et épandage du digestat composté

Le même modèle d'épandage est utilisé pour l'épandage du digestat brut, du digestat composté, des effluents d'élevage et du compost de biodéchets du scénario D.réf (cf. § 2.2.3), avec des facteurs d'émissions propres à chaque produit organique épandu, détaillées à l'Annexe XVIII. A cette étape ont lieu des émissions de CO₂, NH₃ et N₂O vers l'atmosphère et de NO₃⁻ et PO₄³⁻ vers l'eau.

2.3.3 Scénarios de traitement et de valorisation des déchets organiques

2.3.3.1 Scénario Métha.D

Le scénario Métha.D est construit à partir du scénario Métha pour répondre uniquement à la fonction de traitement et valorisation des déchets. La cofonction de production d'énergie sous forme de biométhane est ainsi substituée à une quantité d'énergie équivalente sous forme de gaz naturel. Les étapes prises en compte pour cette filière fossile substituée intègrent la production du gaz naturel correspondant au mix français (procédé issu de la base de données EcoInvent) ainsi que les émissions liées à sa combustion.

2.3.3.2 Scénario D.réf

Le scénario D.réf, dont le synoptique est présenté à la Figure 55, est un scénario prospectif de traitement et de valorisation du gisement de déchets par une autre voie que la filière méthanisation. Les voies de traitement et de valorisation retenues sont :

- - l'incinération pour l'ensemble des déchets organiques issus du secteur industriel ;
- - la gestion classique des effluents d'élevage, à savoir simple stockage puis épandage ;
- - le compostage pour les biodéchets issus des gros producteurs, ces derniers étant soumis à une obligation de valorisation organique.

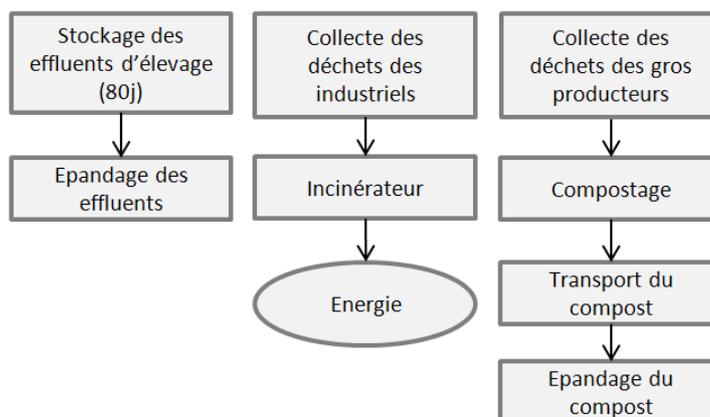


Figure 55 : Synoptique du scénario D.réf

La modélisation du transport des déchets est modélisée de la même manière que pour le scénario Métha.

a. Incinération des déchets industriels

Les déchets industriels sont supposés être dirigés vers la même filière d'incinération que les déchets ménagers de la CARENE (cf. § 1.2.1.1). Le procédé d'incinération utilisé est un modèle paramétré développé à l'IRSTEA en 2013, qui permet de caractériser les intrants en termes d'éléments majoritaires afin qu'ils correspondent au mélange de biodéchets industriels considérés. La combustion des déchets au sein de l'incinérateur produisant de l'énergie, valorisée en électricité et chaleur par cogénération, cette cofonction doit être prise en compte dans la modélisation : l'électricité produite se substitue à de l'électricité issue du mix moyen français tandis que la chaleur peut se substituer à de la chaleur produite via une filière *bois énergie*.

b. Gestion classique des effluents d'élevage

La gestion des effluents d'élevage est modélisée par un stockage classique en fosse au sein de l'exploitation, suivi de l'épandage de l'effluent. Considérant une période de stockage de 160 jours entre deux vidanges de la fosse, le temps moyen de rétention des solides est de 80 jours. A cette étape, les émissions vers l'atmosphère de CO₂, de CH₄, de NH₃ et de N₂O sont comptabilisées.

Lors de l'épandage des effluents, les émissions de CO₂, de NH₃ et de N₂O sont comptabilisées vers l'atmosphère tandis que les rejets de NO₃⁻ et de PO₄³⁻ sont comptabilisés vers l'eau.

Les facteurs d'émissions retenus pour ces deux étapes sont issus d'une synthèse bibliographique, détaillés à l'Annexe XVIII. La valeur de ces facteurs d'émission dépend de nombreux facteurs comme les pratiques culturales ou les conditions climatiques qui peuvent faire varier fortement les impacts générés par ces étapes. Les émissions liées à l'utilisation d'engins agricoles nécessaires à la manipulation des effluents ne sont pas prises en compte dans la modélisation.

c. Compostage des biodéchets des GP

Le modèle utilisé pour le compostage des biodéchets est identique au modèle de compostage du digestat, détaillé au § a, dont les facteurs d'émissions propres aux biodéchets sont détaillés à l'Annexe XVIII. Le compost est ensuite épandu ; les émissions correspondantes de CO₂, de NH₃ et de N₂O vers l'atmosphère et celles de NO₃⁻ et de PO₄³⁻ vers le milieu aquatique sont comptabilisées. Les émissions liées à l'utilisation d'engins agricoles nécessaires à la manipulation du compost sont exclues des frontières du système.

Les filières Métha.D et D.réf produisent respectivement du digestat, brut ou composté, de déchets industriels et effluents d'élevage et du compost de biodéchets, dont le retour au sol constitue un apport en fertilisants et en amendement⁸³. Cependant, les propriétés agronomiques de ces résidus sont difficiles à évaluer, et la substitution de ces derniers à des produits tels qu'engrais chimique ou matière amendante⁸⁴ est incertaine, c'est pourquoi elle n'est dans un premier temps pas prise en compte. Elle fera l'objet d'une analyse de sensibilité et sera discutée à la fin de ce chapitre.

⁸³ Un amendement peut être défini comme toute matière qui, apportée à un sol, contribue à améliorer ou maintenir ses propriétés physiques, chimiques ou biologiques (Nkoa, 2014).

⁸⁴ La tourbe par exemple.

2.3.4 Scénarios de production d'énergie renouvelable

2.3.4.1 Scénario Métha.E

Le scénario Métha.E est construit à partir du scénario Métha pour répondre à la fonction de production d'énergie renouvelable uniquement. Les impacts environnementaux imputables à la cofonction de traitement des déchets doivent ainsi lui être soustraits, les considérant équivalents aux impacts générés par les filières de traitement de déchets auxquelles la méthanisation pourrait se substituer. La filière de traitement de déchets évitée retenue est l'incinération pour l'ensemble du gisement, en dehors des effluents d'élevage qui sont gérés par stockage et épandage. Les filières utilisées sont identiques à celles décrites au § 2.3.3.2.

Le traitement par incinération produit lui aussi de l'énergie, qui peut être substituée à de l'électricité issue du mix français et de la chaleur produite par une chaudière bois. Cette substitution se traduit donc par des impacts évités pour la filière incinération. Mais cette dernière étant elle-même une filière de substitution à la fonction traitement des déchets dans le scénario Métha.E, ces impacts évités deviennent à l'échelle de Métha.E des impacts *évités d'évités*, soit artificiellement générés.

2.3.4.2 Scénario E.réf

Le scénario E.réf est un scénario prospectif de production locale d'énergie renouvelable. Le mix d'EnR étudié est une adaptation du mix prévu à l'horizon 2050 par le Schéma régional climat air énergie (SRCAE) des Pays de la Loire adopté en avril 2014. Ce mix simplifié prend en compte les quatre principales sources d'énergie renouvelable prévues par le SRCAE pour lesquelles l'électricité produite pourra être réinjectée sur le réseau collectif : éolien marin, éolien terrestre, bois énergie et solaire photovoltaïque (cf. Figure 56).

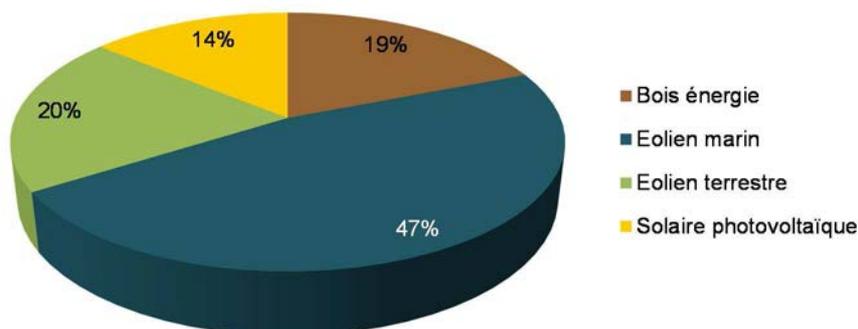


Figure 56 : Mix d'EnR adapté du SRCAE des Pays de la Loire (% tep)

Ce scénario a été modélisé à partir de procédés EcoInvent qui prennent en compte les phases de construction des infrastructures, d'utilisation et de démantèlement en fin de vie. Les frontières de ce scénario sont donc plus larges que pour le scénario Métha, pour lequel la construction et le démantèlement des infrastructures est hors des frontières.

De même que pour les scénarios de traitement des déchets, la substitution du digestat produit par la filière Métha.E aux engrais chimiques ou aux produits amendants n'est pas prise en compte.

2.4 Résultats

Après une description succincte des catégories d'impacts étudiées, le bilan environnemental de la filière de méthanisation territoriale, c'est-à-dire du scénario Métha, est présenté dans un premier temps. Les performances environnementales de la comparaison des scénarios Métha.D et D.réf d'une part, et Métha.E et E.réf d'autre part sont analysés dans un second temps.

Les résultats sont présentés sous forme d'histogrammes empilés, tels que les impacts générés par le scénario de méthanisation sont normés à 100 % par catégorie d'impact. Un écart entre les résultats de deux alternatives est considéré significatif s'il est d'au moins 20 % (seuil classiquement retenu en ACV quand une analyse d'incertitudes n'a pas été menée).

2.4.1 Catégories d'impact étudiées

Les impacts environnementaux potentiels des différents scénarios précédemment décrits ont été évalués selon une dizaine de catégorie d'impact *midpoint*, grâce à la version de 2013 de la méthode CML-IA (à l'exception de la catégorie d'impact de déplétion des ressources, pour laquelle a été utilisée la version de 2007 de la même méthode⁸⁵).

Certaines catégories d'impacts n'ont cependant pas été étudiées. La destruction de la couche d'ozone n'étant pas une catégorie d'impact caractéristique des scénarios étudiés, elle n'a pas été prise en compte. Par ailleurs, les catégories de toxicité humaine et d'écotoxicité ont été exclues de l'analyse en raison du manque d'exhaustivité des données de l'inventaire pouvant impacter ces catégories. En effet, par manque de données, les micropolluants (notamment métaux lourds et composés traces organiques) présents dans le compost et le digestat épandus n'ont pas été modélisés. Le bilan environnemental porte donc sur les impacts de changement climatique (*GWP* pour *Global Warming Potential*), de déplétion des ressources (*Ressources*), d'acidification (*Acidif.*), d'eutrophisation (*Eutroph.*) et de création d'ozone photochimique (*Smog*) ; ces catégories d'impact sont les plus fréquemment étudiées dans les évaluations environnementales de systèmes de méthanisation (cf. § 3.1 du chapitre I).

Il est par ailleurs nécessaire de clarifier à ce stade les modalités de comptabilisation des émissions de CO₂ biogénique (CO₂ bio), dans le domaine général de l'évaluation environnementale et spécifiquement dans cette étude. Le CO₂ bio se différencie du CO₂ fossile par son origine : le premier

⁸⁵ La méthode de caractérisation CML-IA de 2013 évalue l'impact de déplétion des ressources selon deux catégories : *ADP elements*, en kg Sb-eq., correspondant à la déplétion des minéraux, et *ADP fossil*, en MJ, correspondant à la déplétion des ressources énergétiques telles que le charbon ou le pétrole. Pour simplifier l'interprétation des résultats, et parce que le kg Sb-eq. est l'unité recommandée par l'*ILCD Handbook* (EC, 2010), la catégorie unique ADP de la version de 2007 a été retenue.

est émis par la biomasse et relève de ce fait du *cycle court*⁸⁶ du carbone, tandis que le second provient de la dégradation très lente de la biomasse et relève du *cycle long* du carbone. Selon le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), les émissions de CO_{2 bio} ne contribuent pas au changement climatique, puisqu'elles n'augmentent que ponctuellement la concentration de CO₂ dans l'atmosphère. A biomasse constante, le bilan des émissions peut être considéré comme neutre.

Néanmoins, en évaluation environnementale de systèmes de gestion des déchets, un déchet entrant dans le système porte une charge environnementale nulle⁸⁷, mais son contenu en carbone est positif. Les filières de traitements conduisent soit à stocker le carbone dans le sol, soit à l'émettre à l'atmosphère. La comptabilisation de ce contenu en carbone se traduit donc par des impacts évités dans le premier cas et par des impacts générés dans le second.

Cette prise en compte ou non des émissions de CO_{2 bio} est souvent matière à controverse au sein de la communauté d'ACV, concernant les horizons temporels et de capacité de la biomasse à capter le carbone. Quelle que soit l'hypothèse retenue, elle doit faire l'objet de précaution d'interprétation, particulièrement lorsqu'elle conduit à inverser des tendances de résultats.

Dans les résultats présentés par la suite, la contribution du CO_{2 bio} est comptabilisée parmi les impacts générés (avec un facteur de caractérisation identique au CO₂ fossile, égal à 1) et son exclusion est testée par analyse de sensibilité.

⁸⁶ Le carbone qui suit un cycle court est prélevé à l'atmosphère lors de la photosynthèse puis relargué à la mort de la biomasse. Le temps entre prélèvement et émission est donc jugé relativement court.

⁸⁷ Hypothèse dite *zero burden assumption*.

2.4.2 Impacts générés par la filière de méthanisation

Les impacts générés du scénario Métha sont des impacts positifs, correspondant aux émissions et extractions dont est responsable la filière, indépendamment de la fonction principale selon laquelle elle est abordée et des substitutions correspondantes.

2.4.2.1 Contribution des activités de premier plan et d'arrière-plan

Il convient dans un premier temps de distinguer les impacts de premier plan, résultant des procédés et émissions directement liées au système étudié, des impacts d'arrière-plan, correspondant aux émissions et extractions des systèmes indirectement liés au système étudié. La Figure 57 montre que l'impact sur la déplétion des ressources est intégralement causé par des activités d'arrière-plan, tandis que les autres catégories d'impact concernent quasi-exclusivement des activités de premier plan.

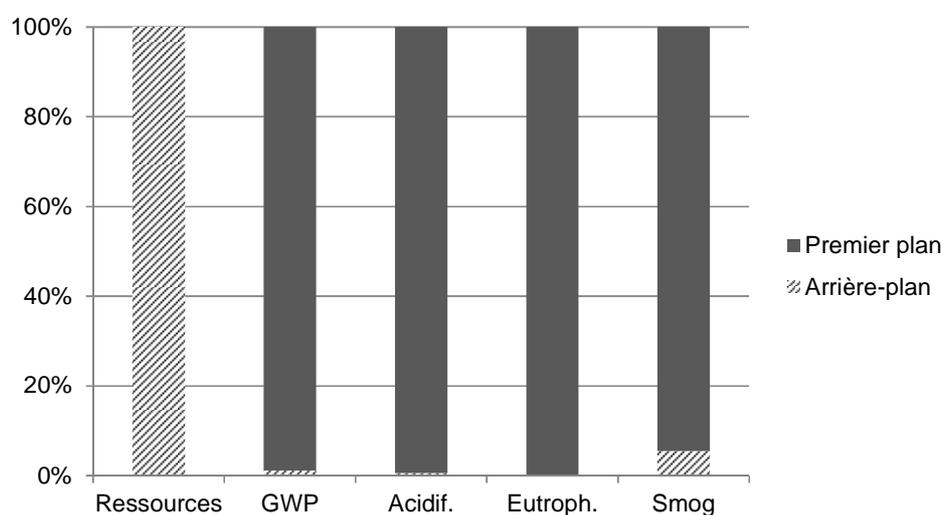


Figure 57 : Répartition entre le premier et l'arrière-plan des impacts du scénario Métha

2.4.2.2 Contributions des différentes étapes du cycle de vie

La seule catégorie d'impact auxquelles contribuent des activités d'arrière-plan, et ce de manière exclusive, est le potentiel de déplétion de ressources fossiles (cf. Figure 57). Les procédés ayant un impact sur cette catégorie sont les productions de diesel, d'électricité, de NaOCl et dans une moindre mesure celle de NaOH.

La production du diesel est responsable à 70 % de l'impact sur cet indicateur. Les étapes où de longues distances sont parcourues, telles que la collecte des substrats ou le transport du digestat vers la plateforme de compostage, contribuent ainsi de manière significative à cette catégorie d'impact. Il est à noter que la collecte des substrats n'a délibérément pas été optimisée lors de la modélisation des distances de transport ; leur contribution est donc majorée. Le reste de l'impact est principalement causé par la production d'électricité, utilisée pour le fonctionnement du digesteur et

l'hygiénisation, ainsi que pour l'épuration du biogaz. La production des réactifs nécessaires à l'épuration contribue à moins de 5 % du potentiel de déplétion des ressources.

La Figure 58 offre les contributions des différents modules de premier plan de la filière de méthanisation aux catégories d'impact concernées. Les impacts d'acidification et d'eutrophisation sont intégralement dus à la valorisation du digestat, et plus spécifiquement aux étapes de maturation et d'épandage du compost de digestat. Ces étapes sont également responsables de la majorité de l'impact sur le changement climatique, suivies de la valorisation du biogaz (épuration et combustion du biométhane) et des fuites de méthane au niveau du digesteur. Le smog est principalement causé par la valorisation du biogaz et les fuites du digesteur.

Ces résultats sont en accord avec les tendances identifiées dans le cadre de la synthèse bibliographique sur l'évaluation environnementales de la méthanisation présentées lors de l'état de l'art (cf. § 3.1 du chapitre I).

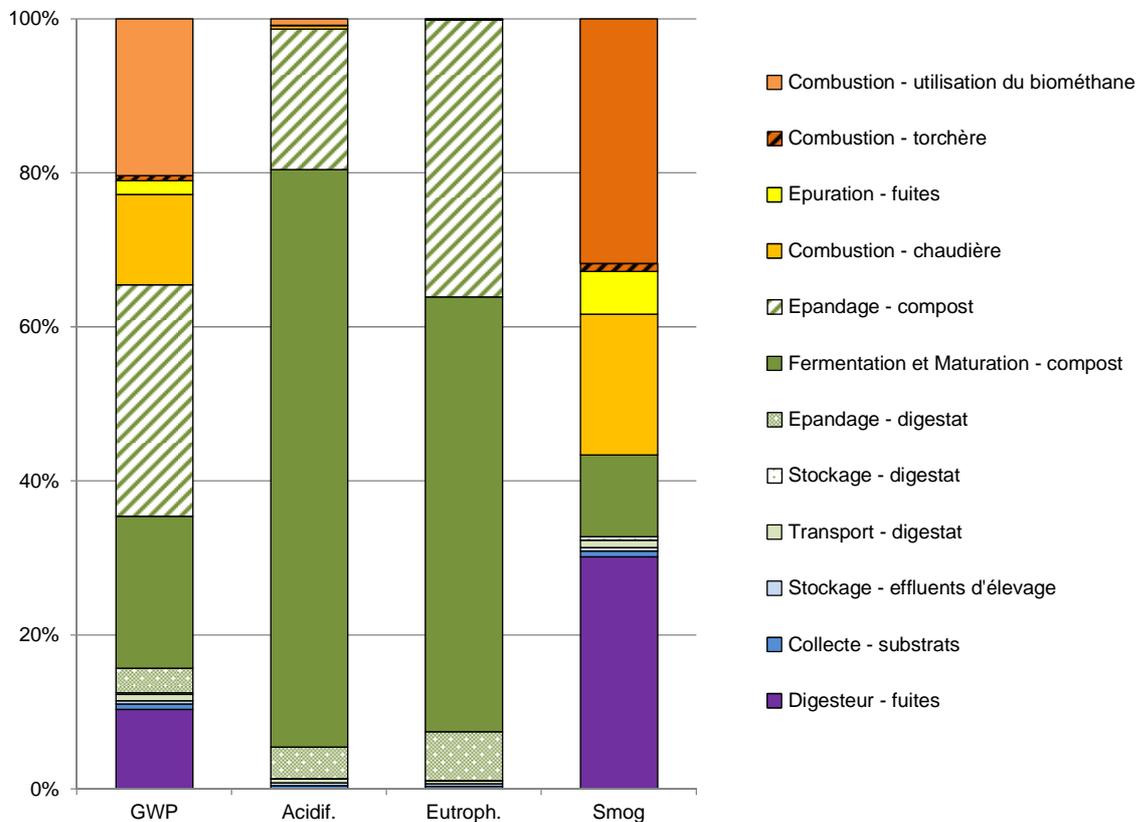


Figure 58 : Impacts générés au premier plan du scénario Métha, par poste d'émissions

2.4.2.3 Contributions des substances émises

Pour chacune des étapes du cycle de vie de premier plan contribuant à plus de 5 % d'une catégorie d'impact, les substances responsables ont été identifiées (cf. Tableau 54).

L'impact sur le changement climatique est dû pour les deux tiers aux émissions de CO₂ biogénique et pour 12 % aux émissions de N₂O, ces gaz étant émis surtout lors des étapes de compostage et d'épandage du compost, mais aussi de combustion du biométhane pour le CO₂. Le méthane, responsable à 13 % du même impact, provient principalement des fuites de biogaz du digesteur ainsi que de l'épurateur.

L'acidification est causée à plus de 97 % par les émissions de NH₃, notamment lors du compostage et de l'épandage du compost.

Ces émissions de NH₃ sont par ailleurs responsables pour plus des deux tiers de l'impact d'eutrophisation. Les émissions vers l'eau de NO₃⁻ et de PO₄³⁻, produites aux étapes d'épandage, sont responsables à 17 % et 8 % respectivement de l'eutrophisation des milieux.

Les principales étapes à l'origine de l'impact de smog sont celles de combustion, rejetant du monoxyde de carbone, ainsi que les étapes où une fuite de méthane est comptabilisée (digesteur, compostage, épurateur PSA).

Tableau 54 : Contribution des substances aux différentes catégories d'impact, par poste d'émissions du scénario Métha

Changement climatique		Etapas					
		Epandage du compost	Fermentation et maturation	Combustion du biométhane	Combustion en chaudière	Fuites du digesteur	Autres
		30 %	20 %	20 %	12 %	10 %	8 %
Molécules responsables	CO _{2bio}	90 %	38 %	95 %	95 %	6 %	-
	N ₂ O	10 %	45 %	-	-	-	-
	CH ₄	-	17 %	5 %	5 %	94 %	-
Acidification		Etapas					
		Fermentation et maturation		Epandage du compost		Autres	
		75 %		18 %		7 %	
Molécules responsables	NH ₃	100 %		100 %		-	
Eutrophisation		Etapas					
		Fermentation du compost		Epandage du compost		Epandage du digestat	Autres
		56 %		36 %		7 %	1 %
Molécules responsables	NH ₃	95 %		36 %		46 %	-
	N ₂ O	5 %		3 %		3 %	-
	NO ₃ ⁻	-		42 %		36 %	-
	PO ₄ ³⁻	-		19 %		15 %	-
Smog		Etapas					
		Combustion du biométhane	Fuites du digesteur	Combustion en chaudière	Fermentation et maturation	Epuration du biogaz	Autres
		30 %	29 %	17 %	10 %	5 %	9 %
Molécules responsables	CO	78 %	-	78 %	-	-	-
	NO _x	2 %	-	2 %	-	-	-
	SO ₂	10 %	-	10 %	-	-	-
	CH ₄	10 %	100 %	10 %	100 %	100 %	-

2.4.3 Comparaison des scénarios de traitement et valorisation des déchets organiques

Le bilan environnemental de la filière de méthanisation est abordé dans ce paragraphe selon la fonction de traitement et valorisation des déchets organiques, remplie par Métha.D ainsi que par D.réf, auquel il est comparé. En plus des impacts générés respectivement par ces deux scénarios, les impacts évités par la substitution des cofonctions de production d'énergie sont également pris en considération. Dans le scénario Métha.D, cette substitution est la production de gaz naturel issu du mix français. Dans le scénario D.réf, l'énergie produite par l'incinérateur se substitue à l'électricité issue du mix français et à la chaleur produite par une chaudière à bois.

La Figure 59 montre que la filière de méthanisation présente des impacts environnementaux générés supérieurs à ceux de la filière de référence pour l'ensemble des catégories d'impacts étudiées.

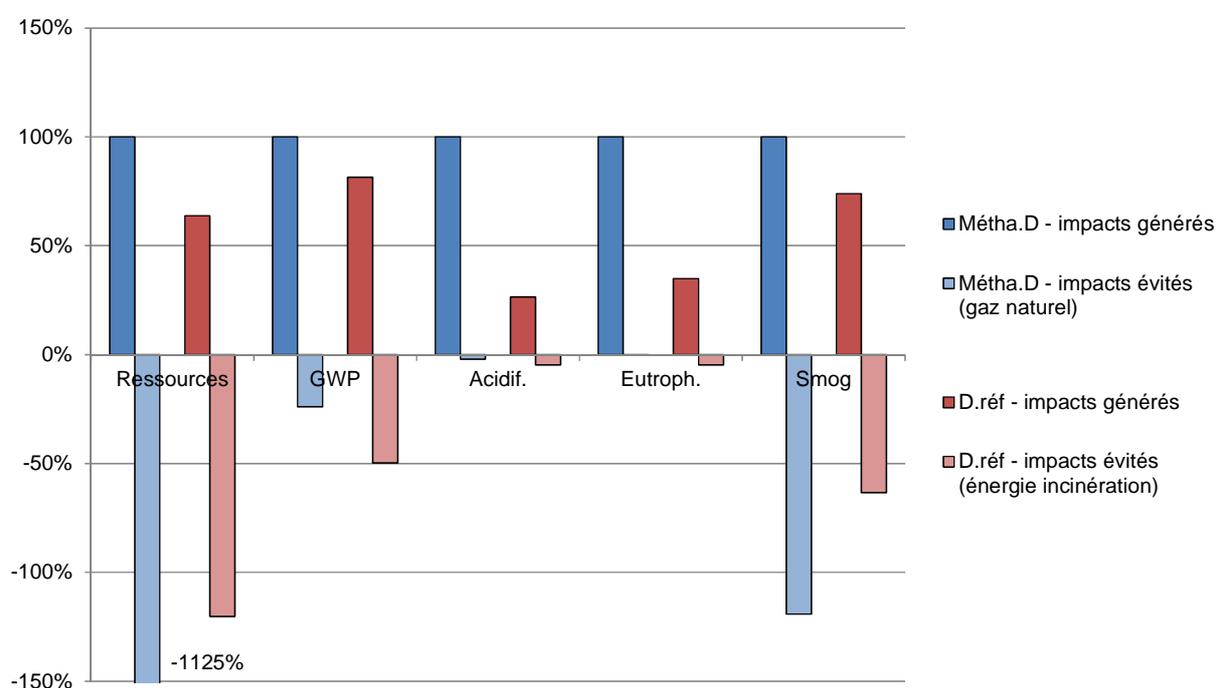


Figure 59 : Impacts générés et évités des scénarios Métha.D et D.réf

Concernant l'acidification et l'eutrophisation, la filière de référence est nettement plus compétitive. Les résultats sont cependant plus nuancés pour les trois autres catégories d'impact. L'écart des résultats pour la catégorie de changement climatique est inférieur au seuil de significativité fixé à 20 %, ce qui ne permet pas de discriminer les deux alternatives. Le CO₂ biogénique contribuant à hauteur de 64 % pour Métha.D et de 51 % pour D.réf, ne pas prendre en compte cette substance tendrait à réduire l'écart entre les scénarios.

Les impacts évités du scénario Métha.D par la substitution à la consommation de gaz naturel concernent très majoritairement la catégorie de déplétion des ressources et, dans une moindre mesure, la catégorie de smog. Cette substitution est ainsi très favorable à la filière de méthanisation au regard de la consommation de ressources fossiles évitée, puisque si l'impact évité du scénario D.réf représente près du double de l'impact généré, ce rapport est supérieur à dix pour les impacts

évités dans le cas du scénario Métha.D. Concernant le smog, le rapport entre impacts évités et générés est globalement similaire pour les deux alternatives.

2.4.4 Comparaison des scénarios de production d'énergie renouvelable

Les performances environnementales de la filière de méthanisation sont ici établies lorsque cette dernière répond à la fonction de production d'énergie renouvelable, assurée par le scénario Métha.E, en comparaison du scénario E.réf, qui remplit cette même fonction. Le scénario E.réf est monofonctionnel, aussi présente-t-il uniquement des impacts générés. En revanche, des impacts évités sont pris en compte pour Métha.E, correspondant à la cofonction de traitement des déchets. Cette dernière est supposée remplacer une filière de gestion classique des effluents d'élevage et d'incinération des déchets organiques. La valorisation de l'énergie produite par l'incinération se traduisant par des impacts évités pour la filière, ces derniers se retrouvent artificiellement générés par le scénario Métha.E.

Par souci de lisibilité des résultats, la présentation de ces derniers agrège les impacts évités et les impacts *évités d'évités*. S'il est inopportun d'agréger les impacts générés et évités d'un système, compte tenu des fortes incertitudes liées aux substitutions, la prise en compte d'impacts évités au sein d'une filière substituée compte à peu près le même degré d'incertitude que cette dernière.

Il est à noter que les impacts générés par les scénarios Métha.D et Métha.E sont identiques en valeur absolue puisqu'ils sont obtenus à partir de la même modélisation ; leurs différences résident dans les substitutions aux cofonctions.

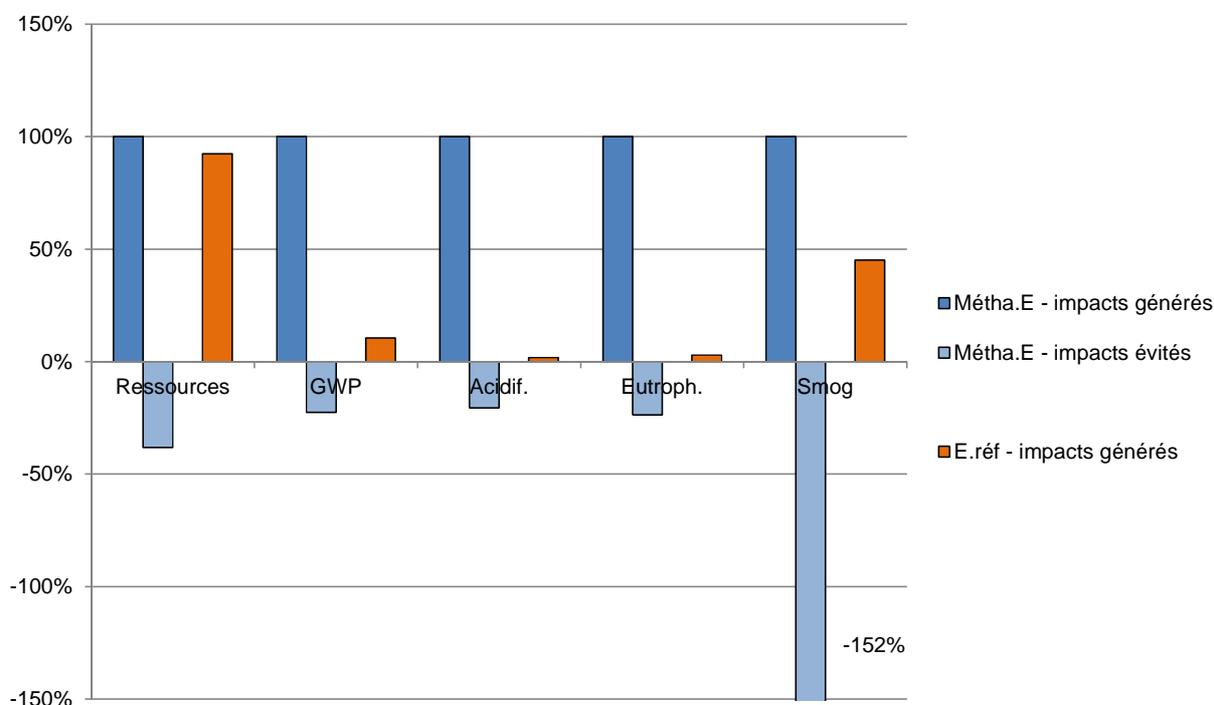


Figure 60 : Impacts générés et évités des scénarios Métha.E et E.réf

La Figure 60 montre que la filière de méthanisation génère beaucoup plus d'impacts que la filière de référence pour l'ensemble des catégories d'impact, à l'exception de la déplétion des ressources pour laquelle les deux scénarios sont comparables. Néanmoins, les infrastructures sont exclues de la modélisation de Métha.E alors qu'elles sont incluses dans celle de D.réf. Rétablir des frontières identiques reviendrait à accentuer l'écart entre les filières, en défaveur de la méthanisation.

Hormis la catégorie de smog, pour laquelle l'impact évité par la filière de méthanisation équivaut à plus de 150 % de l'impact généré, la prise en compte des substitutions ne permet pas d'inverser les tendances identifiées par rapport à la filière de référence, qui demeure bien plus compétitive que la méthanisation.

Le scénario de référence est constitué d'un mix d'énergies renouvelables dont la plupart, comme l'éolien ou le solaire, n'émettent que très peu de substances vers les milieux durant leur fonctionnement. Il n'est donc pas surprenant que ses performances environnementales soient meilleures que celles d'une filière de méthanisation pour la majorité des catégories d'impact étudiées ce qui n'est pas forcément le cas pour toutes les catégories d'impact évaluables par ACV. L'analyse succincte des résultats obtenus pour les catégories d'impact qui ne sont pas présentées à la Figure 60 sont en effet en faveur du scénario de méthanisation. Concernant la destruction de l'ozone stratosphérique, l'impact généré par Métha.E représente environ 5 % de l'impact généré par E.réf, et les impacts évités sont négligeables ; la méthanisation apparaît donc bien plus compétitive que le scénario de référence pour cette catégorie d'impact. Concernant les catégories de toxicité et d'écotoxicité, les impacts générés par E.réf apparaissent très largement supérieurs à ceux générés par Métha.E, mais aucune conclusion ne peut être tirée de la comparaison pour ces impacts, compte tenu du fait que les micropolluants contenus dans le digestat n'ont pas été modélisés dans le scénario de méthanisation (leur prise en compte pourrait donc inverser son positionnement par rapport à E.réf).

2.5 Analyses de sensibilité

La modélisation des scénarios comprend des hypothèses plus ou moins fortes, dont certaines sont susceptibles d'influencer les résultats obtenus de manière significative. Les paramètres identifiés comme potentiellement sensibles, les résultats des analyses de sensibilité ainsi que les leviers d'amélioration de la filière sont exposés et discutés. Les analyses de sensibilité ont été menées en veillant à la conservation des bilans de masse et d'énergie.

2.5.1.1 Incertitudes sur les facteurs d'émission

Compte tenu de la grande variabilité des facteurs d'émission recensés dans la littérature, les émissions atmosphériques à certaines étapes de la filière sont estimées avec de fortes incertitudes. Il s'agit principalement des fuites de biogaz au niveau du digesteur et des émissions azotées lors du compostage et de l'épandage.

a. Fuites de biogaz

Le taux des fuites incontrôlées de biogaz, qui se produisent essentiellement au niveau du digesteur, est un paramètre très variable dans la littérature (cf. § 3.2 du chapitre I). Le GIEC recommande de considérer un facteur compris entre 1 et 10 % du biogaz produit (IPCC, 2006b). Ces fuites équivalent à des émissions atmosphériques de CO₂ et de CH₄, qui contribuent aux impacts de changement climatique et de smog, mais aussi de déplétion des ressources en réduisant le rendement énergétique de l'installation (le biogaz ainsi perdu n'étant pas valorisé). En première approche, un taux de fuites arbitraire de 5 % a été modélisé. Un taux réduit de 2 % a été testé en analyse de sensibilité.

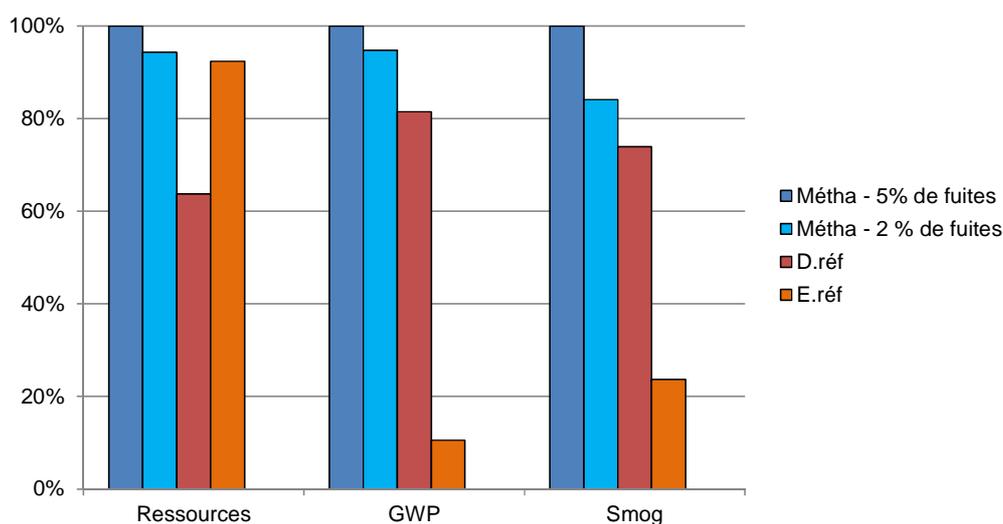


Figure 61 : Influence des fuites de biogaz sur les impacts générés de la méthanisation et comparaison avec les scénarios E.réf et D.réf

Les résultats de cette analyse, présentés à la Figure 61, montrent que diminuer les fuites de biogaz ne modifie pas les tendances identifiées pour la méthanisation au regard des scénarios alternatifs, à

l'exception de l'impact généré sur le smog, qui devient comparable à celui du scénario de traitement des déchets D.réf.

b. Emissions azotées

Les facteurs d'émissions atmosphériques de NH₃ et de N₂O lors des étapes de compostage et d'épandage du digestat trouvés dans la littérature sont sujets à de larges variations (cf. Annexe XVIII). Or, les émissions azotées correspondantes sont responsables de la quasi-totalité des impacts d'eutrophisation et acidification ainsi que d'une part importante de l'impact de changement climatique générés par le scénario de méthanisation. La variation de ces paramètres n'a néanmoins pas été testée en analyse de sensibilité pour les raisons suivantes :

- Les impacts générés par le scénario de production d'EnR E.réf en termes d'acidification, eutrophisation et changement climatique sont très faibles (puisque les émissions sont minimales) ; minorer les émissions azotées de la filière de méthanisation ne suffirait donc sans doute pas à la rendre compétitive sur ces catégories d'impact.
- Le scénario de traitement des déchets D.réf comprend des émissions azotées lors du compostage des biodéchets et de l'épandage du compost, qui génèrent des impacts d'acidification et d'eutrophisation correspondant à 25 et 35 % respectivement de ceux générés par la filière de méthanisation. Or, les facteurs d'émissions azotées retenus dans la modélisation du scénario D.réf sont entachés des mêmes incertitudes que ceux du scénario Métha. Faire varier de telles émissions n'est pertinent que si la variation est commune aux deux scénarios comparés, auquel cas les tendances de résultats seront conservées.

2.5.1.2 Hypothèses concernant les frontières des systèmes

a. Prise en compte des infrastructures

La comparaison des scénarios de production d'énergie, Métha.E et E.réf, porte sur des systèmes dont les frontières ne sont pas identiques, puisqu'elles incluent les infrastructures des filières d'EnR (éolien, solaire, bois) dans la modélisation d'E.réf, tandis qu'elles excluent les infrastructures de la méthanisation de la modélisation de Métha.E.

Cette géométrie variable des frontières, tolérée en première approche par souci de simplification, est une faiblesse de modélisation. Ajouter les infrastructures à la modélisation de Métha.E influencera particulièrement la catégorie de déplétion des ressources. L'impact généré sur cette catégorie par Métha.E étant comparable à celui généré par E.réf (cf. Figure 60), un tel ajout pourrait modifier le positionnement des deux filières.

Dans le cas des scénarios de traitement des déchets, les infrastructures d'incinération, de compostage et de gestion classique des effluents d'élevage sont exclues de la modélisation de D.réf. Sa comparaison avec le scénario Métha.D porte donc bien sur des systèmes aux frontières équivalentes.

b. Contribution du carbone biogénique au changement climatique

L'analyse des substances émises par la filière de méthanisation, en termes de contribution aux différents impacts, a montré qu'une part importante du potentiel de changement climatique est causé par du CO₂ biogénique (cf. § 2.4.2.3). Or, la comptabilisation d'émissions de carbone à cycle court au même titre que celles de carbone fossile dans le phénomène de changement climatique est matière à discussion au sein de la communauté scientifique d'évaluation environnementale (cf. § 2.4.1). Une présentation des résultats pour cette catégorie d'impact différenciant la contribution du CO₂ bio des autres substances est ainsi proposée à la Figure 62.

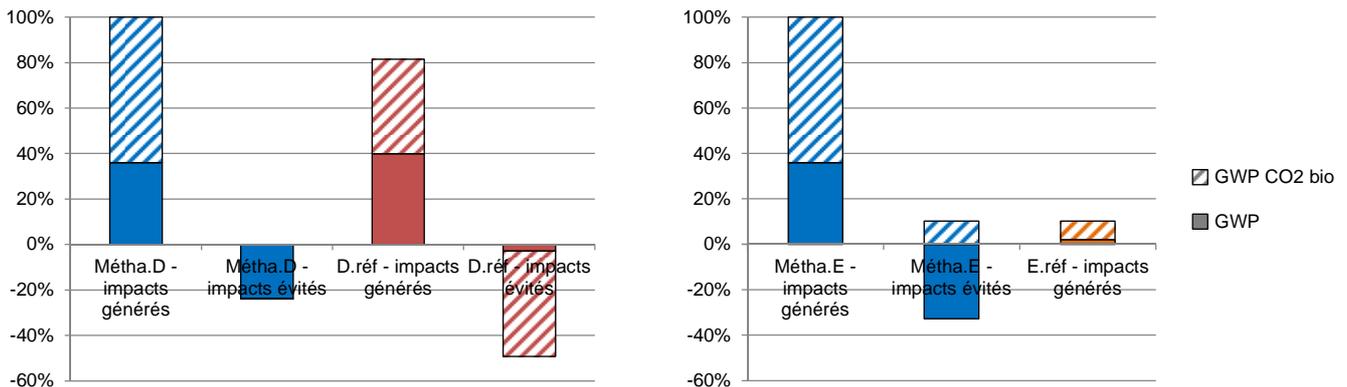


Figure 62 : Part du CO₂ biogénique dans l'impact de changement climatique pour les différents scénarios

Concernant les scénarios de traitement des déchets, exclure le CO₂ bio tend à réduire l'écart entre les impacts générés par les scénarios Méthana.D et D.réf, qui demeurent comparables. En termes d'impacts évités, l'impact évité par Méthana.D est de l'ordre de 66 % de l'impact généralisé, et huit fois supérieur à l'impact évité par D.réf. Ne pas comptabiliser les émissions de carbone biogénique est, dans ce cas, favorable à la filière de méthanisation, lui permettant de présenter davantage d'impacts évités que la filière de référence.

Dans le cas des scénarios de production d'énergie, l'impact généralisé du scénario Méthana.E devient quasiment identique à son impact évité lorsque le CO₂ bio n'est pas pris en compte. Ce dernier ne devient pas pour autant compétitif au regard du scénario E.réf, dont l'impact généralisé par les émissions autres que de CO₂ bio représente 5 % de celui généralisé par Méthana.E.

Dans le cas précis de cette étude, l'hypothèse controversée d'exclusion du CO₂ bio présente un enjeu modéré, puisqu'elle ne change pas les conclusions sur les impacts généralisés. Cette conservation des tendances s'explique par le fait que les deux scénarios de traitement des déchets comparés présentent les mêmes types d'émissions (CO₂ bio en proportions comparables, CH₄, N₂O...) et que si ces émissions diffèrent entre les scénarios de production d'énergie, celles du scénario de référence sont minimes.

Cette exclusion du CO₂ bio contribue en revanche à favoriser le scénario de méthanisation en termes d'impacts évités dans le cas des scénarios de traitement des déchets. Néanmoins, la part de CO₂ bio dans l'impact évité de D.réf est corrélée au choix de la filière de substitution retenue, qui est elle-

même source d'incertitudes élevées (cf. § 3.2.1), c'est pourquoi les résultats doivent être interprétés avec précaution.

2.5.1.3 Valorisation du digestat

a. Alternative de traitement du digestat

La valorisation du digestat, particulièrement les procédés de compostage et d'épandage du compost, est l'étape très majoritairement responsable des impacts d'acidification et d'eutrophisation (cf. § 2.4.2.2), pour lesquels les scénarios Métha.D et Métha.E ne sont pas compétitifs. Envisager une autre filière de valorisation du digestat pourrait améliorer le bilan environnemental du scénario de méthanisation en comparaison des scénarios de référence D.réf et E.réf. En effet, appliqué à un digestat, dont le contenu azoté a été partiellement minéralisé lors des processus de méthanisation, le compostage favorise la volatilisation de l'azote minéral sous forme de NH_3 et N_2O . Ces émissions remettent en cause, d'un point de vue environnemental, ce type de post-traitement, pourtant très courant car il présente d'autres intérêts (facilité de mise en œuvre, faible consommation énergétique, production d'un produit exportable...), d'où l'intérêt de l'avoir modélisé en premier lieu.

La modélisation du scénario Métha considère qu'une partie du digestat en sortie du méthaniseur est épandu tel quel sur des surfaces agricoles du territoire, sans subir de post-traitement. Cette fraction est dimensionnée sur la base de la quantité d'azote organique admissible sur les surfaces détenues par les agriculteurs associés au projet de méthanisation, et représente 13 % du tonnage de matière brute du digestat. Les résultats de l'évaluation environnementale ont montré qu'un tel épandage brut génère moins d'impact par tonne de digestat que la filière de compostage.

Le bilan environnemental de la filière de méthanisation pourrait donc être amélioré en augmentant la part du digestat épandu brut. Une telle modification requiert cependant de trouver des débouchés d'épandage, potentiellement plus éloignés de l'unité de méthanisation. Afin d'estimer la marge de progression maximale, une alternative considérant que la totalité du digestat produit est épandue brut à une distance de 100 km de l'installation⁸⁸, a donc été étudiée. Son bilan environnemental est présenté à la Figure 63.

⁸⁸ La distance de 100 km est jugée acceptable car c'est cette distance qui est parcourue par le digestat dans le scénario Métha entre l'unité de méthanisation et la plateforme de compostage.

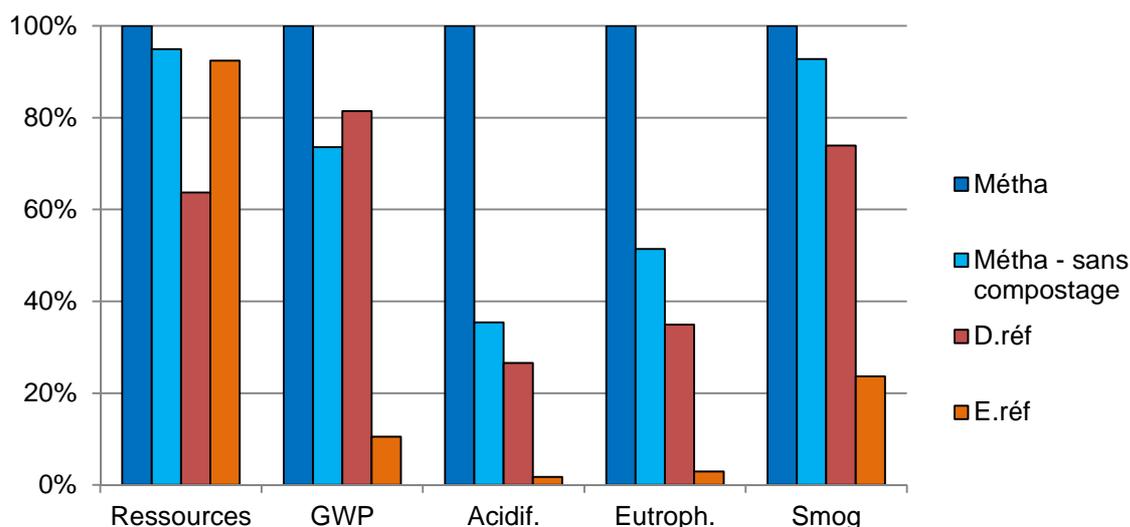


Figure 63 : Influence du traitement du digestat sur les impacts générés du scénario de méthanisation

Orienter le digestat vers une filière d'épandage direct au lieu d'une filière de compostage puis épandage permet de réduire de moitié et plus les impacts générés par le scénario de méthanisation sur l'eutrophisation et l'acidification. Ce scénario devient plus impactant que le scénario de référence de traitement des déchets, D.réf, de seulement 30 et 25 % respectivement pour ces deux impacts, et comparable concernant le changement climatique. Il reste en revanche bien plus impactant que le scénario alternatif de production d'énergie renouvelable, E.réf, sur l'ensemble des catégories d'impact.

La filière alternative de devenir du digestat ne change pas les conclusions tirées de la comparaison entre la méthanisation et le scénario de référence de production d'énergie. Elle conserve également les tendances identifiées entre les deux scénarios de traitement des déchets, à l'exception du changement climatique pour lequel ils deviennent comparables, mais réduit significativement les écarts entre scénarios concernant l'acidification et l'eutrophisation.

b. Substitution aux engrais minéraux

La substitution d'engrais minéraux par le digestat, brut ou composté, et le compost de biodéchets (produit par le scénario D.réf) n'a pas été modélisée en première approche : du fait de la difficulté à évaluer la valeur fertilisante de ces produits ainsi que les pratiques agricoles concernant leur utilisation, le produit potentiellement remplacé ainsi que le taux de substitution sont très incertains. Afin d'estimer le potentiel maximal d'impacts évités liés à cette substitution, elle a été étudiée en supposant que 100 % du contenu en N, P et K totaux se substituaient à des engrais minéraux⁸⁹ : nitrate d'ammonium, superphosphate simple et sulfate de potassium respectivement. Les résultats

⁸⁹ La substitution est estimée en considérant les unités de N, P, K (une *unité* [nutriment] représentant un apport organique ou minéral équivalent à un kilogramme du nutriment considéré par hectare). En prenant l'exemple de l'azote, l'épandage d'1 kg d'azote total contenu dans le digestat se substitue à l'épandage d'1 kg d'azote minéral contenu dans du nitrate d'ammonium, ce qui correspond à 2,85 kg d'engrais.

sont présentés à la Figure 64, où les impacts évités par la substitution aux engrais minéraux sont agrégés aux impacts évités par la substitution énergétique.

Envisager une substitution maximale aux engrais minéraux influence les résultats concernant les impacts évités, principalement sur la catégorie de déplétion des ressources, qui passe de -1 125 % à -1 360 % pour Métha.D et de -120 % à -150 % pour D.réf. De plus, les impacts évités par les deux scénarios sur le changement climatique deviennent comparables. Enfin, l'impact évité par Métha.D sur le smog passe de -120 % à -160 %, tandis qu'il ne change pas pour D.réf.

La prise en compte d'une substitution du digestat aux engrais minéraux, qui a été modélisée selon un taux maximisé et donc peu réaliste, ne modifie pas les tendances identifiées entre les deux scénarios de traitement de déchets, à l'exception des impacts évités sur le changement climatique qui deviennent comparables.

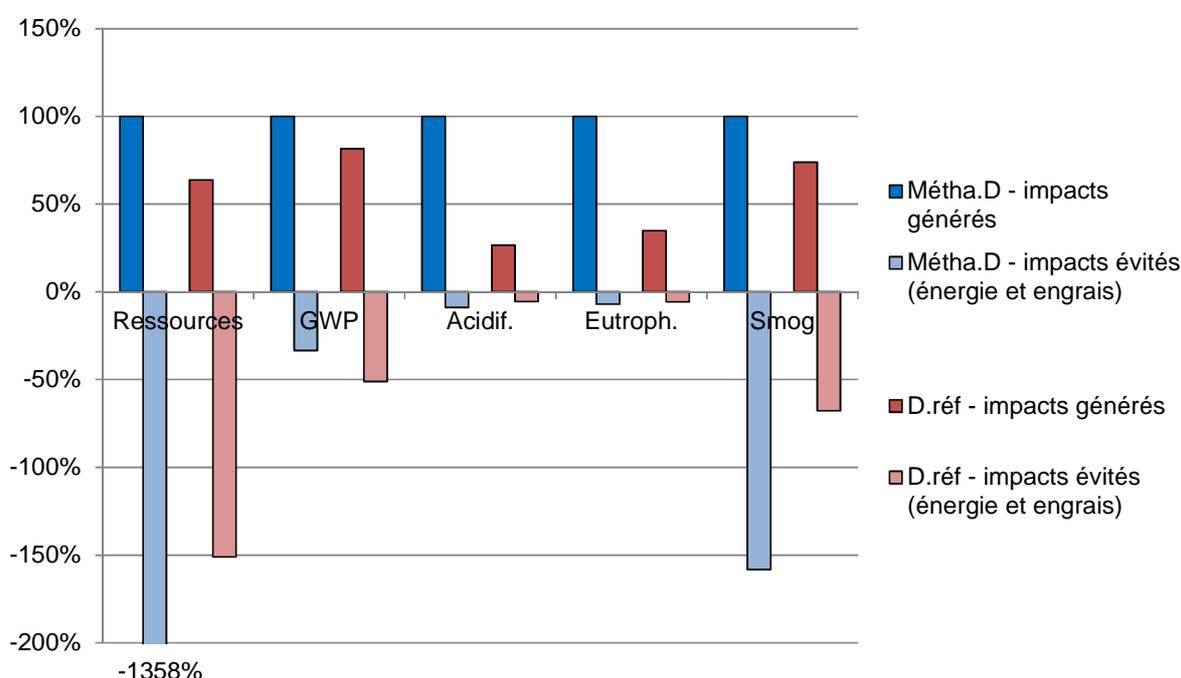


Figure 64 : Influence d'une substitution aux engrais minéraux sur les impacts évités par les scénarios de traitement des déchets

2.5.2 Synthèse des résultats et des comparaisons

Au vu des résultats de comparaison du scénario de méthanisation avec les scénarios de référence et des analyses de sensibilité, les principales conclusions sur les performances environnementales de la filière selon la fonction principale considérée sont établies.

Que la filière de méthanisation soit abordée selon la fonction de traitement des déchets organiques ou de production d'une énergie renouvelable, les impacts qu'elle génère sur les catégories d'acidification et d'eutrophisation sont largement supérieurs à ceux des scénarios alternatifs. Les impacts évités par les substitutions n'inversent pas ces tendances. La substance en cause est principalement le NH_3 , émis lors de la valorisation du digestat. L'orientation de la totalité du digestat brut en épandage permet de réduire significativement les impacts du scénario de méthanisation sur ces catégories d'impact, ce qui ne le rend pas pour autant comparable aux scénarios alternatifs. Dans l'objectif de réduire ces impacts, certaines solutions techniques peuvent être envisagées : par exemple, le compostage en hall fermé avec un système d'extraction et de laveurs d'air permettrait de maîtriser les émissions de NH_3 ; ou bien, l'acidification du digestat avant son compostage pourrait, par abaissement du pH, réduire la volatilisation de l'azote qu'il contient. Néanmoins, l'ajout de telles étapes, qui sont elles-mêmes sources d'impacts environnementaux intrinsèques, doit être intégré au bilan environnemental global de la filière.

Concernant le changement climatique, les impacts générés par les scénarios de traitement des déchets, Métha.D et D.réf, sont comparables. En considérant les impacts évités et en excluant la contribution du CO_2_{bio} , la méthanisation devient plus performante que le scénario de référence. En revanche, le scénario de production d'énergie E.réf génère beaucoup moins d'impact que la méthanisation. La prise en compte de l'impact évité par la substitution énergétique de la méthanisation et l'exclusion du CO_2_{bio} rend les deux scénarios de production d'énergie comparables. La substance émise par la filière de méthanisation qui contribue au changement climatique et dont la réduction des émissions peut constituer un levier d'amélioration significatif est le N_2O , émis lors de la valorisation du digestat. A l'étape de compostage, l'abattement du NH_3 contenu dans le digestat ou l'augmentation de sa teneur en MO (en compostant le digestat en mélange avec des déchets frais, par exemple) constituent des pistes de réduction des émissions de N_2O .

Les catégories d'impact pour lesquelles l'influence des substitutions est la plus importante sont le potentiel de déplétion des ressources et dans une moindre mesure le smog.

L'impact de la filière de méthanisation sur le smog est en bonne partie causé par les émissions de CH_4 dues aux fuites du digesteur. Le scénario Métha.D devient comparable au scénario D.réf si ces fuites sont minimisées, et compétitif si les impacts évités sont pris en compte. Plus impactant que le scénario E.réf en impact généré, quel que soit le taux de fuite, le scénario Métha.E devient compétitif en considérant les substitutions.

Les impacts évités par le scénario Métha.D, du fait de la substitution du biométhane au gaz naturel et du digestat aux engrais, représentent près de dix fois les impacts évités par le scénario de référence

de traitement des déchets D.réf, ce qui rend la filière de méthanisation très compétitive. Aucune conclusion tranchée ne peut être tirée de la comparaison des scénarios de production d'énergie sur la catégorie de déplétion des ressources, en raison de la différence de frontières concernant les infrastructures.

3 Discussion

3.1 Discussion sur la mise en œuvre de l'approche systémique territoriale

La validation de la méthodologie développée par son application à des cas d'études soulève certaines limites et pistes d'amélioration, concernant le choix des territoires d'étude, l'arbitrage entre indicateurs et l'analyse multicritère spatiale, qui sont discutées.

3.1.1 Choix des territoires

Outre les liens établis avec les acteurs locaux, le choix des territoires retenus pour la mise en application comparée de la méthodologie repose sur le fait que ces deux territoires sont contrastés, principalement en termes de contraintes naturelles, de population et d'activités économiques. Néanmoins, les deux territoires appartenant au Grand Ouest, leurs situations géographiques et donc leurs climats sont assez proches, ce qui se traduit par des caractéristiques communes en ce qui concerne par exemple les types de cultures et la conduite d'élevages, les consommations énergétiques, etc. En privilégiant ce critère de contraste, des territoires de types Nord/Sud auraient pu être retenus, ce qui aurait, cependant, constitué une difficulté pour le recueil de données de terrain. La méthodologie peut néanmoins être dès à présent appliquée à de tels territoires.

3.1.2 Arbitrage entre les indicateurs de fonction et définition des scénarios

Si le calcul des indicateurs de fonction et de scénario est objectif, leur construction a nécessité des ajustements tout au long du développement de la méthodologie, alimentés notamment par le retour d'expérience sur les territoires d'application. Une démarche théorique d'arbitrage est donc proposée, décrite au § 3.1.5 du chapitre II et appliquée dans le présent chapitre. Néanmoins des ajustements sont encore nécessaires, et la démarche sera d'autant meilleure que le nombre de territoires étudiés sera important.

La mise en œuvre comparée de la méthodologie décrite dans ce chapitre conduit à des scénarios de méthanisation qui diffèrent selon le territoire. Concernant la CARENE, les orientations sont identiques quelle que soit la fonction considérée principale parmi les deux enjeux majeurs du territoire ; elles visent à satisfaire à ces enjeux, en maximisant la production et la valorisation d'énergie tout en traitant prioritairement les biodéchets des gros producteurs. Dans cette configuration, les enjeux ne sont pas conflictuels. Pour le Coglais Communauté, les lignes directrices sont identiques pour les fonctions principales de gestion et d'exportation des nutriments, mais diffèrent pour la fonction principale de production d'énergie. Si les deux premières reflètent des enjeux différents (l'un porte sur la résorption d'un excédent de nutriments, sans que l'amélioration de leurs propriétés fertilisantes soit pour autant nécessaire, tandis que l'autre vise obtenir un produit fertilisant de qualité, sans qu'un excédent structurel n'ait été identifié), elles entraînent une mise en œuvre de la méthanisation semblable, traitant prioritairement les effluents d'élevage avec de fortes contraintes sur le traitement du digestat. La fonction de production

d'énergie renouvelable impose en revanche de limiter les post-traitements du digestat, afin de maximiser la valorisation du biogaz hors de l'unité de méthanisation. Dans le cas de ce territoire, l'insertion d'une filière de méthanisation ne permet pas de satisfaire à tous les enjeux, qui sont conflictuels. Des arbitrages entre les enjeux sont donc nécessaires, avant même l'évaluation des impacts environnementaux.

L'évolution de la démarche d'arbitrage pourrait par exemple contribuer à définir des lignes directrices de scénario qui soient davantage discriminantes selon les résultats d'indicateur, via notamment les grilles de contraintes et de préférences, leur combinaison et l'interprétation de cette combinaison. Tout d'abord, des grilles de préférences correspondant aux indicateurs de scénario lorsqu'ils ne sont pas contraignants pourraient être établies, comme évoqué lors de la discussion du chapitre précédent. Il peut, de plus, être envisagé d'étendre les valeurs de ces grilles au-delà de 1, 0 ou -1, en approfondissant l'expertise sur les préférences selon les différentes options (par exemple, en attribuant une valeur de 3 au cosubstrat que sont les résidus de cultures dans la grille de préférence de l'indicateur $N_{\text{miné}}$, car il est très intéressant de le mélanger avec les effluents d'élevage). Une pondération des grilles de préférences (hiérarchisant les indicateurs de scénario qu'elles reflètent selon la fonction principale retenue) ou encore un retour systématique aux données brutes lorsqu'un arbitrage est nécessaire entre deux options obtenant le même score sont encore d'autres pistes à explorer.

3.1.3 Analyse multicritère spatiale

Lors de l'analyse multicritère spatiale visant à optimiser l'implantation des scénarios de méthanisation définis, les valeurs et la pondération attribuées aux critères géographiques influencent les zones préférentielles d'implantation. Ce résultat n'est non seulement pas surprenant, mais recherché, puisqu'il valide que l'importance accordée aux critères géographiques est discriminante. Les indicateurs d'implantation ont d'ailleurs été hiérarchisés et pondérés de manière arbitraire, la recherche d'une implantation optimale ne présentant pas d'enjeu dans le cas présent (puisque un site avait déjà été choisi au sein de la CARENE par les acteurs du projet). Mais, en pratique, cette recherche au moyen d'une analyse multicritère spatiale doit être menée en collaboration avec les acteurs, et dans cette démarche tenir compte de la forte influence de la pondération sur les résultats. La pondération, et donc les résultats d'une analyse multicritère, peuvent alors être matière à discussion, voire à controverse. Néanmoins, les cartes représentant les indicateurs d'implantations constituent, individuellement ou comparativement mais sans combinaison logicielle, des supports d'aide à la décision.

3.2 Discussion sur les résultats d'ACV

L'analyse des résultats d'ACV, obtenus pour la filière de méthanisation du territoire de la CARENE, permet d'identifier les hypothèses de modélisation qui méritent une attention particulière, à savoir les substitutions et le choix des filières de référence.

3.2.1 L'importance des substitutions

Les résultats de l'évaluation environnementale ont montré l'importance des substitutions pour les performances de la filière de méthanisation. En effet, lorsque la fonction principale considérée est le traitement des déchets, la prise en compte des impacts évités inverse son positionnement vis-à-vis de la filière de référence pour les impacts de changement climatique, de smog, et de manière radicale pour la déplétion des ressources (cf. § 2.5.2). Cependant, ces tendances dépendent fortement du choix des filières substituées, puisque ces dernières déterminent la quantité de ressources fossiles et d'émissions de CO₂ fossile économisés. Des choix différents pourraient conduire à des conclusions différentes.

Par exemple, la modélisation des scénarios étudiés considère une substitution du biométhane à du gaz naturel dans Métha.D, soit des émissions carbonées d'une énergie fossile évitées ; tandis que pour D.réf, la chaleur issue de l'incinérateur est supposée se substituer à une chaufferie à bois, dont les émissions carbonées évitées correspondantes sont majoritairement biogéniques. Le choix d'une filière d'énergie fossile en substitution à l'énergie produite par D.réf réduirait l'écart entre les impacts évités des deux scénarios.

Les substitutions se rapportant aux cofonctions du système étudié, leur contribution favorable au bilan environnemental de la filière sur certaines catégories d'impact montre que la multifonctionnalité de la méthanisation constitue bien un atout environnemental. L'approche développée vise à optimiser le choix d'une fonction principale selon le territoire. La pertinence de la filière sera ainsi renforcée si ses cofonctions se substituent de manière effective et efficace, c'est-à-dire telles qu'elles remplacent des filières particulièrement impactantes. Afin de rendre plus robuste le choix des substitutions, la contribution des acteurs semble prometteuse, et ceux particulièrement pour les débouchés locaux de valorisation des coproduits.

3.2.2 Equivalence fonctionnelle des énergies

Pour répondre à la fonction principale de *production locale d'énergie renouvelable*, le scénario alternatif à la méthanisation, E.réf, a été défini comme un mix d'EnR adaptés du SRCAE local. Il comprend ainsi des filières d'énergie éolienne, marine et terrestre, solaire photovoltaïque et issue du bois. Si la quantité d'énergie produite est commune aux deux scénarios (définie en tep par l'unité fonctionnelle), la *qualité* des EnR obtenues se révèle variable, dans la mesure où elles ne peuvent satisfaire aux mêmes usages. En effet, les filières éolienne et solaire fournissent de l'électricité, tandis que l'énergie issue de la combustion du bois est sous forme de chaleur. Le biométhane, en revanche, est un produit équivalent au gaz naturel et peut être utilisé sous forme de chaleur selon une large gamme de température, ou encore sous forme de carburant pour véhicules. Ces différences rendent finalement difficile la comparaison de la méthanisation aux autres filières d'EnR, faisant émerger la question d'*équivalence fonctionnelle* des énergies. Le méthane issu de la méthanisation apparaît alors comme la forme d'énergie se rapprochant le plus du gaz naturel, puisque ces deux produits sont distribués via le même réseau. Mais pour comparer ces deux filières par ACV, l'unité

fonctionnelle doit être modifiée et ne pourra plus mentionner le caractère *renouvelable* de l'énergie produite.

Cette comparaison a été réalisée dans le cadre de l'étude opérationnelle, sur la base de l'unité fonctionnelle suivante : *consommation de 1 400 tep d'énergie gazeuse*. Les résultats qui ont été restitués dans ce cadre figurent à l'Annexe XIX. Selon cette comparaison (qui exclut le CO₂ bio des frontières), la méthanisation est très compétitive sur la déplétion des ressources par rapport à la filière de gaz naturel, avec un impact généré dix fois inférieur. Générant davantage d'impact sur le changement climatique, elle devient compétitive avec la prise en compte des impacts évités (par le traitement des déchets). Le positionnement de la filière de méthanisation par rapport à ce scénario énergétique est donc opposé à son positionnement par rapport au mix d'EnR pour ces deux catégories d'impact. Il est en revanche similaire pour l'acidification et l'eutrophisation.

3.2.3 Choix de l'incinérateur comme filière de référence

Dans le scénario de référence de traitement des déchets organiques D.réf, la totalité du gisement des déchets industriels est dirigée vers une filière d'incinération. Ce choix est discutable, dans la mesure où l'incinération constitue l'ultime filière de valorisation des déchets, particulièrement pour des déchets organiques. Contrairement à la méthanisation, elle ne permet pas de conserver les nutriments contenus dans les déchets. Leur valorisation se fait exclusivement sous forme d'énergie, dont le rendement de conversion, complexe, est tributaire de leur mélange avec d'autres déchets à fort PCI tels que des plastiques.

De plus, compte tenu de la part importante que représentent les déchets industriels parmi les substrats considérés (près de 70 %), la comparaison entre les scénarios Métha.D et D.réf revient presque à comparer une filière de méthanisation à une filière *tout incinération*. Afin de donner davantage d'importance à l'enjeu de valorisation *organique* des déchets dans le scénario de référence, la part du gisement traitée par compostage pourrait être augmentée, et certains résidus tels que les tourteaux de tournesols pourraient être orientés vers une filière d'alimentation animale. La modélisation d'une telle filière est néanmoins complexe et relève de compétences agronomiques qui dépassent le champ de ces travaux de thèse (notamment lorsqu'il s'agit d'appréhender la substitution des substrats considérés à une autre source d'alimentation animale), c'est pourquoi elle n'a pas été réalisée.

3.2.4 La difficile substitution du digestat

En ACV, il est difficile de prendre en compte les éventuels avantages que peut constituer la production d'un digestat d'un point de vue environnemental, pour les raisons suivantes :

- les propriétés fertilisantes et surtout amendantes sont très variables d'un digestat à l'autre (Nkoa, 2014) et la prise en compte des bénéfices de leur retour au sol ne sont actuellement pas évaluables ;
- il n'existe pas de produit équivalent au digestat sur le marché, particulièrement en termes d'amendement, ce qui rend sa substitution difficile ;
- dans le cas d'une substitution du digestat aux engrais minéraux, en vertu de ses propriétés fertilisantes, le taux de substitution est très incertain, du fait que des engrais minéraux sont tout de même utilisés en pratique en raison de contraintes techniques (relatives à l'épandage) et agronomiques (relatives aux besoins des cultures).

Compte tenu de l'absence de prise en compte des éventuels bénéfices du digestat, seuls les impacts préjudiciables qui lui incombent sont mis en évidence. Les résultats de l'ACV ont ainsi montré que la valorisation du digestat est responsable de la totalité des impacts d'acidification et d'eutrophisation du scénario de méthanisation étudié, et que ces catégories sont très défavorables à la filière par rapport aux scénarios de référence. Ces résultats pourraient conduire à envisager la fin de vie du digestat comme celle d'un déchet, par incinération par exemple. Mais une telle filière ne permettrait pas de valoriser les nutriments contenus dans le digestat par leur retour au sol, qui pourrait en améliorer la qualité. D'ailleurs, le contexte réglementaire actuel tend vers une valorisation systématique de la matière organique par son retour au sol.

Ces résultats mettent en évidence l'intérêt probable de transformer les digestats de méthanisation en produits plus stables et plus faciles à utiliser que les digestats bruts, en vue de favoriser leur substitution aux engrais minéraux et de minimiser les émissions qui leur sont imputables. De telles transformations nécessitent toutefois la construction d'infrastructures et la consommation de réactifs et d'énergie, qui engendreront des impacts contribuant au bilan environnemental de la filière. L'étude de ces aspects mérite de faire l'objet de futurs travaux de recherche.

Conclusion

La méthodologie développée dans le but de résoudre la multifonctionnalité de la méthanisation en accord avec le contexte d'implantation de la filière a été appliquée à deux territoires du Grand Ouest aux caractéristiques jugées contrastées. Le Coglais Communauté est un territoire rural caractérisé par l'élevage intensif de bovins laitiers et un recensement parmi les zones en excédent structurel. La CARENE est un territoire industriel et urbain, comptant de nombreuses zones de protection de l'environnement par la présence du marais de la Brière.

La conduite de l'approche systémique territoriale sur ces deux territoires a abouti, via les indicateurs de fonction, à la mise en évidence d'enjeux propres à chacun au regard d'une potentielle filière de méthanisation : production d'énergie renouvelable et traitement des déchets organiques pour la CARENE ; exportation des nutriments ou amélioration de leur gestion et, dans une moindre mesure, production d'énergie renouvelable pour le Coglais Communauté.

Les lignes directrices de scénarios de méthanisation satisfaisant à ces différents enjeux ont ensuite été définies, conformément aux résultats d'indicateurs de scénario obtenus pour chaque territoire. Pour la CARENE, les caractéristiques les plus notoires du scénario de base défini concernent le traitement prioritaire des biodéchets de gros producteurs et la valorisation maximale de l'énergie en évitant les post-traitements énergivores du digestat. Pour le Coglais Communauté, le scénario de base consiste à traiter prioritairement les effluents d'élevage, à valoriser l'énergie du biogaz en cogénération ou chaleur seule et d'utiliser une part de cette énergie pour un post-traitement poussé du digestat, permettant son exportation ou sa substitution aux engrais minéraux.

Cette application comparative de l'approche systémique territoriale montre qu'elle est discriminante pour les territoires étudiés, puisque des enjeux différents conduisent à des scénarios de méthanisation différents.

La phase d'optimisation spatiale de la filière ainsi définie a ensuite été menée pour le territoire de la CARENE selon deux fonctions principales distinctes (traitement de déchets et production d'énergie renouvelable). Elle a montré l'importance de la pondération des critères géographiques, spécifique à chaque fonction principale, dans la définition et la priorisation des zones potentielles d'implantation.

Contrainte par la réalité opérationnelle, en lien avec laquelle se sont déroulés les travaux de thèse, la phase d'évaluation des impacts environnementaux a porté sur un projet concret d'unité de méthanisation au sein du territoire. Dans ce scénario, mobilisant majoritairement des déchets industriels, le biogaz produit sera valorisé par injection dans le réseau de distribution du gaz naturel et le digestat sera en partie épandu brut sur le territoire et en partie composté et exporté.

La quantification des impacts environnementaux du scénario opérationnel tel que défini au moment de sa réalisation, a ainsi été menée, d'une part en considérant la fonction principale de traitement des déchets, où la filière de méthanisation est comparée à scénario dans lequel les substrats sont

compostés, incinérés ou stockés puis épandus, d'autre part en considérant la fonction principale de production d'énergie, où la filière de méthanisation est comparée à un mix d'énergies renouvelables.

Pour le système de méthanisation étudié, la variation de la fonction principale influence les résultats de l'évaluation dans la mesure où elle gouverne les scénarios de référence et les substitutions. Concernant l'acidification et l'eutrophisation, les émissions azotées de la méthanisation sont importantes, d'où des impacts générés nettement supérieurs à ceux du scénario de référence, quel qu'il soit. Concernant la déplétion des ressources et, dans une moindre mesure, le smog, la méthanisation présente des impacts évités conséquents, du fait des substitutions ; leur prise en compte la rend alors très compétitive sur ces catégories par rapport au scénario de référence de traitement des déchets. Aucune conclusion tranchée relative au changement climatique ne peut être tirée des comparaisons aux scénarios de références, car le positionnement de la méthanisation change en fonction de la prise en compte des impacts évités mais aussi de la comptabilisation du CO₂ bio.

L'analyse des résultats de l'évaluation environnementale met en évidence certaines difficultés méthodologiques liées à la définition des filières de référence comparées. Ces difficultés relèvent de l'équivalence fonctionnelle des énergies produites lorsque la fonction de production d'énergie est considérée. Dans le cas d'une fonction principale de traitement des déchets, elles tiennent à la complexité de modélisation des filières alternatives, qui sont généralement elles-mêmes multifonctionnelles, et multiples du fait de la variété des substrats traités par méthanisation (ces substrats n'étant d'ailleurs pas nécessairement des déchets au sens commun du terme).

Les résultats montrent par ailleurs le rôle prépondérant que jouent les substitutions (à l'énergie, aux engrais minéraux ou à la gestion classique des substrats) dans le bilan global de la filière, principalement sur la déplétion des ressources. La multifonctionnalité de la méthanisation peut ainsi constituer un atout environnemental dès lors que les cofonctions sont exploitées efficacement. Afin de réduire les incertitudes relatives à ces substitutions, c'est-à-dire les modéliser en se rapprochant au mieux de la réalité locale, la contextualisation des deux premières étapes de l'ACV apparaît donc appropriée. Lorsque ces incertitudes proviennent de la *nouveauté* du coproduit, comme c'est le cas du digestat, la modélisation gagnera en pertinence avec une meilleure connaissance des usages le concernant, qui sont amenés à évoluer.

Conclusions et perspectives

Depuis quelques décennies, avec la pression démographique, l'Homme prend conscience de son impact sur l'environnement et de l'absence de durabilité de son mode de vie. Le naturaliste Monod, en 1961, a écrit à ce propos : *voici, tout de même, que depuis un demi-siècle ici et là, [...] une réflexion salutaire incite l'Homo destructor à repenser son attitude en face de la nature [...] Il sait aujourd'hui à quels périls l'expose, lui et ses descendants, un mésusage insensé des ressources naturelles qui sont en fait un capital à transmettre intact, non un butin à saccager*⁹⁰. Mais pour réduire les pressions qu'il exerce sur le milieu naturel, encore faut-il qu'il soit capable d'évaluer ces pressions, c'est-à-dire d'en connaître la cause et de les quantifier. Ainsi, il faudrait, idéalement, analyser les performances de tous les systèmes anthropiques, et particulièrement de ceux qui émergent en raison de leurs bénéfices supposés sur l'environnement. En France, la loi du 12 juillet 2010, dite *Grenelle II*, préconise d'ailleurs une évaluation systématique des plans, schémas, programmes et autres documents de planification susceptibles d'avoir des incidences sur l'environnement.

A cette fin d'évaluation, plusieurs outils ont été développés à travers le monde, dont l'ACV, qui est l'un des plus fréquemment utilisé. A son origine, dans les années 60, l'ACV consiste en un bilan essentiellement énergétique couvrant l'ensemble du cycle de vie des produits étudiés. Elle évolue ensuite vers une analyse prenant en compte les impacts environnementaux de manière exhaustive et arrive à maturité dans les années 90. Elle est finalement standardisée par la *Society of Environmental Toxicology and Chemical* (SETAC) puis par l'ISO. A l'heure actuelle, cette méthode globale et normée présente encore néanmoins des limites, dont certaines pourraient être résolues par une meilleure prise en compte du contexte local.

Par plusieurs aspects, la filière de méthanisation s'inscrit dans les systèmes qui méritent d'être évalués d'un point de vue environnemental. Le procédé naturel qu'elle met en œuvre permet de dégrader la matière organique en biogaz, vecteur d'énergie renouvelable qui peut être valorisé de différentes manières. Les substrats de la méthanisation sont variés, et leur mélange au sein du digesteur tend à améliorer le bon fonctionnement de ce dernier. La gestion du digestat peut être facilitée par un traitement visant à faciliter son épandage ou son exportation, par une réduction de volume, ou bien par l'élimination ou la concentration des nutriments.

Bénéficiant depuis une dizaine d'années en France d'un contexte réglementaire et incitatif favorable, la méthanisation n'est plus perçue simplement comme une solution de traitement des déchets organiques, mais aussi comme un moyen de produire de l'énergie renouvelable et de gérer les nutriments organiques de manière globale. Ces différents aspects peuvent d'ailleurs être mis à profit si elle est développée selon un modèle centralisé, qui s'inscrit de plus en plus souvent dans des initiatives d'écologie industrielle et territoriale (EIT), selon une logique d'optimisation collective des flux de matière et d'énergie au sein d'un territoire.

Néanmoins, les tendances issues de la littérature scientifique relative à l'évaluation environnementale de la méthanisation dressent un bilan mitigé de la filière. Que cette dernière soit

⁹⁰ MONOD, T., *Notes africaines*, n° 91-92, juillet-octobre 1961.

considérée comme une solution de traitement des déchets, de production d'énergie ou de gestion des nutriments, les études s'accordent majoritairement sur la réduction des impacts de changement climatique et d'épuisement des ressources, imputable à la valorisation énergétique du biogaz. Mais concernant les impacts d'acidification et d'eutrophisation, si l'émission de substances contribuant à ces catégories, lors du traitement et de la valorisation agronomique du digestat, est incontestable, les conclusions sont partagées. Une dualité entre impacts globaux (changement climatique et épuisement des ressources) et impacts locaux (acidification et eutrophisation) apparaît alors, pour lesquels les performances de la méthanisation sont contrastées.

Par ailleurs, l'évaluation environnementale de systèmes de méthanisation rencontre souvent des difficultés d'exécution liées au fait que l'objet d'étude est multifonctionnel, et peut par conséquent être abordé selon différents objectifs. Huttunen et coll. soulignent la grande variabilité de la filière selon qu'elle est vouée à un objectif de traitement des déchets ou de production énergétique (Huttunen et coll., 2014). Par exemple, dans le premier cas, une part importante de l'énergie produite par valorisation du biogaz est autoconsommée pour le prétraitement des déchets. De la même manière que le besoin auquel satisfait une unité de méthanisation conditionne sa conception, ce besoin, qui est alors désigné comme la *fonction principale* remplie par le système, conditionne l'évaluation de ses performances environnementales.

Par sa multifonctionnalité et son lien fort avec le territoire d'implantation, entre autres spécificités, la filière de méthanisation est un système complexe, à l'étude duquel l'approche systémique est appropriée. C'est donc une approche systémique territoriale qui a été développée dans le cadre de ces travaux de thèse, dans le but de générer des scénarios de méthanisation adaptés au territoire. Une telle approche consiste en la modélisation spatiale au moyen des systèmes d'information géographique (SIG) d'une filière de méthanisation centralisée. Par ses différentes entités et leurs interactions, cette dernière se situe à l'intersection de trois principaux secteurs d'activité : l'énergie, la gestion des déchets et l'agriculture. Le modèle spatial a alors permis de définir différents types d'indicateurs visant, pour tout territoire, à résoudre la multifonctionnalité du système, puis à générer des scénarios adaptés en termes de fonctionnalité et d'implantation.

L'application de la méthodologie développée à deux territoires aux caractéristiques contrastées a mis en évidence des enjeux différents pour chacun d'eux, conduisant à des scénarios différents. En proposant de définir une unité fonctionnelle et des scénarios contraints par le territoire d'étude, puis en intégrant des données géoréférencées à la modélisation du système, le cadre conceptuel élaboré s'inscrit dans les travaux de contextualisation des deux premières étapes de l'ACV. La démarche peut néanmoins être déployée sans aboutir à la quantification des impacts environnementaux à proprement parler. L'approche systémique territoriale, indépendamment de l'ACV, correspond alors à différents niveaux de prestation commerciale dans le cadre d'études de faisabilité de la filière de méthanisation (analyse des opportunités du territoire, optimisation de scénario, etc.). Dans tous les cas, les résultats intermédiaires ou finaux obtenus offrent une base de réflexion et de discussion avec les parties prenantes. Le cadre conceptuel développé pourra, de plus, être transposé à d'autres

objets d'étude, qui donnent lieu à un contexte décisionnel territorial et qui, dans ce contexte, sont multifonctionnels. Les autres filières de production énergétique à partir de biomasse, telles que le bois, ou de recyclage de certains déchets constituent, dans cette optique, des candidats intéressants, qui requièrent alors l'adaptation du modèle de données aux entités et interactions qui leur sont propres, et des indicateurs qui en résultent aux enjeux qu'ils portent.

L'intervention des acteurs a été, en première approche, délibérément exclue du déroulement de la méthode qui se veut objectivée, même si leur concours s'est révélé indispensable à différentes étapes, face à certaines limites d'objectivisme, relatives soit à la méthode elle-même soit à un manque de données. La méthodologie développée a ainsi éprouvé une mise en situation opérationnelle auprès des acteurs du terrain, en lien avec Akajoule, financeur de ces travaux de thèse, dans le cadre d'un projet concret de méthanisation au sein du territoire de la CARENE. Cette confrontation aux acteurs a été source à la fois de contraintes et d'enrichissements pour la méthodologie. D'une part, l'émergence d'un projet de méthanisation au sein du territoire, initialement en marge de ces travaux de thèse, a conduit les parties prenantes à orienter les scénarios à évaluer d'un point de vue environnemental vers les caractéristiques de ce projet. Sans cette contrainte, les scénarios auraient été définis différemment en termes de substrats, de valorisation du biogaz, d'implantation, etc., ce qui entraîne une rupture entre les sorties de l'approche systémique territoriale et la réalité du terrain. D'autre part, la collaboration avec les acteurs a permis l'obtention de données spécifiques, ou encore des évolutions dans la manière de présenter les indicateurs, ce qui contribue à améliorer la méthode. Leurs réactions témoignent de son utilité et de sa propension à susciter les discussions dans un contexte décisionnel.

Ces enrichissements résultants du retour auprès des acteurs confirment l'importance de la démarche *bottom-up* en faveur d'améliorations futures de la méthodologie. Il a en effet été souligné qu'elle gagnera en fiabilité, particulièrement lors de l'arbitrage entre les différents indicateurs, avec l'ouverture des données relatives à l'environnement, d'une part, et la multiplication des retours d'expérience sur des territoires variés, d'autre part. Les informations obtenues auprès des parties prenantes contribueront alors à rendre l'élaboration des scénarios de méthanisation plus discriminante en fonction du contexte local. Elles alimenteront également une base de connaissances relatives aux enjeux économiques et sociaux que porte l'insertion d'une filière de méthanisation et leur éventuelle prise en compte lors de l'approche systémique territoriale. Il pourrait ainsi être envisagé d'intégrer, par exemple, un indicateur d'implantation traduisant la proximité aux riverains, ou un indicateur de scénario relatif à la rentabilité économique de l'installation, ou encore des indicateurs de l'historique du système afin d'en prévoir les évolutions, concernant par exemple la gestion des déchets, les concurrences probables entre les différentes filières de valorisation ou les pratiques agricoles.

Dans cet objectif de collaboration avec les acteurs, il semble judicieux d'avancer vers une informatisation de la méthodologie développée, visant à la rendre plus interactive et à faciliter les échanges. Dans cet esprit, Acutis et coll. ont élaboré un outil d'aide à la décision concernant la gestion des effluents d'élevage dans la région italienne de Lombardie (Acutis et coll., 2014). Destiné

aux politiques, agriculteurs ou développeurs de projets, cet outil leur permet de générer et comparer des scénarios alternatifs afin d'identifier les meilleures pratiques. Il fournit des indicateurs de performances environnementale, technique, économique et agronomique, ainsi que leur visualisation grâce à un SIG. Dans le cadre de l'association des parties prenantes à l'insertion d'unités de méthanisation au sein des territoires, une telle informatisation de la génération de scénario est prévue par un projet de recherche en cours de démarrage : DETERMEEN⁹¹.

Les résultats de l'évaluation des performances environnementales spécifiques des scénarios de méthanisation générés pour l'un des deux territoires d'étude en comparaison de scénarios de référence, établis dans le dernier chapitre de ce manuscrit, peuvent être résumés comme :

- défavorables à la méthanisation concernant les impacts locaux d'acidification et d'eutrophisation, du fait des émissions azotées générées par le système ;
- favorables à la méthanisation concernant les impacts globaux de déplétion des ressources et de smog lorsque sont pris en compte les impacts évités par la substitution des cofonctions.

Ces tendances suggèrent que la réduction des émissions azotées ou la valorisation efficace des coproduits issus du système constituent des leviers d'amélioration environnementale de la filière, pour peu qu'ils soient possibles à mettre en œuvre. Elles conduisent néanmoins également à identifier certains manques de la méthodologie développée, qui s'étendent à l'ACV plus généralement.

En premier lieu, les résultats de l'évaluation générique des impacts, qui succède à la définition et à la modélisation de scénarios contraints par leur environnement, mettent en évidence des limites dues au manque de continuité de la contextualisation de l'ACV. En effet, les émissions azotées, particulièrement par volatilisation du NH₃, sont désignées comme la principale source des impacts générés sur les catégories d'acidification et d'eutrophisation, pour lesquelles les performances de la filière de méthanisation sont défavorables. Or, en considérant par exemple l'eutrophisation, la réalisation de l'impact est fonction des retombées atmosphériques de la substance (qui, dans le cas du NH₃, peut être transportée sur des dizaines, voire des centaines de kilomètres), mais aussi de l'atteinte du milieu récepteur par la substance, qui dépend des caractéristiques de ce milieu récepteur. L'évaluation de l'impact, telle qu'elle a été réalisée, ne permet donc pas de quantifier, même grossièrement, l'impact réel imputable au NH₃ émis par la filière de méthanisation au sein de la CARENE, ni localement, ni même dans le rayon maximal de retombées du composé.

Pour avancer vers une meilleure estimation de la réalisation d'un impact, des outils, permettant la modélisation du transport et du devenir des substances dans le milieu récepteur, pourraient être

⁹¹ Le projet de recherche DETERMEEN, financé par l'Ademe, coordonné par l'IRSTEA de Rennes et réunissant le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM), la collectivité Rennes Métropole et l'industriel Akajoule, porte sur la *prise en compte des contraintes spatiales et environnementales pour une approche systémique de l'insertion d'unités de méthanisation collectives au sein d'un territoire*, et démarrera en 2015.

couplés à l'évaluation des impacts. Des modèles existants ont été développés en ce sens : ADMS 5⁹² est par exemple dédié à la modélisation de polluants atmosphériques issus d'installations industrielles. Des interactions avec différents logiciels de SIG sont possibles, afin de représenter les sorties du modèle sous forme matricielle. De même, SWAT⁹³ propose de modéliser l'érosion et les flux de nitrates à l'échelle d'un bassin versant (Arnolds et Fohrer, 2005). En associant un modèle hydrologique aux SIG, il permet de prendre en compte les interactions locales entre climat, type de sol et pratiques agricoles. SWAT a notamment été appliqué sur des bassins versants en France afin de simuler des réponses à des changements de pratiques agricoles (Laurent et Ruelland, 2011). Ce type de modèle pourrait ainsi être adapté à l'évaluation de l'eutrophisation causée par les émissions de nitrates imputables à la filière de méthanisation. La généralisation d'une telle évaluation spatialement différenciée à toutes les catégories d'impact non globales s'inscrirait alors dans la philosophie d'un continuum de spatialisation au travers des différentes étapes de l'ACV.

Par ailleurs, au vu de l'importance des impacts évités dans les résultats de la filière, il semble nécessaire d'avancer vers une meilleure connaissance des filières substituées et des possibles effets marginaux induits. Concernant le digestat, des incertitudes élevées demeurent quant à son utilisation. Si les post-traitements sont généralement perçus de manière positive par les industriels, comme un moyen d'améliorer le recyclage des nutriments, l'acceptabilité d'utilisation d'un digestat, même post-traité, vis-à-vis des agriculteurs demeure limitée (Huttunen et coll., 2014). Sa substitution effective aux engrais minéraux reste donc tributaire d'une évolution des pratiques. Concernant l'énergie, il s'agit d'une part d'obtenir la donnée, nettement *site-specific*, relative au type d'énergie remplacé par l'énergie issue du biogaz (Steubing et coll., 2014) ; mais aussi de savoir si l'énergie est réellement remplacée, ou si elle ne donne pas lieu à la création d'un nouveau besoin énergétique visant à justifier sa valorisation, de manière plus ou moins pernicieuse, pouvant alors être considérée comme un *effet rebond*.

L'*effet rebond* correspond à un phénomène comportemental ou systémique qui survient lorsque l'amélioration de l'efficacité d'un produit conduit à une réduction des coûts et offre, conséquemment, la possibilité de consommer davantage, annulant ainsi tout ou partie du gain attendu (Le Pochat, 2012). L'appréhension de tels effets rebonds en ACV est une question de recherche actuelle, qui requiert une approche conséquentielle et *site-specific*. Dans le cas de l'insertion d'une filière de méthanisation au sein d'un territoire, outre la question énergétique précédemment évoquée, l'abattement du carbone contenu dans les déjections animales lors de la digestion ne permettant pas son retour au sol ou encore la modification des pratiques culturales (récupération des résidus de cultures jusqu'alors laissés au sol, mise en place de CIVE, etc.) sont des effets rebond prévisibles. L'étude de ces effets rebonds fait également partie de travaux de recherche à venir, dans le cadre du projet DETERMEEN.

⁹² *Atmospheric Dispersion Modelling System* (ADMS 5), développé par le CERC (pour *Cambridge Environmental Research Consultants*).

⁹³ *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), développé par l'USDA (pour *US Department of Agriculture*) et l'Université du Texas.

Références bibliographiques

ACUTIS, M., ALFIERI, L., GIUSSANI, A., PROVOLO, G., DI GUARDO, A., COLOMBINI, S., BERTONCINI, G., CASTELNUOVO, M., SALI, G., MOSCHINI, M., SANNA, M., PEREGO, A., CAROZZI, M., CHIODINI, M.E., FUMAGALLI, M., « ValorE: An integrated and GIS-based decision support system for livestock manure management in the Lombardy region (northern Italy) », *Land Use Policy*, vol. 41, 2014, p. 149-162.

ADEME, *Analyse du Cycle de Vie des modes de valorisation énergétique du biogaz issu de méthanisation de la Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères collectée sélectivement en France*, rapport final de l'étude réalisée par RDC-Environnement, 2007, 130 p.

ADEME, *Estimation des gisements potentiels de substrats utilisables en méthanisation*, avril 2013, <http://www.ademe.fr/estimation-gisements-potentiels-substrats-utilisables-methanisation>.

ADEME, *Bilan national des projets biogaz au 1^{er} juillet 2013*, juillet 2013b, <http://www2.ademe.fr/servlet/doc?id=90928>.

ADEME, *Suivi technique, économique, environnemental et social d'installations de méthanisation*, mai 2014, <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=92415&p1=00&p2=05&ref=17597>.

ADOUE, C., « Bouclage des flux de matières, d'eau et d'énergie, les questions essentielles », *Mettre en œuvre l'écologie industrielle*, PPUR presses polytechniques, 2007, p. 43-53.

AISSANI, L., *Intégration des paramètres spatio-temporels et des risques d'accident à l'Analyse du Cycle de Vie : Application à la filière hydrogène énergie et à la filière essence*, Thèse de l'Ecole National Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 2008.

AISSANI, L., COLLET, A., BELINE, F., « Détermination de l'intérêt environnemental via l'analyse du cycle de vie du traitement des effluents organiques par méthanisation au regard de contraintes territoriales », *Sciences Eaux & Territoires*, n° 12, 2013, p. 78-85.

ALMANSOUR, E., BONNET, J.-F., HEREDIA, M., « Potentiel de production de biogaz à partir de résidus agricoles ou de cultures dédiées en France », *Science Eaux & Territoires*, n° 4, 2011, p. 64-72.

ATEE, *Etat des lieux de la filière méthanisation en France*, rapport du Club Biogaz, septembre 2011.

ARNOLD, J.G., FOHRER, N., « SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling », *Hydrological Processes*, vol. 19, 2005, p. 563-572.

AZAPAGIC, A., PETTIT, C., SINCLAIR, P., « A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment », *Clean Technologies and Environmental Policies*, vol. 9, 2007, p. 199-214.

- BAHERS, J.-B., « Métabolisme territorial et filières de récupération-recyclage : le cas des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) en Midi-Pyrénées », *Développement durable et territoires* [en ligne], vol. 5, n° 1, février 2014.
- BAKX, T., MEMBREZ, Y., MOTTET, A., *Etat de l'art des méthodes (rentables) pour l'élimination, la concentration ou la transformation de l'azote pour les installations de biogaz agricoles de taille petite/moyenne*, rapport final, Ofen (Suisse), 2009, 93 p.
- BARE, J.C., NORRIS, G.A., PENNINGTON, D.W., MCKONE, T., « TRACI – The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 6, 2003, p. 49-78.
- BARE, J.C., « Life cycle impact assessment research developments and needs », *Clean Technologies and Environmental Policies*, vol. 12, 2010, p. 341-351.
- BARLES, S., « Le métabolisme parisien aujourd'hui – Rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme », *Les Annales de la recherche urbaine*, n° 103, 2007, p. 64-72.
- BARLES, S., « Ecologies urbaine, industrielle et territoriale », dans *Ecologies urbaines*, sous la direction de COUTARD, O. et LEVY, J.-P., éd. Economica, 2010, p. 61-83.
- BASSET-MENS, C., ANIBAR, L., DURAND, P., VAN DER WERF H.M.G., « Spatialised fate factors for nitrate in catchment: Modelling approach and implication for LCA results », *Science of the Total Environment*, vol. 367, 2006, p. 367-382.
- BATZIAS, F.A., SIDIRAS, D.K., SPYROU, E.K., « Evaluating livestock manures for biogas production: a GIS based method », *Renewable Energy*, vol. 30, 2005, p. 1161-1176.
- BELINE, F., « Etat du développement de la méthanisation en France », *Sciences Eaux & Territoires*, n° 12, 2013, p. 28-29.
- BELLON-MAUREL, V., AISSANI, L., BESSOU, C., LARDON, L., LOISEAU, L., RISCH, E., ROUX, P., JUNQUA, G., « What Scientific Issues in Life Cycle Assessment Applied to Waste and Biomass Valorization? Editorial », *Waste and Biomass Valorization*, vol. 4, 2013, p. 337-383.
- BELOIN-SAINT-PIERRE, D., BLANC, I., « New spatiotemporally resolved LCI applied to photovoltaic electricity », *Proceedings of the Life Cycle Management Conference*, Berlin (Allemagne), 28-31 octobre 2011.
- BERGLUND, M., BÖRJESSON, P., « Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production », *Biomass and Bioenergy*, vol. 30, 2006, p. 254-266.
- BERNSTAD, A., COUR JANSEN, J. LA, « A life cycle approach to the management of household food waste – A Swedish full-scale case study », *Waste Management*, vol. 31, 2011, p. 1879-1896.
- BIOTEAU, T., TRETYAKOV, O., BORET, F., LAURENT, F., BALYNSKA, M., GIRAULT, R., BELINE, F., « Analyse spatialisée pour l'aide à la planification des projets de méthanisation collective », *Sciences Eaux & Territoires*, n° 12, 2013 p. 34-40.

- BLANC, I., FRIOT, D., CABON, J., MÄENPÄÄ, I., STEINBERGER, J., KRAUSMANN, F., ERB, K., TUKKER, A., VERCALSTEREN, A., VAN HOOF, V., *Evaluation of Environmental Accounting Methodologies for the assessment of global environmental impacts of traded goods and services*, Report to SKEP, 2009, www.imea-eu.org.
- BLANC, I., GUERMONT, C., GSCHWIND, B., MENARD, L., CALKOEN, C., ZELLE, H., « Web tool for energy policy decision-making through geo-localized LCA models: A focus on offshore wind farms in Northern Europe », *EnviroInfo 2012 – 26th International Conference on Informatics for Environmental Protection*, Dessau (Allemagne), 2012.
- BLENGINI, G.A., BRIZIO, E., CIBRARIO, M., GENON, G., « LCA of bioenergy chains in Piedmont (Italy): A case study to support public decision makers towards sustainability », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 57, 2011, p. 36-47.
- BÖRJESSON, P., BERGLUND, M., « Environmental systems analysis of biogas systems–Part I: Fuel-cycle emissions », *Biomass and Bioenergy*, vol. 30, 2006, p. 469-485.
- BÖRJESSON, P., BERGLUND, M., « Environmental systems analysis of biogas systems–Part II: The environmental impact of replacing various reference systems », *Biomass and Bioenergy*, vol. 31, 2007a, p. 326-344.
- BÖRJESSON, P., « Biogas from waste materials as transportation fuel–benefits from an environmental point of view », 11th IWA Congress on Anaerobic Digestion in Brisbane (Australia), 2007b.
- BYSTRICKY, M., KNÖDLESEDER, T., WEBER-BLASCHKE, G., FAULSTICH, M., « Comparing environmental impacts of electricity, heat and fuel from energy crops: evaluating biogas utilization pathways by the basket of benefit method », *Engineering in Life Sciences*, vol. 10, 2010, p. 570-576.
- CHAKHAR, S., *Cartographie décisionnelle multicritère : formalisation et implémentation informatique*, Thèse de l'Université Paris Dauphine, 2007.
- CHERUBINI, F., STRØMMAN, A.H., « Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges », *Bioresource technology*, vol. 102, 2011, p. 437-451.
- CIUFFO, B., SERENELLA, S., « Climate-based archetypes for the environmental fate assessment of chemicals », *Journal of Environmental Management*, vol. 129, 2013, p. 435-443.
- CLUZEL, F., YANNOU, B., LEROY, Y., MILLET, D., « Proposition for an Adapted Management Process to Evolve from an Unsupervised Life Cycle Assessment of Complex Industrial Systems Towards an Eco-Designing Organisation », *Concurrent Engineering: Research and Applications*, vol. 20, 2012, p. 111-126.
- COOPER, J.S., « Specifying Functional Units and Reference Flows for Comparable Alternatives », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, 2003, p. 337-349.

DAGNALL, S., HILL, J., PEGG, D., « Resource mapping and analysis of farm livestock manure – assessing the opportunity for biomass-to-energy schemes », *Bioresource Technology*, vol. 71, 2000, p. 225-234.

DE VRIES, J.W., GROENESTEIN, C.M., DE BOER, I.J.M., « Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy », *Journal of Environmental Management*, vol. 102, 2012, p. 173-183.

DURAND, D., NUNEZ, E., *Pour une pédagogie opérationnelle de l'approche systémique*, 2002, disponible à : <http://www.afscet.asso.fr/resSystemica/Crete02/DurandNunez.pdf>.

EDELMANN, W., SCHLEISS, K., JOSS, A., « Ecological, energetic and economic comparison of anaerobic digestion with different competing technologies to treat biogenic wastes », *Water Science and Technology*, vol. 41, 2000, p. 263-273.

ERKMAN, S., « L'écologie industrielle », *Vers une écologie industrielle*, éd. Charles Léopold Mayer, 2004, 2^{ème} éd. enrichie et mise à jour (1^{ère} éd. 1998), p. 25-48.

(EC) European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook*, « General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance », première édition de mars 2010, EUR 24708 EN, Luxembourg, Publication Office of the European Union, 2010.

FINNVEDEN, G., NILSSON, M., « Site-dependent Life-Cycle Impact Assessment in Sweden », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 10, 2005, p. 235-239.

FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M.Z., EKVALL, T., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., KOEHLER, A., PENNINGTON, D., SUH, S., « Recent developments in Life Cycle Assessment », *Journal of Environmental Management*, vol. 91, 2009, p. 1-21.

FOLEY, J., DE HAAS, D., HARTLEY, K., LANT, P., « Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems », *Water Research*, vol. 44, 2010, p. 1654-1666.

GASOL, C.M., GABARRELL, X., RIGOLA, M., GONZÁLEZ-GARCÍA, S., RIERADEVELL, J., « Environmental assessment: (LCA) and spatial modelling (GIS) of energy crop implementation on local scale », *Biomass and Bioenergy*, vol. 35, 2011, p. 2975-2985.

GEYER, R., STOMS, D.M., LINDNER, J.P., DAVIS, F.W., WITTSTOCK, B., « Coupling GIS and LCA for biodiversity assessment of land use – Part 1: Inventory modeling », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15, 2010, p. 454-467.

GHAFOORI, E., FLYNN, P.C., CHECKEL, D., « Global warming impact of electricity generation from beef cattle manure: a life cycle assessment study », *International Journal of Green Energy*, vol. 3, 2006, 257-270.

GIRAULT, R., *Etude des cinétiques de dégradation anaérobie et des interactions entre substrats organiques : impact sur les filières de co-digestion*, Thèse de l'Université de Rennes 1, 2011.

- GÓMEZ, A., ZUBIZARRETA, J., RODRIGUES, M., DOPAZO, C., FUEYO, N., « An estimation of the energy potential of agro-industrial residues in Spain », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 54, 2010, p. 972-984.
- GUINÉE, J.B., HEIJUNGS, R., « Life Cycle Sustainability Analysis – Framing Questions for Approaches », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 15, 2011, p. 656-658.
- HAIGHT, M., « Assessing the environmental burdens of anaerobic digestion in comparison to alternative options for managing the biodegradable fraction of municipal solid wastes », *Water Science and Technology*, vol. 52, 2005, p. 553-559.
- HAMELIN, L., WESNÆS, M., WENZEL, H., PETERSEN, B.M., « Environmental Consequences of Future Biogas Technologies Based on Separated Slurry », *Environmental Science and Technology*, vol. 45, 2011, p. 5869-5877.
- HAUSCHILD, M.Z., POTTING, J., HERTEL, O., SCHÖPP, W., BASTRUP-BIRK, A., « Spatial Differentiation in the Characterisation of Photochemical Ozone Formation – The EDIP2003 Methodology », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 11, 2006, p. 72-80.
- HEIJUNGS, R., KONING, A. DE, GUINÉE, J.B., « Maximizing affluence within the planetary boundaries », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 19, 2014, p. 1331-1335.
- HOUET, T., CORGNE, S., HUBERT-MOY, L., MARCHAND, J.-P., « Approche systémique du fonctionnement d'un territoire agricole bocager », *L'Espace géographique*, tome 37, 2008, p. 270-286.
- HUIJBREGTS, M.A.J., SEPPÄLÄ, J., « Towards Region-Specific, European Fate Factors for Airborne Nitrogen Compounds Causing Aquatic Eutrophication », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 5, 2000, p. 65-67.
- HUTTUNEN, S., MANNINEN, K., LESKINEN, P., « Combining biogas LCA reviews with stakeholder interviews to analyse life cycle impacts at a practical level », *Journal of Cleaner Production*, 2014, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.081>.
- ISO 14044, *Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre*, octobre 2006.
- ISO 14044, *Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices*, octobre 2006b.
- IPCC, « Emissions from livestock and manure management », *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, 2006, vol. 4, chap. 10, 87 p.
- IPCC, « Biological Treatment of Solid Waste », *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, 2006b, vol. 5, chap. 4, 8 p.
- JOLIVEAU, T., « Gérer l'environnement avec des S.I.G. Mais qu'est-ce qu'un SIG ? », *Revue de Géographie de Lyon*, vol. 71 n° 2, 1996, p.101-110.

- JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G., ROSENBAUM, R., « IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, 2003, p. 324-330.
- JOLLIET, O., SAADE, M., CRETAAZ, P., SHAKED, S., *Analyse du cycle de vie : comprendre et réaliser un écobilan*, PPUR Presses polytechniques, 2005, 312 p.
- (JRC) JONES, R.J.A., HIEDERER, R., RUSCO, E., LOVELAND, P.J., *The Map of Organic Carbon in Topsoils in Europe*, rapport du JRC, version 1.2, septembre 2003.
- JURY, C., BENETTO, E., KOSTER, D., SCHMITT, B., WELFRING, J., « Life Cycle Assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid », *Biomass and Bioenergy*, vol. 34, 2010, p. 54-66.
- KAUNDINYA, D.P., BALACHANDRA, P., RAVINDRANATH, N.H., « A GIS (geographical information system)-based spatial data mining approach for optimal location and capacity planning of distributed biomass power generation facilities: A case study of Tumkur district, India », *Energy*, vol. 52, 2013, p. 77-88.
- KIMMING, M., SUNDBERG, C., NORDBERG, Ä., BAKY, A., BERNESSON, S., NORÉN, O., HANSSON, P.-A., « Life cycle assessment of energy self-sufficiency systems based on agricultural residues for organic arable farms », *Bioresource Technology*, vol. 102, 2011, p. 1425-1432.
- KREWITT, W., TRUKENMÜLLER, A., BACHMANN, T.M., HECK, T., « Country-specific Damage Factors for Air Pollutants », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 6, 2001, p. 199-210.
- LAURENT, F., RUELLAND, D., « Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale », *Journal of Hydrology*, vol. 409, 2011, p. 440-450.
- LAARIBI, A., « Nature des problèmes décisionnels à référence spatiale », *SIG et analyse multicritère*, éd. Hermès science, 2000, p. 73-86.
- LE GUEN, G., DAMIANO, A., « Le développement de la méthanisation dans l'Ouest de la France », *Sciences, Eaux & Territoires*, vol. 12, 2013, p. 30-32.
- LE MOIGNE, J.-L., « Le paradigme systémique », *La théorie du système général – Théorie de la modélisation*, éd. électronique du Réseau IC, 2006, 5^{ème} édition augmentée (1^{ère} éd. 1977), p. 27-86.
- LE POCHAT, S., *Effet rebond : nécessité d'une prise en compte en ACV et éco-conception*, séminaire EcoSD, 22 mars 2012
- LOISEAU, E., ROUX, P., JUNQUA, G., MAUREL, P., BELLON-MAUREL, V., « Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, 2013, p. 1533-1548.

- MA, J., SCOTT, N.R., DEGLORIA, S.D., LEMBO, A.J., « Siting analysis of farm-based centralized anaerobic digester systems for distributed generation using GIS », *Biomass & Bioenergy*, vol. 28, 2005, p.591-600.
- MARAÑÓN, E., SALTER, A.M., CASTRILLON, L., HEAVEN, S., FERNANDEZ-NAVA, Y., « Reducing the environmental impact of methane emissions from dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste », *Waste Management*, vol. 31, 2011, p. 1745-1751.
- MARCHAND, M., *Considération de la différenciation spatiale dans l'évaluation des impacts environnementaux locaux au moyen de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) – Application à la gestion des déchets ménagers*, Thèse de l'Université de Rennes 1, 2013.
- MEDDE, *Evaluation des quantités actuelles et futures des déchets épandus sur les sols agricoles et provenant de certaines activités*, rapport finale d'étude réalisée par Biomasse Normandie pour le compte du Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2002, 61 p.
- MEDDE, « Une introduction à l'approche systémique – Appréhender la complexité », *les rapports d'étude du Certu*, janvier 2007, 86 p.
- MEDDE, « Nouveau dispositif de soutien à la méthanisation », dossier de presse, octobre 2011, 11 p.
- MEDDE, « L'écologie industrielle et territoriale, un levier pour mobiliser les acteurs de terrain en faveur de la transition écologique », *Le point sur...*, n° 185, juin 2014.
- MIEEN, *Energies 2050*, rapport du Centre d'analyse stratégique pour le compte du Ministère de l'industrie, de l'énergie et de l'économie numérique, 2012, 392 p.
- MELLINO, S., RIPA, M., ZUCARO, A., ULGIATI, S., « An emergy-GIS approach to the evaluation of renewable resource flows: A case study of Campania Region, Italy », *Ecological Modelling*, vol. 271, 2014, p. 103-112.
- MEYER-AURICH, A., SCHATTAUER, A., HELLEBRAND, H.J., KLAUSS, H., PLÖCHL, M., BERG, W., « Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources », *Renewable Energy*, vol. 37, 2012, p. 277-284.
- MOINE, A., « Le territoire comme un système complexe : un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie », *L'Espace géographique*, tome 35, 2006, p. 115-132.
- MOLETTA, R., VERSTRAETE, W., « La méthanisation dans la problématique énergétique et environnementale » et GODON, J.-J., « Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation », *La Méthanisation*, éd. Tec & Doc, 2008, p. 3-8 et 62-83.
- MORRIS, C., JORGENSON, W., SNELLINGS, S., « Carbon and Energy Life-Cycle Assessment for Five Agricultural Anaerobic Digesters in Massachusetts on Small Dairy Farms », *International Food and Agribusiness Management Review*, vol. 13, 2010, p. 121-127.
- MUÑOZ, I., RIERADEVALL, J., DOMÉNECH, X., MILÀ, L., « LCA Application to Integrated Waste Management Planning in Gipuzkoa (Spain) », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 4, 2004, p. 272-280.

MUTEL, C.L., HELLWEG, S. « Regionalized Life Cycle Assessment: Computational Methodology and Application to Inventory Databases », *Environmental Science & Technology*, vol. 43, 2009, p. 5797-5803.

MUTEL, C.L., PFISTER, S., HELLWEG, S., « GIS-Based Regionalized Life Cycle Assessment: How Big Is Small Enough? Methodology and Case Study of Electricity Generation », *Environmental Science & Technology*, vol. 46, 2012, p. 1096-1103.

NKOA, R., « Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digesters: a review », *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 34, 2014, p. 473-492.

NORRIS, G.A., « Impact Characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts – Methods for Acidification, Eutrophication, and Ozone Formation », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 6, 2003, p. 79-101.

NÚÑEZ, M., CIVIT, B., MUÑOZ, P., ARENA, A.P., RIERADEVALL, J., ANTÓN, A., « Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment – Part 1: Methodological aspects », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15, 2010, p. 67-78.

OREE, *Recueil des démarches d'écologie industrielle et territoriale*, juillet 2014.

ÖZELER, D., YETIS, Ü., DEMIRER, G.N., « Life cycle assessment of municipal solid waste management methods: Ankara case study », *Environmental International*, vol. 32, 2006, p. 405-411.

PATTERSON, T., ESTEVES, S., DINSDALE, R., GUWY, A., « Life cycle assessment of biogas infrastructure on a regional scale », *Bioresource Technology*, vol. 102, 2011, p. 7313-7323.

PAUDEL, K.P., BHATTARAI, K., GAUTHIER, W.M., LARRY, M.H., « Geographic information systems (GIS) based model of dairy manure transportation and application with environmental quality consideration », *Waste Management*, vol. 29, 2009, p. 1634-1643.

PELLERIN, S., BAMIERE, L., ANGERS, D., BELINE, F., BENOIT, M., BUTAULT, J.P., CHENU, C., COLNENNE-DAVID, C., DE CARA, S., DELAME, N., DOREAU, M., DUPRAZ, P., FAVERDIN, P., GARCIA-LAUNAY, F., HASSOUNA, M., HENAULT, C., JEUFFROY, M.H., KLUMPP, K., METAY, A., MORAN, D., RECOUS, S., SAMSON, E., SAVINI I., PARDON, L., *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques*, synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 2013, 92 p.

PENNINGTON, D.W., POTTING, J., FINNVEDEN, G., LINDEIJER, E., JOLLIET, O., RYDBERG, T., REBITZER, G., « Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice », *Environmental International*, vol. 30, 2004, p. 721-739.

PERPIÑÁ, C., ALFONSO, D., PÉREZ-NAVARRO, A., PEÑALVO, E., VARGAS, C., CÁRDENAS, R., « Methodology based on Geographic Information Systems for biomass logistics and transport optimisation », *Renewable Energy*, vol. 34, 2009, p. 555-565.

- PÖSCHL, M., WARD, S., OWENDE, P., « Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways », *Applied Energy*, vol. 87, 2010, p. 3305-3321.
- POTTING, J., HAUSCHILD, M.Z., « Predicted Environmental Impact and Expected Occurrence of Actual Environmental Impact », parties I et II, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 3 p. 171-177 et vol. 4 p. 209-216, 1997.
- POTTING, J., SCHÖPP, W., BLOK, K., HAUSCHILD, M.Z., « Site-Dependent Life-Cycle Impact Assessment of Acidification », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 2, 1998, p. 63-47.
- POTTING, J., HAUSCHILD, M.Z., WENZEL, H., « “Less is Better” and “Only Above Threshold”: Two Incompatible Paradigms for Human Toxicity in Life Cycle Assessment? », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 4, 1999, p. 16-24.
- POTTING, J., HAUSCHILD, M.Z., « Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment – A decade of method development to increase the environment realism of LCIA », *The International Journal of Life Cycle Assessment, Special Issue 1*, 2006, p. 11-13.
- PRAPASONGSA, T., CHRISTENSEN, P., SCHMIDT, J.H., THRANE, M., « LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems », *Journal of Cleaner Production*, vol. 18, 2010, p. 1413-1422.
- REAP, J., ROMAN, F., DUNCAN, S., BRAS, B., « A survey of unresolved problems in life cycle assessment – Part 1: goal and scope and inventory analysis », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, 2008a, p. 290-300.
- REAP, J., ROMAN, F., DUNCAN, S., BRAS, B., « A survey of unresolved problems in life cycle assessment – Part 2: impact assessment and interpretation », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, 2008b, p. 374-388.
- REHL, T., DOLUSCHITZ, R., JUNGBLUTH, T., MÜLLER, J., « Environmental impact of different types of biogas effluent processing », *VDI-BERICHT*, vol. 2001, 2007, p. 323-333.
- REHL, T., MÜLLER, J., « Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 56, 2011, p. 92-104.
- REHL, T., LANSCHKE, J., MÜLLER, J., « Life cycle assessment of energy generation from biogas–Attributional vs. consequential approach », *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 16, 2012, p. 3766-3775.
- ROSENBAUM, R.K., BACHMANN, T.M., SWIRSKY GOLD, L., HUIJBREGTS, M.A.J., JOLLIET, O., JURASKE, R., KOEHLER, A., LARSEN, H.F., MACLEOD, M., MARGNI, M., MCKONE, T.E., PAYET, J., SCHUHMACHER, M., VAN DE MEENT, D., HAUSCHILD, M.Z., « USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, 2008, p. 532-546.
- ROSNAY, J. DE, « La révolution systémique », *Le Macroscop*, éd. du Seuil, 1975, p. 56-91.

- ROSS, S., EVANS, D., « Excluding Site-Specific Data from the LCA Inventory: How This Affects Life Cycle Impact Assessment », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 7, 2002, p. 141-150.
- SAAD, R., KOELLNER, T., MARGNI, M., « Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, 2013, p. 1253-1264.
- SLIZ-SZKLINIARZ, B., VOGT, J., « A GIS-based approach for evaluating the potential of biogas production from livestock manure and crops at a regional scale: A case study for the Kujawsko-Pomorskie Voivodeship », *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 16, 2012, p. 752-763.
- SMYTH, B.M., SMYTH, H., MURPHY, J.D., « Determining the regional potential for a grass biomethane industry », *Applied Energy*, vol. 88, 2011, p. 2037-2049.
- SÖDERMAN, M.L., « Including indirect environmental impacts in waste management planning », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 38, p. 213-241.
- SONESSON, U., BJÖRKLUND, A., CARLSSON, M., DALEMO, M., « Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 28, 2000, p. 29-53.
- STEUBING, B., BALLMER, I., GASSNER, M., GERBER, L., PAMPURI, L., BISCHOF, S., THEES, O., ZAH, R., « Identifying environmentally and economically optimal bioenergy plant sizes and locations: A spatial model of wood-based SNG value chains », *Renewable Energy*, vol. 61, 2014, p. 57-68.
- SULTANA, A., KUMAR, A., « Optimal siting and size of bioenergy facilities using geographic information system », *Applied Energy*, vol. 94, 2012, p. 192-201.
- TORRE, A., RALLET, A., « Proximity and localization », *Regional Studies*, vol. 39, 2005, p. 47-59.
- TUOMISTO, H.L., HELENIUS, J., « Comparison of energy and greenhouse gas balances of biogas with other transport biofuel options based on domestic agricultural biomass in Finland », *Agricultural and Food Science*, vol. 17, 2008, p. 240-251.
- URBAN, B., VON HAAREN, C., KANNING, H., KRAHL, J., MUNACK, A., « Spatially differentiated examination of biodiversity in LCA (Life Cycle Assessment) on national scale exemplified by biofuels », *Agriculture and Forestry Research*, vol. 3, 2012, p. 65-76.
- VENCZEL, M.Z., JUVIGNY, N.L. de, KUSHIMA, J.M., POWERS, S.E., « Environmental Impacts and Costs for Manure Management with and without Anaerobic Digestion for Heat and Power », *ASABE Paper n° 096173*, ASABE Annual International Meeting, 2009.
- VENTURA, A., « Classification of chemicals into emission-based impact categories: a first approach for equiprobable and site-specific conceptual frames », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 16, 2011, p. 148-158.

VERGARA, S.E., DAMGAARD, A., HORVATH, A., « Boundaries matter: Greenhouse gas emission reductions from alternative waste treatment strategies for California's municipal solid waste », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 57, 2011, p. 87-97.

VOIVONTAS, D., ASSIMACOPOULOS, D., KOUKIOS, E.G., « Assessment of biomass potential for power production: a GIS based method », *Biomass & Bioenergy*, vol. 20, 2001, p. 101-112.

WARDENAAR, T., VAN RUIJVEN, T., BELTRAN, A.M., VAD, K., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., « Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 17, 2012, p. 1059-1067.

WITTMAYER, M., LANGER, S., SAWILLA, B., « Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems – Applied examples for a region in Northern Germany », *Waste Management*, vol. 29, 2009, p. 1732-1738.

ZUBARYEVA, A., ZACCARELLI, N., DEL GIUDICE, C., ZURLINI, G., « Spatially explicit assessment of local biomass availability for distributed biogas production via anaerobic digestion – Mediterranean case study », *Renewable Energy*, vol. 39, 2012, p. 261-270.

Annexes

Annexe I

Historique des dispositifs réglementaires concernant la méthanisation

Année	Texte	Objet	Implication pour la filière
2004	Plan climat français 2004-2012	Actions dans tous les secteurs de l'économie et de la vie quotidienne des français visant à stabiliser les émissions de gaz à effet de serre en 2010 à leur niveau de 1990	Identification de la méthanisation comme levier d'action en faveur de l'énergie et du climat
2006	Arrêté du 10 juillet 2006 fixant les conditions d'achat de l'électricité produite par les installations qui valorisent le biogaz	Mise en place d'un tarif de rachat de l'électricité issue de la valorisation du biogaz de méthanisation	Incitation économique au développement de la filière pour sa production énergétique
2009	Rapport de programmation pluriannuelle des investissements de production d'électricité pour la période 2009 – 2020	Transposition de la politique énergétique française dans le domaine de l'électricité en objectifs	Objectifs ambitieux en termes de puissance électrique installée en centrales à biomasse
2010	Loi du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche	Modernisation de l'agriculture par le renforcement de la compétitivité des exploitations agricoles	Reconnaissance de la méthanisation comme activité agricole
2011	Arrêté du 19 mai 2011 fixant les conditions d'achat de l'électricité produite par les installations qui valorisent le biogaz	Revalorisation du tarif de rachat de l'électricité issue de la valorisation du biogaz de méthanisation (hausse de 20 % en moyenne)	Incitation économique au développement de la filière en vertu de sa production énergétique
	Arrêté du 23/11/11 fixant la nature des intrants dans la production de biométhane pour l'injection dans les réseaux de gaz naturel	Autorisation d'injecter le biométhane de méthanisation dans le réseau de gaz naturel et mise en place d'un tarif de rachat	Incitation économique au développement de la filière en vertu de sa production énergétique
2013	Plan énergie méthanisation autonomie azote (EMAA)	Objectifs nationaux de développement de la méthanisation agricole et mesures en faveur d'une gestion globale de l'azote	Subventions pour atteindre l'objectif de 1 000 méthaniseurs en 2020
2014	Projet de loi sur la transition énergétique (30 juillet 2014)	Mesures pour le passage du système énergétique actuel à un système basé sur les énergies renouvelables	Objectif de 1 500 projets de méthaniseurs en 3 ans.

Annexe II

Définition des principales catégories d'impacts environnementaux

Les définitions suivantes sont issues de l'ouvrage de Jolliet et coll. sur l'ACV (Jolliet et coll., 2005).

Épuisement des ressources : épuisement des ressources minérales et fossiles dû à une activité anthropique trop importante.

Acidification (terrestre) : phénomène naturel qui s'est amplifié au cours des dernières années par l'augmentation de certains polluants atmosphériques (NO_x et SO_2 essentiellement). Cet effet se traduit par une perte d'éléments minéraux nutritifs pour les arbres et la végétation.

Eutrophisation : enrichissement excessif d'un milieu terrestre ou aquatique (notamment si les eaux sont stagnantes ou à circulation réduite) en éléments nutritifs (azote, phosphore, et matière organique pour le milieu aquatique). En milieu aquatique, cet enrichissement peut provoquer un développement surabondant de biomasse végétale dont la décomposition ultérieure consomme, en partie ou en totalité, l'oxygène dissous dans l'eau et réduit la biodiversité du milieu aquatique.

Changement climatique : modification des équilibres climatiques, et notamment du phénomène naturel d'effet de serre, due à l'augmentation d'origine anthropique de certains gaz à effet de serre dans l'atmosphère. Les principales substances en cause sont le CO_2 , le CH_4 , le N_2O , les CFC, le CF_4 ou le SF_6 .

Toxicité : catégorie d'impact représentant les effets toxiques de substances sur l'être humain. La méthode CML 2001 ne différencie pas les effets toxiques cancérigènes et non cancérigènes.

Écotoxicité : toxicité vis-à-vis des organismes vivants, l'homme étant exclu. La méthode CML 2001 différencie trois catégories d'impacts représentant l'écotoxicité : écotoxicité d'eau douce, écotoxicité d'eau salée, écotoxicité terrestre.

Destruction de l'ozone stratosphérique : phénomène de destruction de la couche d'ozone stratosphérique dû à certaines molécules, comme les CFC. Cette couche d'ozone stratosphérique est essentielle à la vie terrestre car elle absorbe les rayons ultraviolets nocifs.

Formation d'ozone photochimique : catégorie d'impact qui concerne la formation d'ozone dans la troposphère (partie inférieure de l'atmosphère) à partir de composés organiques volatils et de NO_x . L'ozone ainsi formé est un fort oxydant, provoquant des problèmes respiratoires et limitant la croissance végétale.

Annexe III

Sélection d'études utilisant les SIG pour la planification territoriale

Référence	Objectif	Objet d'étude	Lieu	Mention d'aide à la décision	Entités géoréférencées						Aspects économiques	Analyse multicritère
					Ressources	Routes	Réseau de gaz	Réseau électrique	Zones d'exclusion	Occupation des sols		
Almansour et coll., 2011	Inventaire spatialisé de bio-ressources	Résidus de cultures et cultures énergétiques pour la production de biogaz	France	Non mentionné	X					X		
Batzias et coll., 2005	Base de données et inventaire spatialisés de bio-ressources	Effluents d'élevage pour la production de biogaz	Grèce	<i>Decision-making tool</i>	X		X				X	
Bioteau et coll., 2013	Inventaire spatialisé de bio-ressources et optimisation d'implantation	Unités de méthanisation centralisée	Pays de Fougères (France)	<i>Aide à la planification</i>	X	X			X	X		

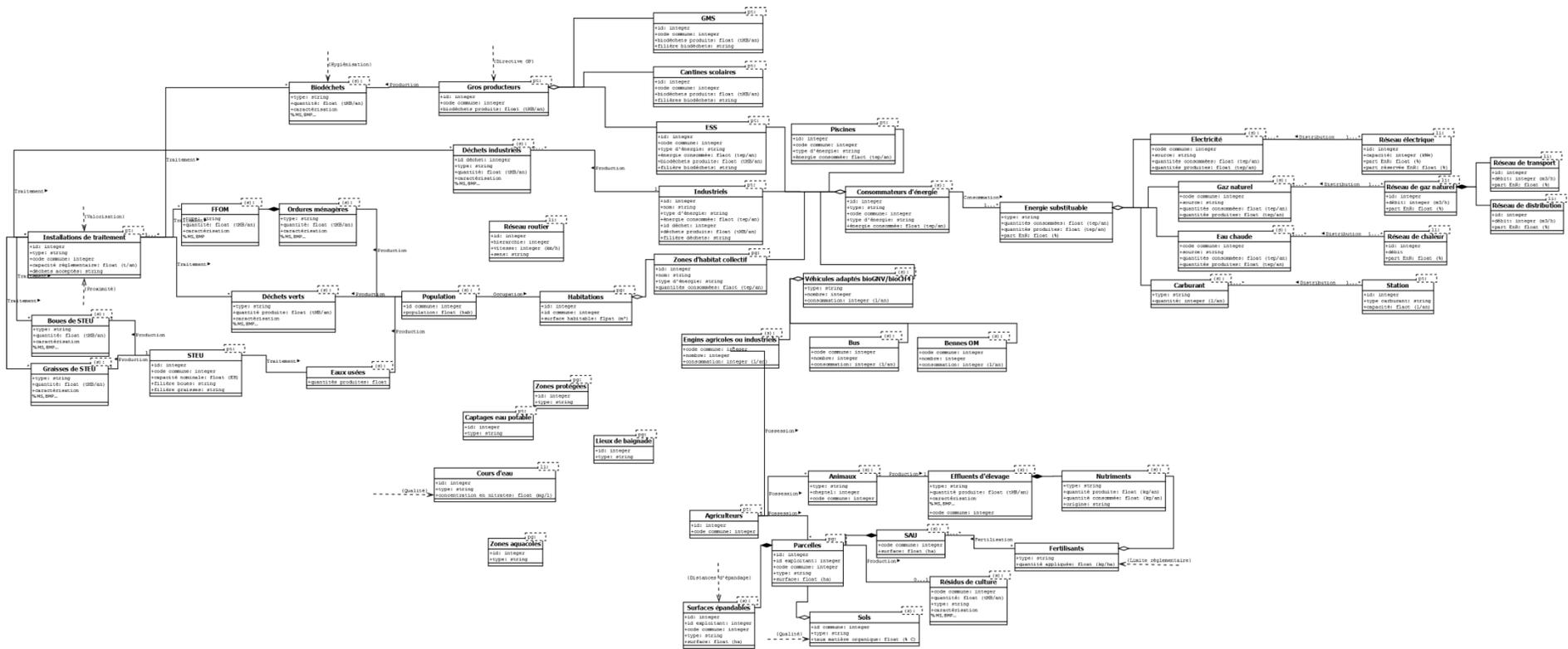
Référence	Objectif	Objet d'étude	Lieu	Mention d'aide à la décision	Entités géoréférencées							Aspects économiques	Analyse multicritère
					Ressources	Routes	Réseau de gaz	Réseau électrique	Zones d'exclusion	Occupation des sols	Autres		
Dagnall et coll., 2000	Inventaire spatialisé de bio-ressources et optimisation d'implantation	Unité de valorisation des effluents d'élevage (méthanisation centralisée ou combustion)	Royaume-Uni	Non mentionné	X	X		X	X			X	X
Gomez et coll., 2010	Inventaire spatialisé de bio-ressources	Résidus d'IAA pour la production d'électricité	Espagne	Non mentionné	X							X	
Kaundinya et coll., 2013	Optimisation d'implantation et dimensionnement	Unités de production énergétique à partir de biomasse	District de Tumkur (Inde)	<i>Rural energy planning</i>	X	X		X			Demande énergétique	X	
Ma et coll., 2005	Analyse spatiale de faisabilité	Unités de méthanisation à la ferme	Tompkins County (New York, USA)	Non mentionné	X	X	X	X	X			X	X

Référence	Objectif	Objet d'étude	Lieu	Mention d'aide à la décision	Entités géoréférencées							Aspects économiques	Analyse multicritère	
					Ressources	Routes	Réseau de gaz	Réseau électrique	Zones d'exclusion	Occupation des sols	Autres			
Mellino et coll., 2014	Inventaire spatialisé de la distribution des flux d'EnR	Energie des différentes sources d'EnR	Région de Campanie (Italie)	<i>Spatial planning</i> <i>Decision-support</i>								Flux d'EnR (solaire, éolien...)	X	
Paudel et coll., 2009	Modèle d'optimisation du transport	Transport d'effluents d'élevage	Louisiane (USA)	Non mentionné	X	X			X	X			X	
Perpiña et coll., 2009	Inventaire spatialisé de bio-ressources et optimisation d'implantation	Réseau d'unités de production énergétique à partir de résidus agricoles et forestiers	Communauté valencienne (Espagne)	Non mentionné	X	X			X	X			X	
Sliz-Szkliniarz et Vogt, 2012	Optimisation d'implantation	Méthanisation de lisiers porcins en codigestion avec des cultures	Kujawsko-Pomorskie Voivodeship (Pologne)	<i>Regional planning</i>	X	X	X	X	X	X			X	

Référence	Objectif	Objet d'étude	Lieu	Mention d'aide à la décision	Entités géoréférencées							Aspects économiques	Analyse multicritère
					Ressources	Routes	Réseau de gaz	Réseau électrique	Zones d'exclusion	Occupation des sols	Autres		
Smyth et coll., 2011	Inventaire spatialisé de bio-ressources	Production de biométhane à partir de cultures en co-digestion avec des résidus d'abattoirs	Irlande	<i>Renewable energy decision making</i>	X	X	X				X		X
Sultana et Kumar, 2012	Optimisation d'implantation et dimensionnement	Unités de production énergétique à partir de biomasse	Province d'Alberta (Canada)	Non mentionné	X	X	X	X	X			X	X
Vovontas et coll., 2001	Inventaire spatialisé de bio-ressources	Résidus de cultures pour production énergétique	Crète	<i>Decision-support system</i>	X	X		X				X	
Zubaryeva et coll., 2012	Analyse spatiale de faisabilité	Méthanisation	Région d'Apula (Italie)	<i>Decision-support Territorial information system</i>	X	X	X	X	X		Zones industrielles	X	X

Annexe IV

Vue d'ensemble du modèle de données



Annexe V

Sources des données du modèle spatial

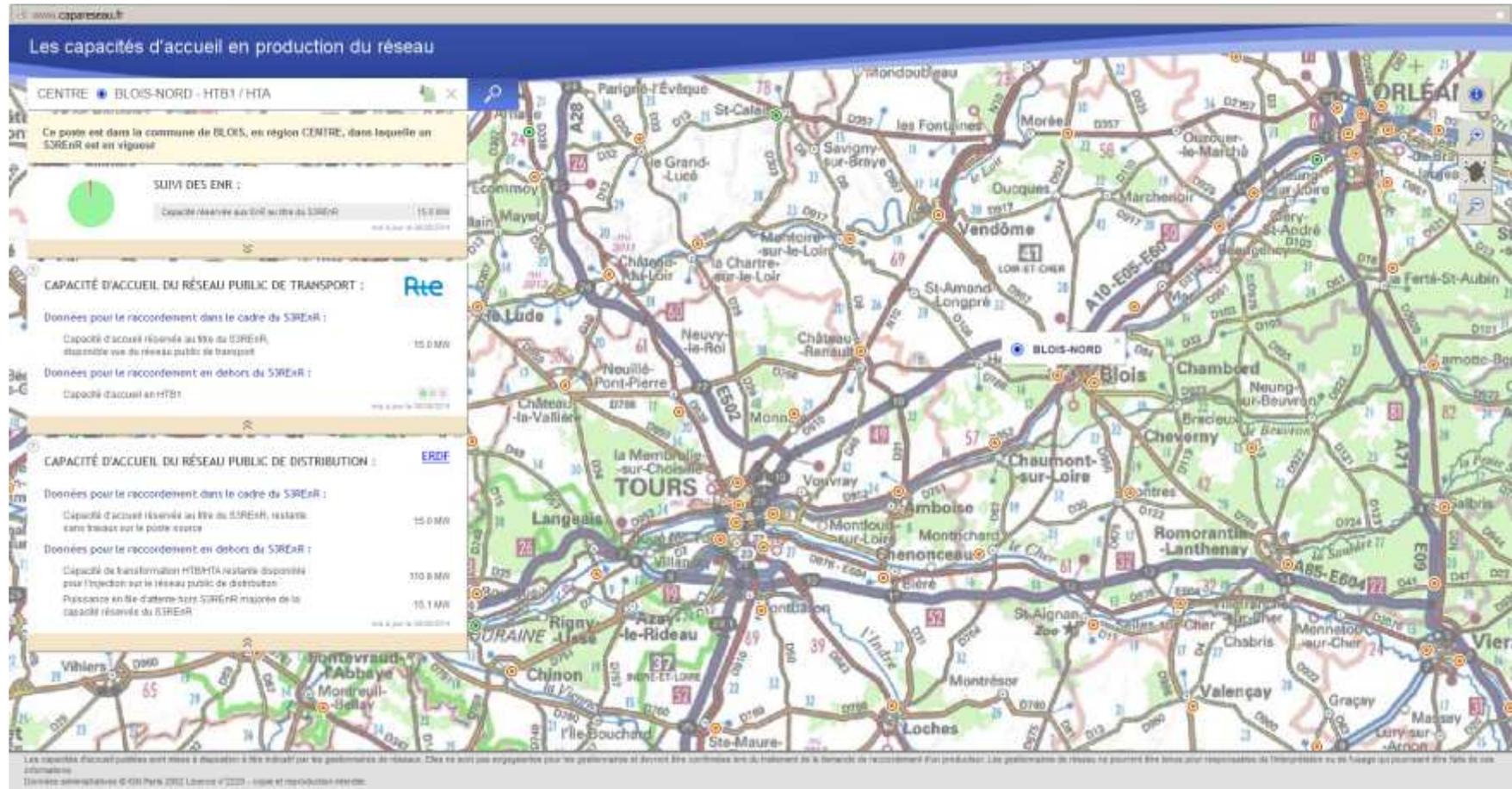
Données	Source	Auteur	Date
Population communale Population scolarisée	Bases de données de l'INSEE	INSEE	2010
Surfaces d'activité (dont zones industrielles) Bâtiments indifférenciés Hydrographie Réseau routier	BD Topo®	IGN	2011
ZICO, ZNIEFF 1 et 2	CARMEN	DREAL	2013
STEU	Portail d'information sur l'assainissement communal	MEDDE	2011
Installations de traitement des déchets	SINOE®	ADEME	2011
Bassins de natation	Recensement des équipements sportifs	Ministère des sports	2013
Etablissements sanitaires et sociaux	Fichier national des établissements sanitaires et sociaux	Ministère des finances	2013
Tracé du réseau de transport du gaz naturel	Réso'Vert	GRTgaz	2013
	Carte TIGF	TIGF	2013
Liste des communes desservies par le réseau de gaz naturel	Fichier GrDF	GrDF	2008
Capacités d'accueil des réseaux électriques	Caparéseau	RTE	2013
Consommations énergétiques et production d'énergie renouvelable des territoires bretons	Observatoire de l'énergie et des GES en Bretagne	Bretagne Environnement	2011
	Ma commune, mon environnement	Bretagne Environnement	2013
Part des énergies renouvelables en Loire-Atlantique et CARENE	PCET Loire Atlantique	CG44	2008
	Basemis	Air Pays de Loire	2013
Cheptels Surface agricole utile Part de maïs grain/ensilage par département	Recensement agricole	Agreste	2010

Données	Source	Auteur	Date
Caractérisation des parcelles agricoles	RPG	Agence de service et de paiement	2012
Cycles annuels pour les porcs et les volailles	Document de synthèse IFIP	IFIP	2011
	Référentiel ITAVI	ITAVI	2013
Répartition des déjections (fumier/lisier/au champ)	Rapport du MEDDE sur les quantités de déchets épandus sur les sols agricoles	Biomasse Normandie	2002
Production de déchets verts en Loire-Atlantique et Ille-et-Vilaine	PDEDMA	CG44	2005
		CG 35	2007
Surfaces de ventes des GMS	Publications de l'INSEE	INSEE	2008
Caractérisation des substrats	Base de données Bioptigaz	Akajoule	2013
Pratiques de fertilisation des cultures et des prairies	Enquête sur les pratiques culturales ; Les dossiers de l'Agreste n° 8	Agreste	2011
	Plan d'action relatif à une meilleure utilisation de l'azote en agriculture	MEDDE et MAAF	2013
	Fiches Agribalyse	Arvalis, CETIOM	2013
	Dire d'expert	Fabrice BELINE (IRSTEA), Françoise VERTES (INRA), Philippe EVEILLARD (UNIFA), Bertand DECOOPMAN (CA Bretagne)	2013
Teneur en carbone organique des sols	Eurosoil	JRC	2005
Concentration en nitrates dans les cours d'eau	HYDRO	Eaufrance	2012

Annexe VI

Aperçu de l'outil Caparéseau

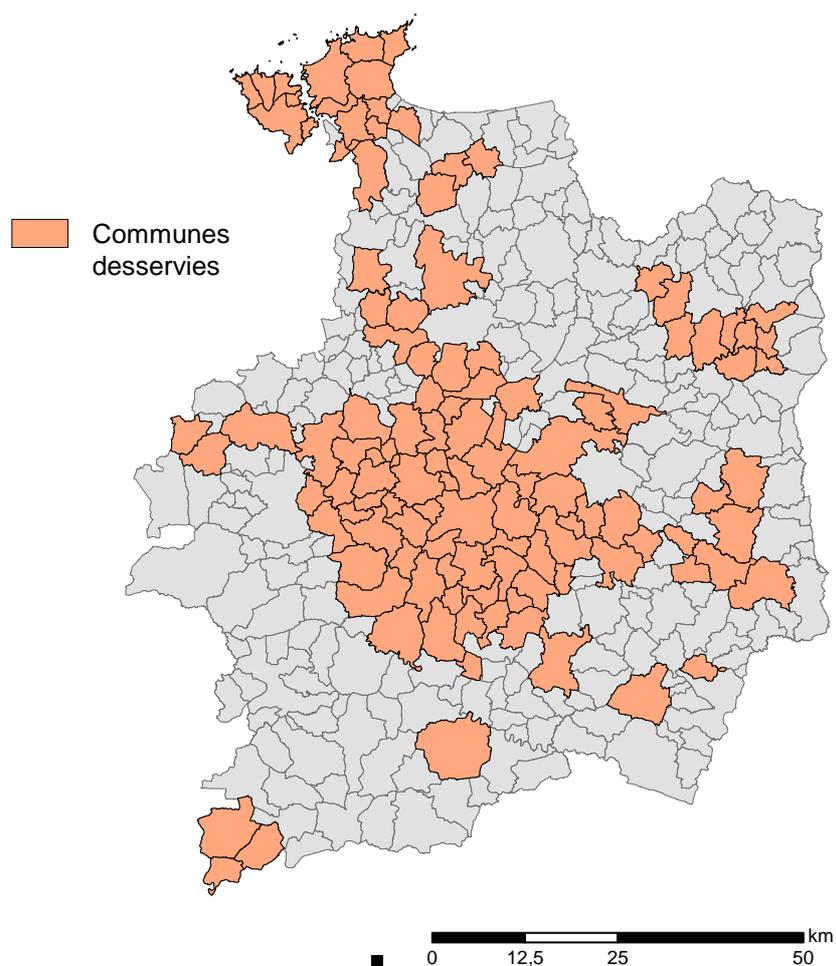
Source : RTE, 2013.



Annexe VII

Communes du département d'Ille-et-Vilaine desservies par le réseau de distribution du gaz naturel

D'après les données de GrDF, 2008.



Annexe VIII

Méthodologie détaillée d'estimation des zones d'habitation et d'habitat collectif

Il n'existe pas de données précisément géoréférencées sur les habitations, aussi est-il nécessaire de les constituer en se servant d'autres données existantes.

- Localisation des zones d'habitation

Au sein de la catégorie BATI de la BD Topo®, la classe BATI_INDIFFERENCIE est constituée des *bâtiments de plus de 20 m², ne possédant pas de fonction particulière pouvant être décrits dans les autres classes de bâtiments surfaciques*, notamment les bâtiments d'habitations et immeubles collectifs. De ce fichier de polygones ont été déduits grâce à la fonction *Erase* les bâtiments contenus dans ou confondus avec les classes d'entités des *bâiments remarquables, bâtiments industriels, constructions légères, terrains de sport, constructions surfaciques, et surfaces d'activité*, ces classes d'entités ayant au préalable été fusionnées grâce à la fonction *Union*. Les entités restantes sont potentiellement des bâtiments d'habitation.

- Calcul d'une surface habitable par bâtiment d'habitation

Une surface habitable est calculée pour chaque bâtiment identifié comme d'habitation. Pour cela, un nombre d'étages est estimé pour chaque bâtiment à partir de la hauteur renseignée dans la BD Topo®, en considérant la hauteur moyenne d'un étage à 2,75 m. La surface habitable est ensuite déduite en multipliant le nombre d'étages obtenu par la superficie du bâtiment (calculée comme l'aire du polygone de la BD Topo®).

La surface habitable est alors calculée en multipliant le nombre d'étages obtenu par la superficie du bâtiment (calculée comme l'aire du polygone de la BD Topo®) :

$$S_{habitable} = \left\lfloor \frac{H_{bati}}{H_{etage}} \right\rfloor * S_{bati}$$

$S_{habitable}$: surface habitable du bâtiment

H_{bati} : hauteur du bâtiment

H_{etage} : hauteur moyenne d'un étage

S_{bati} : surface du bâtiment

A chaque bâtiment est attribué le code INSEE de la commune dans laquelle il se situe, ce qui permet de calculer la surface habitable totale de chaque commune. En divisant la population communale par cette surface totale, un ratio spécifique à chaque commune est obtenu. La population peut ensuite être répartie au sein du territoire en multipliant ce ratio par la surface de chaque bâtiment (cf. Figure 65).

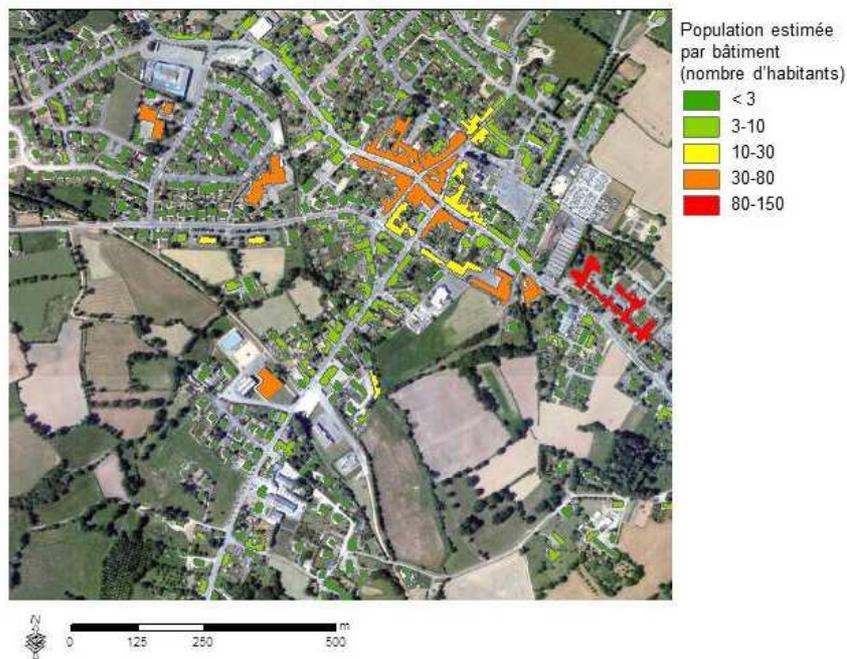


Figure 65 : Répartition de la population dans les bâtiments d’habitation, territoire du Coglais Communauté (35)

- Identification des bâtiments d’habitat collectifs

Parmi les bâtiments d’habitation, localisés précédemment, les bâtiments dont la hauteur est supérieure à 12 m et dont la surface au sol est supérieure à 200 m² ont été sélectionnés. Ces différents critères permettent d’identifier les bâtiments potentiellement dédiés à l’habitat collectif.

Afin d’identifier les zones à forte concentration d’habitats collectifs, l’outil *Statistiques de points* d’ArcGis a été utilisé ; il permet de calculer les statistiques sur les entités ponctuelles situées dans le voisinage de chaque cellule d’un raster en sortie. Les statistiques sont ici calculées sur le critère de la somme des surfaces habitables précédemment évaluées pour les bâtiments d’habitat collectif. La résolution du raster en sortie a été fixée à 300 m, distance jugée d’une part suffisamment faible pour raccorder un réseau de chaleur d’autre part qui permette de contenir un nombre de bâtiments suffisant par cellule (cf. Figure 66).

L’identification des mailles isolées, c’est-à-dire des bâtiments d’habitat collectif n’étant pas situés dans une zone urbaine dense, se fait grâce à l’outil *Majority Filter* d’ArcGis.

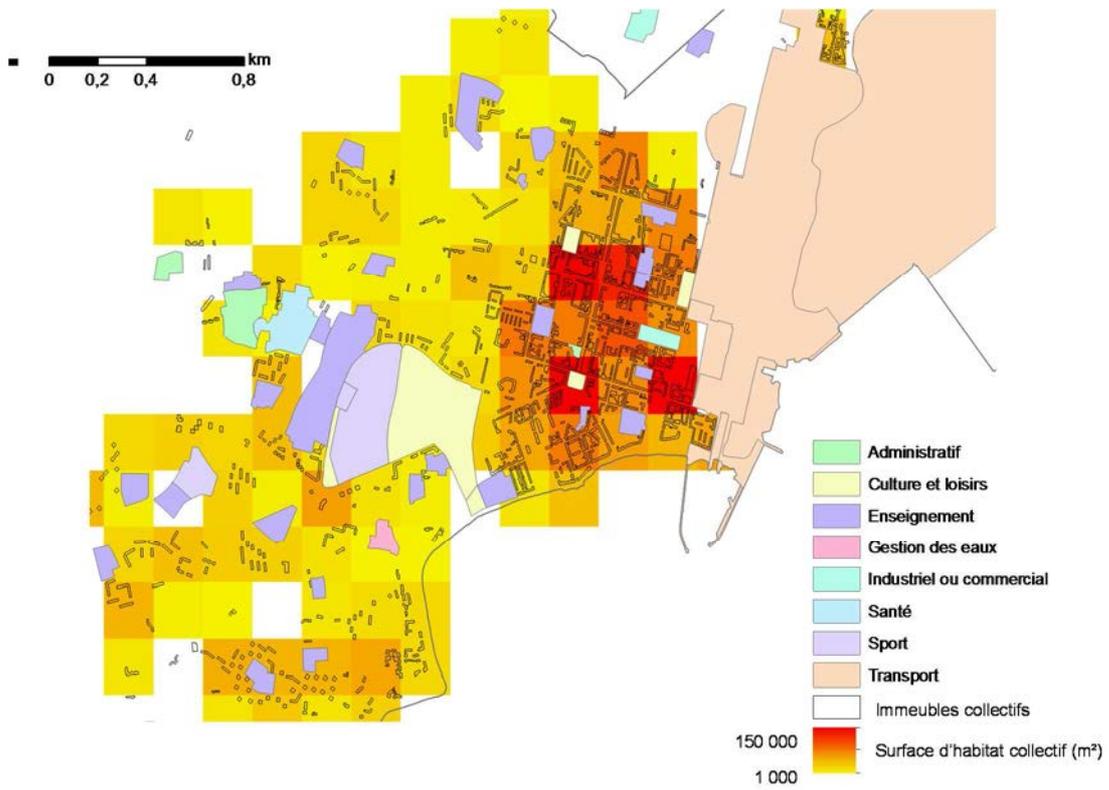


Figure 66 : Détermination des zones d'habitats collectifs, territoire de la CARENE (44)

Annexe IX

Evaluation du gisement méthanisable issu des STEU

Le gisement de boues et de graisses issues de stations de traitement des eaux urbaines (STEU) a été évalué de manière localisée, en s'appuyant sur la méthodologie développée par l'ADEME en 2013 (ADEME 2013).

Le *Portail d'information sur l'assainissement communal* du MEDDE recense l'ensemble des STEU des agglomérations françaises et fournit de nombreuses informations les concernant, notamment coordonnées géographiques, mais aussi capacité (en EH/an), tonnage annuel de boues produites et leur devenir actuel. Ces informations sont en accès libre et gratuit, exportables au format Excel. En revanche, la base de données ne donne pas d'information sur les unités de méthanisation des boues de STEU existantes sur site. Le recensement (non exhaustif) de ces installations est disponible via la base de données SINOE® développée par l'ADEME.

Le gisement méthanisable potentiel correspond pour chaque STEU à sa production annuelle de boues issues du traitement des eaux urbaines et de graisses issues du dégraisseur. En cas de donnée manquante, un ratio de production de 11 kg MS/EH.an a été retenu pour les boues et de 11 l/AH.an pour les graisses (ADEME 2013).

L'ensemble des géotraitements qui permettent d'évaluer le gisement méthanisable issu des STEU a été automatisé grâce à l'outil *ModelBuilder* d'ArcGis (cf. Figure 67).

Après sélection des STEU situées dans les communes appartenant au territoire d'étude, un fichier géographique est créé à partir des coordonnées renseignées dans la base, afin de géolocaliser précisément ce gisement. La fonction de proximité *Near* d'ArcGIS permet de déterminer la distance entre chaque entité d'un fichier d'entrée et les entités du fichier de proximité, dans un rayon de recherche. L'utilisation de cette fonction pour les STEU en entrée et les installations de méthanisation sur site en proximité permet d'exclure les STEU possédant déjà un débouché de méthanisation dans un rayon de 1 km. Parmi les entités restantes, sont sélectionnées uniquement les STEU dont la capacité est supérieure à 5 000 EH et inférieure à 100 000 EH pour obtenir le gisement disponible sur le territoire d'étude.

En effet, conformément à la méthodologie de l'ADEME, il est considéré que :

- les STEU de capacité inférieure à 5 000 EH sont généralement équipées de dispositifs alternatifs pour la fin de vie des boues et que ces dernières ne peuvent donc pas être mobilisées en méthanisation ;
- dans le cas où la capacité d'une STEU est supérieure à 100 000 EH, les boues sont difficilement transportables et qu'il est pertinent d'envisager une filière de méthanisation sur site dédiée aux boues.

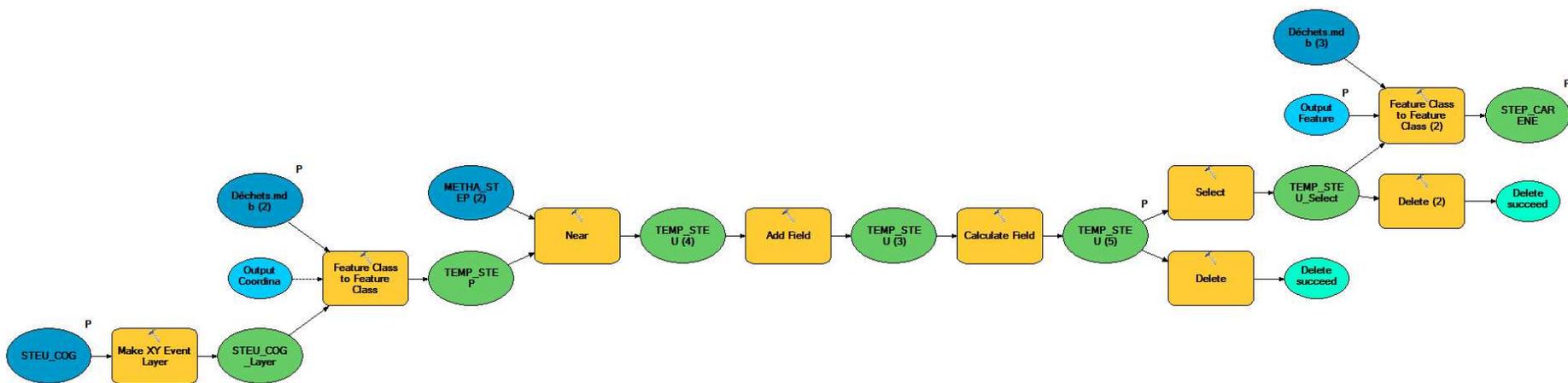


Figure 67 : Modèle automatisé de géotraitements pour la sélection des STEU

Annexe X

Occupation des parcelles agricoles

Les données du registre parcellaire graphique (RPG) sont renseignées par les agriculteurs. Elles ont été comparées à celles du recensement de l'Agreste, afin de valider l'utilisation de cette source d'information en toute confiance.

En utilisant le SIG, la surface de chaque îlot du RPG est calculée, et la surface agricole totale à l'échelle communale est déduite en supposant que la surface agricole totale d'une commune correspond à la somme des surfaces des îlots contenus dans l'emprise géographique de cette commune. Une régression linéaire est alors effectuée pour toutes les communes d'un département entre les surfaces ainsi calculées et la SAU renseignée par le recensement agricole de l'Agreste (cf. Figure 68).

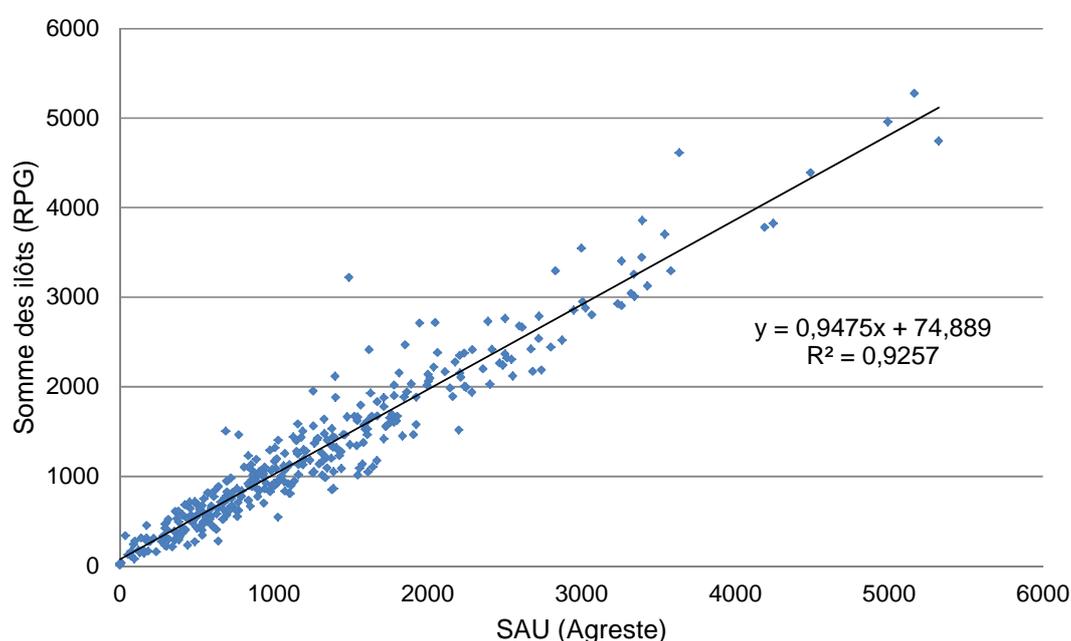


Figure 68 : Régression linéaire sur les surfaces agricoles communales du département d'Ille-et-Vilaine

Une bonne corrélation est obtenue, ce qui valide l'utilisation du RPG comme source d'information sur les surfaces agricoles.

D'autre part, le RPG renseigne sur le type de culture présent sur une parcelle au moment où le dossier est rempli par l'exploitant. Or l'occupation d'une parcelle est susceptible de varier chaque année du fait de la rotation des cultures, même s'il est probable, pour des raisons économiques et de fonctionnement, qu'au sein d'une exploitation agricole les surfaces par type de cultures soient à peu près constantes d'une année sur l'autre. Afin de valider cette hypothèse, les surfaces cumulées par type de culture à l'échelle d'un département ont été calculées grâce aux SIG et les résultats obtenus ont été comparés pour trois années successives (cf. Figure 69). Des différences importantes sont remarquables, notamment en ce qui concerne les prairies : diminution sensible des surfaces de prairies temporaires et permanentes en 2010 par rapport à 2009 puis ces surfaces augmentent à nouveau en 2011. La même comparaison appliquée à un autre département ayant abouti à des résultats similaires, cette tendance

n'est donc pas liée à phénomène local. L'explication fournie par l'Agence de services et de paiement (ASP) tient à la mise en place, dans le cadre de la réforme de la politique agricole commune (PAC), d'une norme de *gestion des surfaces en herbe*, qui exige notamment le maintien global des surfaces en herbe au niveau de l'exploitation, avec une référence sur les prairies établie en 2010. En réaction, de nombreux agriculteurs ont réduit leurs surfaces de prairies en 2010 pour éviter d'avoir une référence trop élevée, et ont repris leurs habitudes dès l'année suivante.

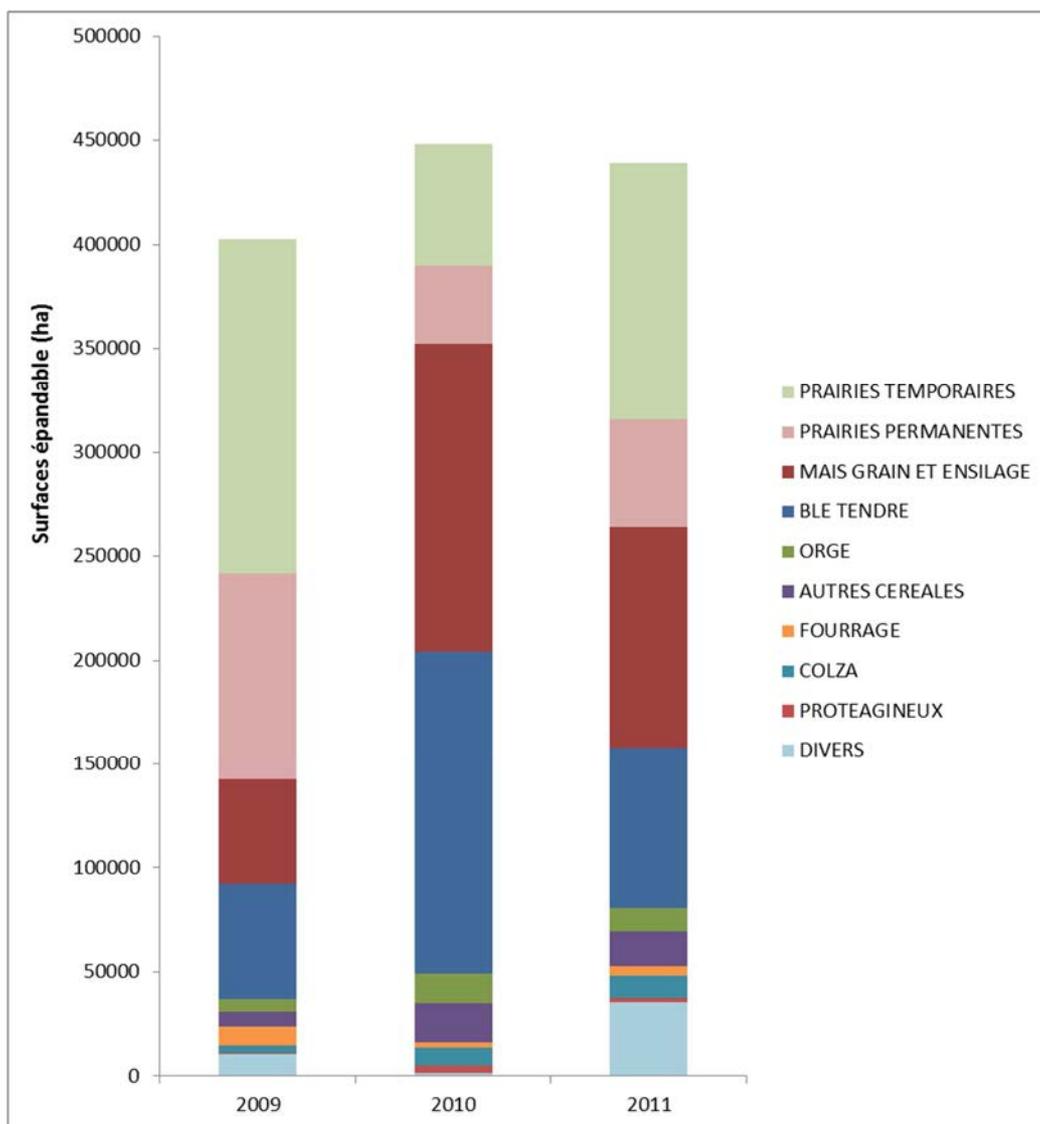


Figure 69 : Evolution des surfaces épanables par type de culture entre 2009 et 2011 dans le département d'Ille-et-Vilaine

Annexe XI

Estimation des cheptels des différents animaux d'élevage d'un territoire

Les données sur les élevages sont issues du recensement agricole de 2010 réalisé par l'Agreste, qui renseigne sur le nombre d'animaux par type (de la volaille à la vache laitière) à différents niveaux d'agrégation spatiale : région, département, canton, commune. Dans le cadre du modèle spatial, l'échelle communale est la plus pertinente. Mais il apparaît que les données sur les élevages sont soumises au secret statistique pour de nombreuses communes, probablement parce qu'elles comptent un nombre restreint d'exploitations. Pour pallier ce manque d'information, les cheptels manquants ont été estimés à partir des données à l'échelle du canton : il s'agit d'attribuer aux communes d'un canton soumises au secret statistique la différence d'effectif entre le cheptel du canton et la somme des cheptels des autres communes (dont le cheptel est connu). Dans un premier temps, cette attribution a été faite selon la formule suivante :

$$Chept_x = \frac{Chept_{cant} - \sum_{comm \in cant} Chept_{comm}}{N_x}$$

$Chept_x$: cheptel de la commune soumise au secret statistique

$Chept_{cant}$: cheptel du canton auquel appartient la commune soumise au secret statistique

$Chept_{comm}$: cheptel d'une commune du canton non soumise au secret statistique

N_x : nombre de communes du canton soumises au secret statistique.

Néanmoins, l'estimation issue de cette répartition s'éloigne de la réalité du fait qu'elle ne prend pas en compte la typologie des communes (rural, urbain...). Dans un second temps, une distribution des effectifs proportionnelle à la SAU communale a donc été réalisée, selon la formule suivante :

$$Chept_x = \frac{(Chept_{cant} - \sum_{comm \in cant} Chept_{comm})}{\sum_{secr \in cant} SAU_{secr}} * SAU_x$$

SAU_x : SAU de la commune dont le cheptel est soumis au secret statistique

SAU_{secr} : SAU d'une commune du canton dont le cheptel n'est pas soumis au secret statistique.

Une difficulté supplémentaire tient au fait que les effectifs d'animaux de certains cantons sont eux-mêmes soumis au secret statistique, et qu'il est alors impossible d'estimer un cheptel pour les communes qui le constituent. Un tel cas de figure traduit un nombre très réduit d'exploitations au sein du canton ; l'activité d'élevage peut donc y être considérée négligeable. En cas d'étude sur un territoire concerné par ce défaut de données, un complément d'information peut être obtenu auprès de la Chambre d'agriculture locale.

Les données du recensement agricole renseignent un nombre *instantané* d'animaux, dénombrés lors de la visite d'un enquêteur. Pour les porcins et les volailles, l'estimation des effectifs annuels nécessite de multiplier l'effectif issu du recensement par un nombre de cycles annuels.

- Volailles

L'âge minimum d'abattage des poulets de chair variant entre 35 jours (standard) et 81 jours (label), un nombre de 6 cycles annuels a été retenu pour les volailles.

- Porcins

Le recensement Agreste renseigne deux cheptels de porcins : celui des *truies reproductrices de 50 kg et plus* et celui du *total porcins*, qui regroupe les truies reproductrices, les porcelets, les jeunes porcs de 20 à 50 kg et les autres porcs de 50 kg et plus. Dans le cadre du modèle spatial, l'objectif étant d'estimer les rejets des élevages, le cheptel porcin doit être estimé en distinguant d'une part les truies reproductrices et d'autre part les porcs à l'engrais, les rejets des porcelets étant inclus avec ceux des truies.

La répartition des effectifs entre les différentes catégories du *total porcins*, a tout d'abord été estimée à partir de l'effectif des truies reproductrices (dont le nombre est susceptible d'être assez constant au cours d'une année), en considérant que le nombre de porcs par truie présente est de 22 (IFIP 2011). Mais cette méthode de calcul s'éloigne de la réalité du fait qu'elle attribue l'ensemble du cheptel porcin évalué aux seules communes comptant des truies reproductrices. Or, en pratique, certaines communes ont un cheptel non nul de *total porcins* malgré un effectif nul de *truies reproductrices*, ce qui s'explique par l'existence d'ateliers de type *naisseur* exclusif et d'ateliers de type *engraisseur* exclusif, qui ne se situent pas nécessairement dans une même commune.

Une régression linéaire sur les effectifs cantonaux de la France entière est alors réalisée pour s'affranchir du biais de répartition entre ateliers naisseurs et engraisseurs et calculer un coefficient correctif applicable à l'effectif du *total porcin* (cf. Figure 70).

Les cantons dont l'effectif de *truies reproductrices* est non nul et n'est pas soumis au secret statistiques sont sélectionnés. Un nombre de porcs produits est calculé à partir de cet effectif, multiplié par le ratio de 22 porcs par truie présente (IFIP 2011). Une régression linéaire entre cet effectif calculé et l'effectif du *total porcins* (qui regroupe le nombre de porcs à estimer, mais aussi celui de truies reproductrices et celui des porcelets) aboutit à une relation de type :

$$y = a * x$$

y : nombre de porcs calculé à partir du nombre de truies

x : effectif du *total porcins*

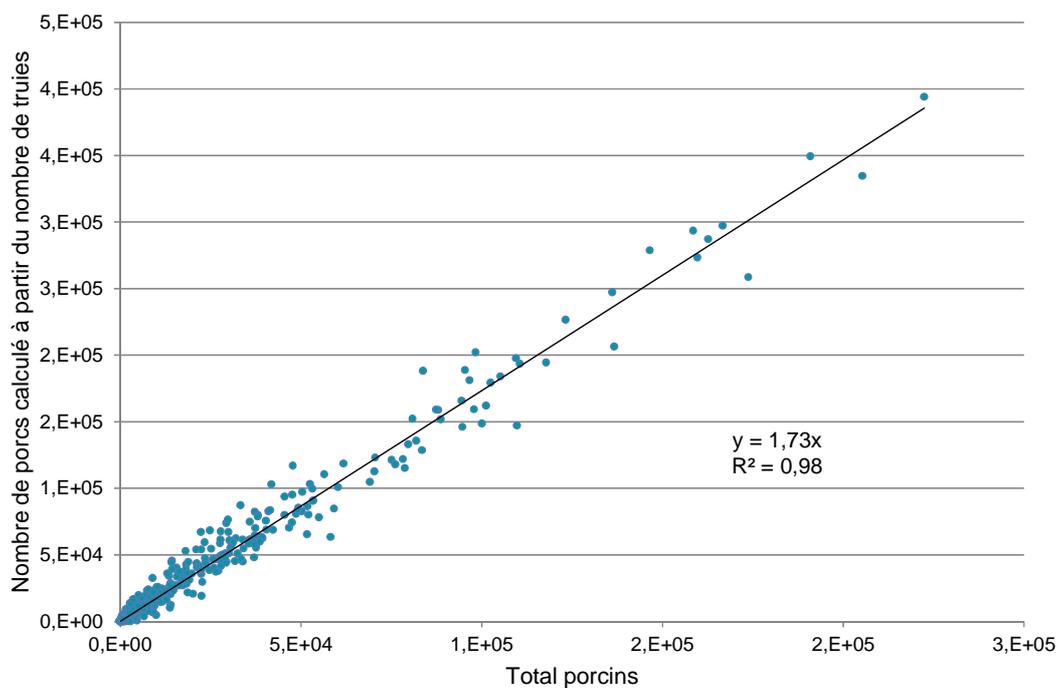


Figure 70 : Régression linéaire sur les effectifs cantonaux de porcins

Le coefficient a , égal à 1,73, représente le coefficient correctif à appliquer à l'effectif instantané du *total porcins* pour estimer l'effectif annuel de porcs à l'engrais.

L'ensemble des calculs décrits précédemment pour aboutir à un nombre d'animaux par commune et par an dans chaque catégorie constitue un enchaînement de requêtes SQL sur la base de données issue de l'Agreste, qui a été automatisé dans un module en VBA.

```

Sub Req_en_chaine()

' Désactiver les messages d'alertes
DoCmd.SetWarnings False

Dim Nomchamp(12) As String

Nomchamp(1) = "TOT_BOV"
Nomchamp(2) = "TOT_VACH"
Nomchamp(3) = "V_ALLAIT"
Nomchamp(4) = "V_LAIT"
Nomchamp(5) = "BOV_INF_1A"
Nomchamp(6) = "BOV_SUP_1A"
Nomchamp(7) = "BREB_LAIT"
Nomchamp(8) = "BREB_NOURR"
Nomchamp(9) = "CHEVRES"
Nomchamp(10) = "TRUIES_REPROD"
Nomchamp(11) = "TOT_PORC"
Nomchamp(12) = "VOLAILLES"

For i = 1 To 12

' Réinitialiser la tables des cheptels communaux avec les données sources
DoCmd.RunSQL "UPDATE [Copie de CHEPT_COMM] INNER JOIN CHEPT_COMM ON [Copie de
CHEPT_COMM].INSEE_COMM = CHEPT_COMM.INSEE_COMM SET CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & " = [Copie
de CHEPT_COMM]![ " & Nomchamp(i) & "];"

Next i

' Calcul des cheptels secrets

For i = 1 To 12

' Vider les tables temporaires
DoCmd.RunSQL "delete * from Tabletemp"
DoCmd.RunSQL "delete * from TabletempSAU"

' Calcul de la somme des cheptels non secrets par canton
DoCmd.RunSQL "INSERT INTO Tabletemp ( CODE_CANT, Chept, RATIO ) " & _
"SELECT CHEPT_COMM.CODE_CANT, Sum(CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & ") AS Chept, 0 AS RATIO " &
_
"FROM CHEPT_COMM " & _
"WHERE (((CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & ") >= 0)) " & _
"GROUP BY CHEPT_COMM.CODE_CANT;"

' Calcul de la somme par canton des SAU des communes dont le cheptel est secret
DoCmd.RunSQL "INSERT INTO TabletempSAU ( CODE_CANT, NOMCHEPT, SAU ) " & _
"SELECT Tabletemp.CODE_CANT, CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & ", Sum(SAU_COMM.SAU) AS SAU " & _
"FROM (Tabletemp INNER JOIN CHEPT_COMM ON Tabletemp.CODE_CANT = CHEPT_COMM.CODE_CANT) INNER
JOIN SAU_COMM ON CHEPT_COMM.INSEE_COMM = SAU_COMM.INSEE_COMM " & _
"GROUP BY Tabletemp.CODE_CANT, CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & " " & _
"HAVING (((CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & ")<0));"

' Calcul et MAJ du champ RATIO
DoCmd.RunSQL "UPDATE (Tabletemp INNER JOIN CHEPT_CANT ON Tabletemp.CODE_CANT =
CHEPT_CANT.CODE_CANT) INNER JOIN TabletempSAU ON Tabletemp.CODE_CANT =
TabletempSAU.CODE_CANT SET Tabletemp.RATIO = ([CHEPT_CANT]![ " & Nomchamp(i) & "]-
[Tabletemp]![Chept])/[TabletempSAU]![SAU] " & _
"WHERE (((TabletempSAU.SAU)>0) AND ((CHEPT_CANT." & Nomchamp(i) & ")>=0));"

' Calcul des cheptels secrets et MAJ dans la table des communes
DoCmd.RunSQL "UPDATE (CHEPT_COMM INNER JOIN Tabletemp ON CHEPT_COMM.CODE_CANT =
Tabletemp.CODE_CANT) INNER JOIN SAU_COMM ON CHEPT_COMM.INSEE_COMM = SAU_COMM.INSEE_COMM SET
CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & " = [Tabletemp]![RATIO]*[SAU_COMM]![SAU] " & _
"WHERE (((CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & ")<0));"

Next i

' Idem que précédent mais pour les cantons dont toutes les communes ont des cheptels secrets

For i = 1 To 12

' Vider les tables temporaires
DoCmd.RunSQL "delete * from Tabletemp"

```

```

DoCmd.RunSQL "delete * from TabletempSAU"

' Sélection des cheptels cantonaux pour lesquels toutes les communes ont un cheptel secret
DoCmd.RunSQL "INSERT INTO Tabletemp ( CODE_CANT, Chept, RATIO ) " & _
"SELECT CHEPT_COMM.CODE_CANT, CHEPT_CANT." & Nomchamp(i) & " AS Chept, 0 AS RATIO " & _
"FROM (SAU_COMM INNER JOIN CHEPT_COMM ON SAU_COMM.INSEE_COMM = CHEPT_COMM.INSEE_COMM) INNER
JOIN CHEPT_CANT ON CHEPT_COMM.CODE_CANT = CHEPT_CANT.CODE_CANT " & _
"WHERE (((CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & ") < 0)) " & _
"GROUP BY CHEPT_COMM.CODE_CANT, CHEPT_CANT." & Nomchamp(i) & ";"

' Calcul de la somme des SAU communales pour les cantons dont toutes les communes ont un
cheptel secret
DoCmd.RunSQL "INSERT INTO TabletempSAU ( CODE_CANT, NOMCHEPT, SAU ) " & _
"SELECT Tabletemp.CODE_CANT, Sum(CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & ") AS SommeDe" & Nomchamp(i)
& ", Sum(SAU_COMM.SAU) AS SAU " & _
"FROM (Tabletemp INNER JOIN CHEPT_COMM ON Tabletemp.CODE_CANT = CHEPT_COMM.CODE_CANT) INNER
JOIN SAU_COMM ON CHEPT_COMM.INSEE_COMM = SAU_COMM.INSEE_COMM " & _
"GROUP BY Tabletemp.CODE_CANT " & _
"HAVING (((Sum(CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & ")<0));"

' Calcul et MAJ du champ RATIO
DoCmd.RunSQL "UPDATE Tabletemp INNER JOIN TabletempSAU ON Tabletemp.CODE_CANT =
TabletempSAU.CODE_CANT SET Tabletemp.RATIO = [Tabletemp]![Chept]/[TabletempSAU]![SAU] " & _
"WHERE (((TabletempSAU.SAU)>0) AND ((Tabletemp.Chept)>=0));"

' Calcul des cheptels secrets et MAJ dans la table des communes
DoCmd.RunSQL "UPDATE (CHEPT_COMM INNER JOIN Tabletemp ON CHEPT_COMM.CODE_CANT =
Tabletemp.CODE_CANT) INNER JOIN SAU_COMM ON CHEPT_COMM.INSEE_COMM = SAU_COMM.INSEE_COMM SET
CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & " = [Tabletemp]![RATIO]*[SAU_COMM]![SAU] " & _
"WHERE (((CHEPT_COMM." & Nomchamp(i) & ")<0));"

Next i

' Calcul et MAJ des cheptels des champs PORCELETS et AUTRES_PORC
DoCmd.RunSQL "UPDATE CHEPT_COMM, PARAM_ELEVAGES SET CHEPT_COMM.AUTRES_PORC =
[CHEPT_COMM]![TRUIES_REPROD]*[PARAM_ELEVAGES]![NB_PORC_ENGR_TRUIE], CHEPT_COMM.PORCELETS =
[CHEPT_COMM]![TRUIES_REPROD]*[PARAM_ELEVAGES]![NB_PORCELET_TRUIE] " & _
"WHERE (((CHEPT_COMM.TRUIES_REPROD)>0));"

' Calcul et MAJ du champ VOL_TOT
DoCmd.RunSQL "UPDATE CHEPT_COMM, PARAM_ELEVAGES SET CHEPT_COMM.VOL_TOT =
[CHEPT_COMM]![VOLAILLES]*[PARAM_ELEVAGES]![CYCLE_VOLAIL] " & _
"WHERE (((CHEPT_COMM.VOLAILLES)>0));"

' Réactiver les messages d'alerte
DoCmd.SetWarnings True

End Sub

```

Annexe XII

Grilles de contraintes et de préférences correspondant aux différents indicateurs de fonction et de scénario

S. p. : substrat principal

C. s. : cosubstrats

V. b. : valorisation du biogaz

T. d. : traitement du digestat

T. p. s. : traitement de la phase solide

T. p. l. : traitement de la phase liquide

O : obligatoire

P : possible

I : impossible ou incompatible

1 : à favoriser

-1 : à éviter

0 : sans contrainte

Déch (grille de contraintes)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	I	I	I	I	P	I	I	P	P
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	P	P	P	P	P	P	P	P	I
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	P	P	P	P	P				
T. d.	p1	p2							
	P	P							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	P	P	P						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	P	P	P						

EnR (grille de contraintes)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	P	P	P	P	P	P	P	P	P
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	P	P	P	P	P	P	P	P	I
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	P	P	P	P	P				
T. d.	p1	p2							
	P	P							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	P	P	I						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	P	I	I						

N_{subst} (grille de contraintes)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	O	I	I	I	I	I	I	I	I
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	P	P	P	P	P	I	P	P	I
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	P	P	I	I	I				
T. d.	p1	p2							
	I	O							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	I	P	P						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	I	I	O						

Nutr (grille de contraintes)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	O	I	I	I	I	I	I	I	I
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	P	P	P	P	P	I	P	P	I
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	P	P	I	I	I				
T. d.	p1	p2							
	I	O							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	I	P	P						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	I	P	P						

OMR (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	-1	-1	-1	-1	0	-1	-1	1	1
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	0	-1	0	1	-1
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	0	0	0	0	0				
T. d.	p1	p2							
	0	0							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	0	0	0						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	0	0	0						

%EnR < 0,6 (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	1	1	1	1	0	1	1	-1
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	1	1	1	1	1	1	1	1	-1
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	1	1	1	1	1				
T. d.	p1	p2							
	0	0							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	0	0	-1						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	0	-1	-1						

N_{org} (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	1	1	0	-1	1	0	-1
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	1	1	-1	-1	-1				
T. d.	p1	p2							
	-1	1							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	-1	0	0						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	-1	1	0						

NGP (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	-1	-1	-1	-1	1	-1	-1	0	-1
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	1	0	0	0	-1
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	0	0	0	0	0				
T. d.	p1	p2							
	0	0							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	0	0	0						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	0	0	0						

%EnR > 2,5 (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	1	0	0	0	0	0	0	0	0
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	0	0	0	0	-1
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	-1	1	0	0	1				
T. d.	p1	p2							
	-1	1							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	-1	-1	1						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	-1	-1	1						

P_{org} (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	1	1	1	-1	1	1	-1
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	1	1	-1	-1	-1				
T. d.	p1	p2							
	-1	1							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	-1	0	1						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	0	0	0						

N_{miné} (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	1	1	1	1	-1	1	1	-1
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	1	1	-1	-1	-1				
T. d.	p1	p2							
	-1	1							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	-1	1	1						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	-1	-1	1						

Sols (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	-1	0	0	0	0	0	0	0
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	-1	0	0	0	0	0	0	0
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	0	0	0	0	0				
T. d.	p1	p2							
	0	0							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	0	0	0						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	0	0	0						

Elec (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	-1	0	0	-1	0				
T. d.	p1	p2							
	0	0							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	0	0	0						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	0	0	0						

ConsoQ (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	-1	-1	0	0	0				
T. d.	p1	p2							
	0	0							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	0	0	1						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	0	0	1						

RGN (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	0	0	-1	-1	0				
T. d.	p1	p2							
	0	0							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	0	0	0						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	0	0	0						

BioGNV (grille de préférences)

S. p.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C. s.	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9
	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V. b.	b1	b2	b3	b4	b5				
	0	0	0	0	-1				
T. d.	p1	p2							
	0	0							
T. p. s.	s1	s2	s3						
	0	0	0						
T. p. l.	l1	l2	l3						
	0	0	0						

Annexe XIII

Accessibilité aux substrats méthanisables

Une méthode a été développée dans le but de déterminer l'accessibilité, c'est-à-dire le temps de trajet minimal requis via le réseau routier, pour rallier un point de production de substrat méthanisable depuis tout point d'un territoire. Cette méthode vise notamment à s'affranchir de l'emploi des outils de géotraitement en mode réseau, qui sont à l'heure actuelle rarement développés au sein des logiciels libres.

Les producteurs de déchets pris en compte dans l'exemple détaillé ci-après sont les cantines scolaires du territoire de la CARENE, dont le gisement est présenté à la Figure 71, ainsi que les principaux axes routiers.

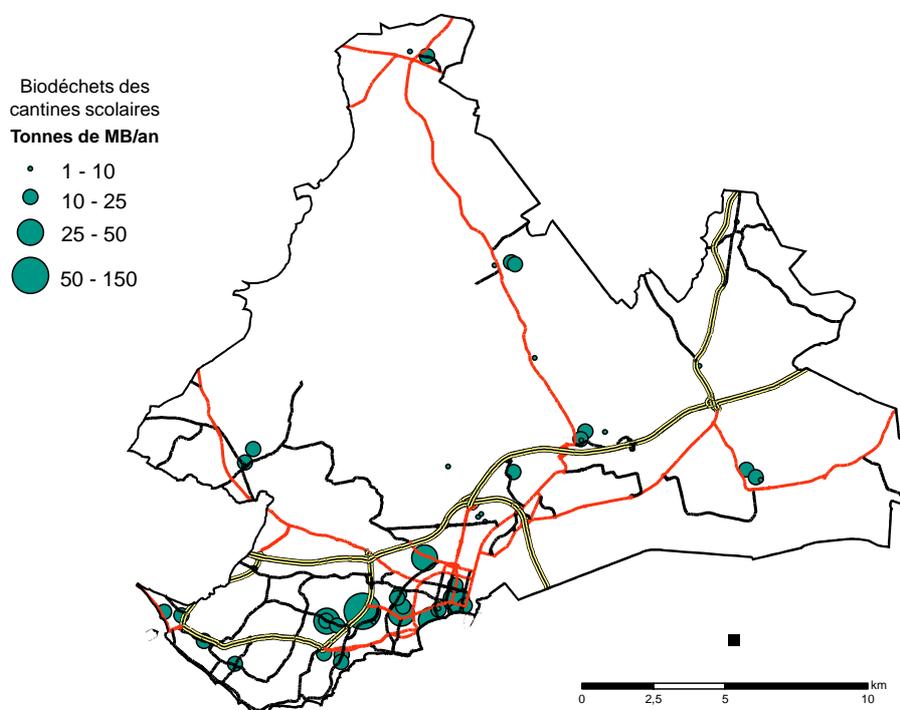
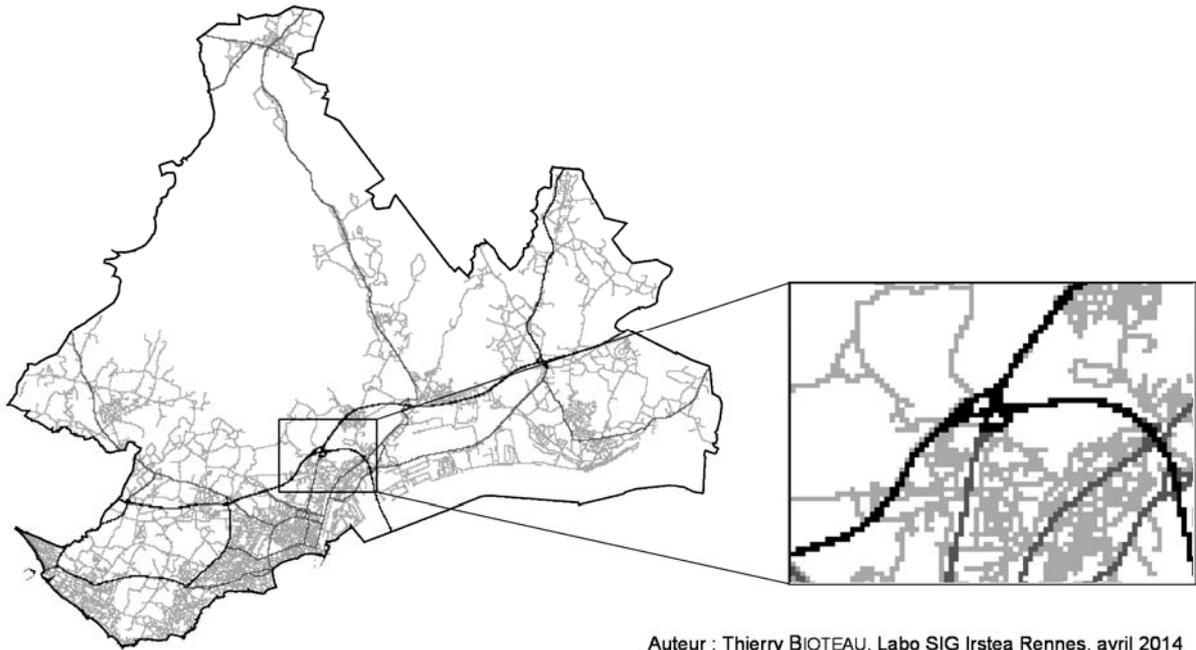


Figure 71 : Biodéchets des cantines scolaires du territoire de la CARENE et principaux axes routiers

Dans un premier temps, un *raster de coût* est créé à partir du fichier géographique au format vecteur du réseau routier (cf. Figure 72). La valeur de chaque pixel de ce raster situé sur une route est calculée en fonction de la vitesse autorisée sur cette route : 90, 50 ou 30 km/h. La vitesse des zones hors routes est fixée 5 km/h (correspondant à la vitesse moyenne de déplacement d'un piéton). Les valeurs du raster sont de dimension inverse à celle d'une vitesse, exprimées en minutes par mètre parcouru.



Auteur : Thierry BIOTEAU, Labo SIG Irstea Rennes, avril 2014

Figure 72 : Raster de coût dérivé du réseau routier

L'étape suivante consiste en un traitement d'analyse spatiale de type *Cost Distance*, dont le principe est schématisé à la Figure 73. Combinant le raster de coût précédemment établi et le fichier géographique des biodéchets des cantines, ce géotraitement permet de calculer, pour chaque cellule, le coût cumulé réduit au minimum (en l'occurrence, en termes de temps) du trajet ralliant la cellule au point d'intérêt le plus proche (en l'occurrence, les cantines scolaires).

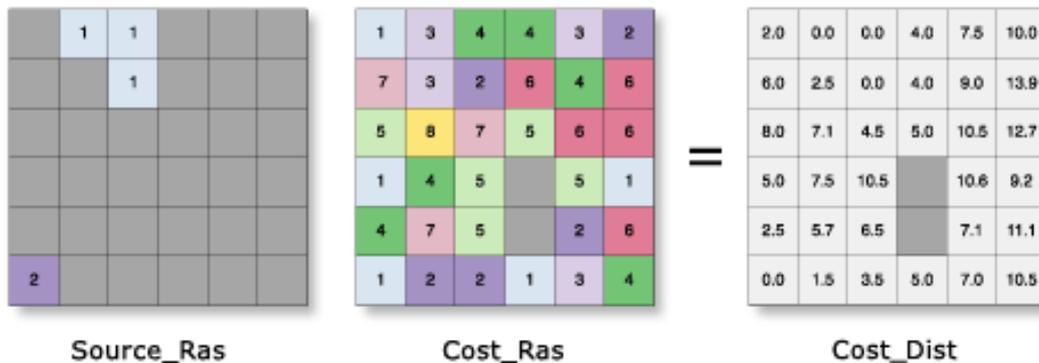
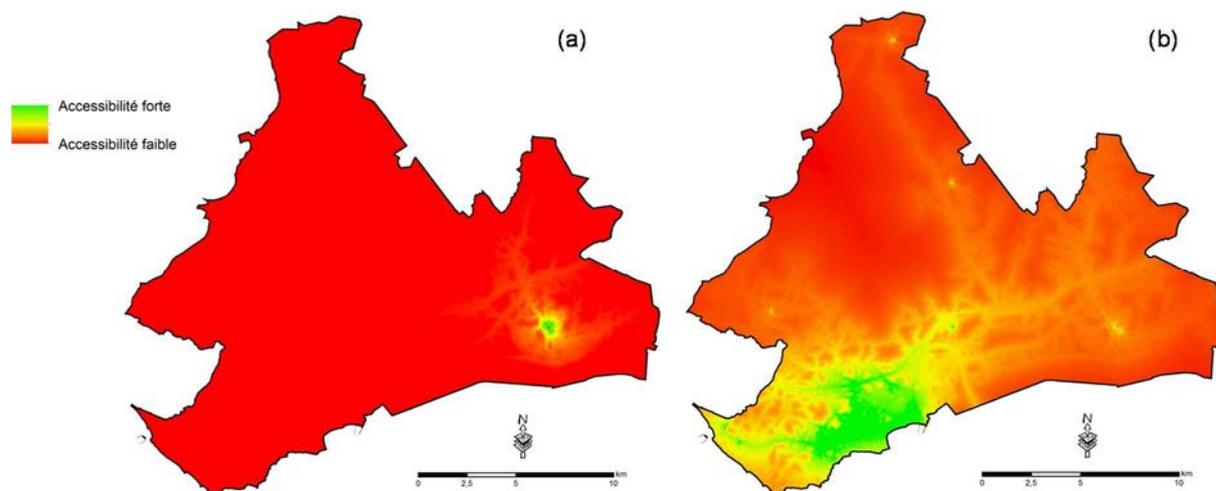


Figure 73 : Principe d'un géotraitement *Cost Distance* (source : ESRI)

L'accessibilité est calculée individuellement pour chaque cantine par la fonction *Cost Distance* (cf. Figure 74 (a)). Les accessibilités individuelles sont ensuite moyennées pour l'ensemble du territoire (cf. Figure 74 (b)) ; cette moyenne est pondérée par le tonnage de biodéchets produits, afin de privilégier l'accès aux cantines dont le gisement est plus important⁹⁴.

⁹⁴ Dans le cas précis, seules les cantines produisant au moins 10 t de biodéchets par an ont été prises en compte, car en-dessous de ce seuil, un producteur de biodéchets n'est pas soumis à l'obligation de leur valorisation organique.



Auteur : Thierry BIOTEAU, Labo SIG Irstea Rennes, avril 2014

Figure 74 : Accessibilité aux biodéchets des cantines scolaires : pour un producteur (a) ; moyennée pour l'ensemble des producteurs (b)

Cette dernière cartographie constitue en soi un support d'aide à la décision afin de rationaliser la collecte ou d'optimiser de futurs projets d'unités de traitements.

Annexe XIV

Listes des communes des territoires d'étude

Liste des communes de la CARENE

Nom	Code INSEE	Population en 2010	Superficie (km ²)	Densité (hab/km ²)
Besné	44013	2 646	17,7	149
La Chapelle-des-Marais	44030	3 772	17,9	210
Donges	44052	6 748	59,0	114
Montoir-de-Bretagne	44103	6 793	35,6	191
Pornichet	44132	10 451	12,8	815
Saint-André-des-Eaux	44151	5 336	25,2	212
Saint-Joachim	44168	4 046	86,3	47
Saint-Malo-de-Guersac	44176	3 212	15,4	209
Saint-Nazaire	44184	67 031	50,1	1337
Trignac	44210	7 264	14,2	510
Total	-	11 7299	334,4	351



Liste des communes du Coglais Communauté

Nom	Code INSEE	Population en 2010	Superficie (km ²)	Densité (hab/km ²)
Baillé	35011	312	5,3	59
Le Châtellier	35071	377	13,5	28
Coglès	35083	650	17,3	38
Montours	35191	1 016	15,5	65
Saint-Brice-en-Coglès	35257	2 752	16,6	165
Saint-Étienne-en-Coglès	35267	1 684	22,8	74
Saint-Germain-en-Coglès	35273	2 053	32,5	63
Saint-Hilaire-des-Landes	35280	993	18,5	54
Saint-Marc-le-Blanc	35292	1 288	17,7	73
La Selle-en-Coglès	35323	597	8,4	71,4
Le Tiercent	35336	177	3,7	48
Total	-	11 722	171,9	68



Annexe XV

Estimation de la part des EnR pour les territoires d'étude

- Coglais Communauté

Les territoires bretons bénéficient d'une plateforme d'accès aux données environnementales détaillées grâce au groupement d'intérêt public *Bretagne environnement*. Les données sur la production d'énergie renouvelable sont ainsi disponibles à l'échelle de la communauté de communes, indiquant une production annuelle totale de 28 387 MWh pour le Coglais Communauté (cf. Figure 75).

Type	Filière	Total production (MWh)
ENR électrique	Eolien	-
	Hydroélectrique	-
	Energies maritimes (La Rance)	-
	Solaire photovoltaïque	717
	<i>Sous-total</i>	<i>717</i>
ENR thermique	UIOM	-
	Solaire thermique	68
	Biogaz	-
	Bois bûche	23 866
	Bois chaufferie	3 736
	Liqueur noire	-
	<i>Sous-total</i>	<i>27 670</i>
TOTAL		28 387

Figure 75 : Production d'énergie renouvelable du Coglais Communauté en 2011
(source : Bretagne environnement)

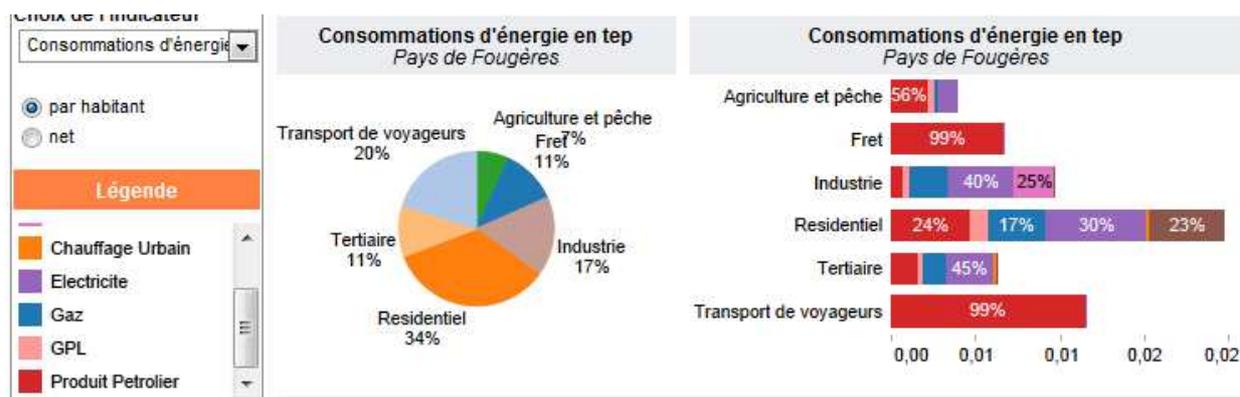


Figure 76 : Consommations énergétiques du Pays de Fougères en 2011 (source : Bretagne environnement)

Les consommations d'énergie ne sont renseignées qu'à l'échelle des pays bretons⁹⁵, détaillées par secteur d'activité (cf. Figure 76). Aussi les consommations énergétiques du Coglais Communauté ont-elles été déduites de celles de son pays d'appartenance, le pays de Fougères, considérant une

⁹⁵ Subdivisions territoriales de la Bretagne.

consommation annuelle moyenne de 25,3 MWh par habitant (cf. Tableau 55) ; elles s'élèvent alors à 301 428 MWh par an pour le Coglais Communauté.

Tableau 55 : Consommations énergétiques totales du pays de Fougères et de Coglais Communauté

	Pays de Fougères	Coglais Communauté
Population	81 490	11 899
Consommations énergétiques	2 064 325 MWh/an	301 428 MWh/an

Le rapport entre les deux données obtenues indique que la part des énergies renouvelables dans les consommations énergétiques totales est de **9 %** pour le territoire du Coglais Communauté.

- CARENE

En région des Pays de Loire, l'observatoire Air Pays de la Loire a réalisé en 2010 Basemis, un inventaire sectoriel à l'échelle communale des consommations d'énergie et des émissions de GES. Mais seuls les résultats de cet inventaire agrégés au département sont accessibles au public. L'utilisation de la donnée départementale indique une part des énergies renouvelables de **7 %** des consommations totales.

Or après demande spécifique auprès d'Air Pays de Loire, il s'avère que cette part atteint **1 %** seulement pour le territoire de la CARENE. Cette donnée, plus précise, est retenue par la suite.

Annexe XVI

Résultats des indicateurs de scénarios pour les territoires d'étude

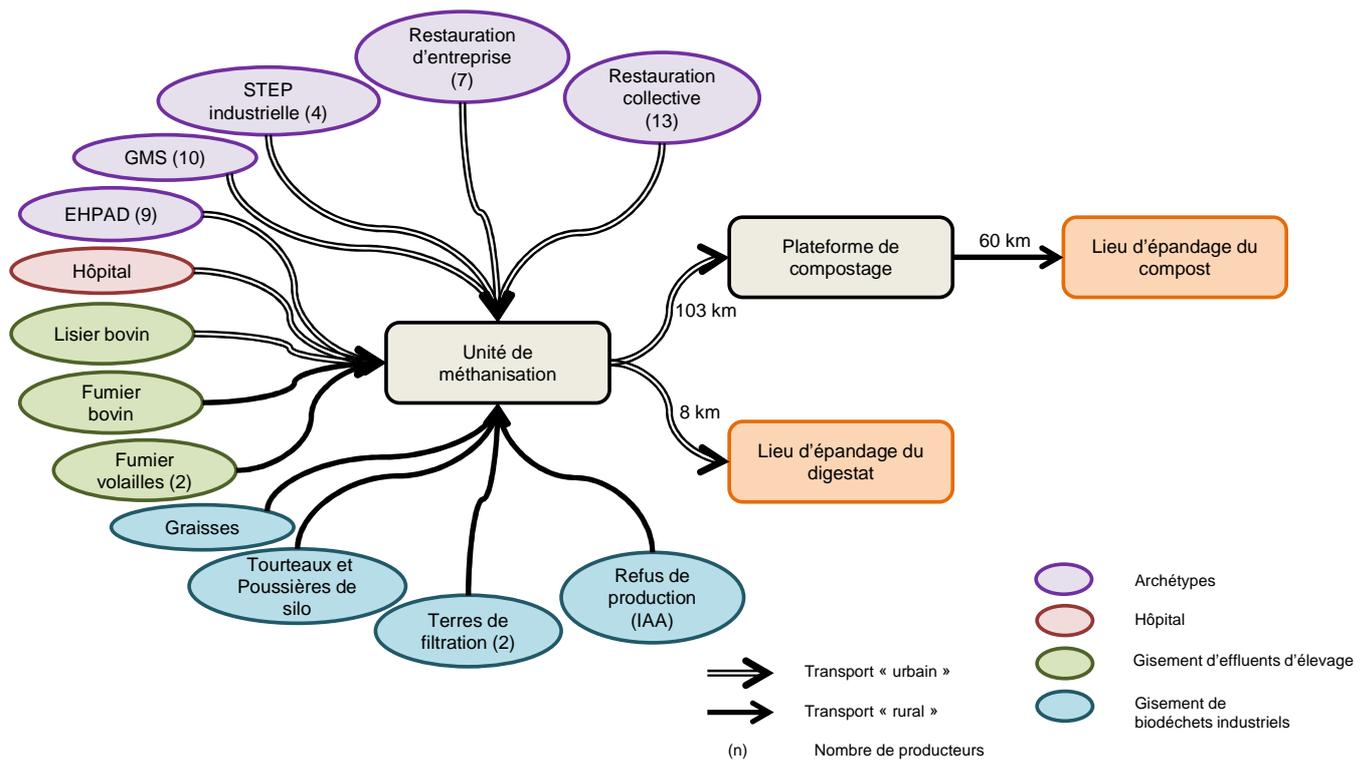
	CARENE		Coglais	
	Valeur	Score	Valeur	Score
Déch	2+0+2	4	1+1+0	2
EnR	1%	5	9%	3
Nsubst (*)	-0,74	-5	31,38	5
Nutr	72 ; 34 ; +0	-3	157 ; 60,5 ; +2	5
OMR	2.10^6 (2+0)	pas de contrainte forte	2.10^5 (1+1)	pas de contrainte forte
NGP	105% (+2)	contraignant	1,5%	pas contraignant
%EnR	1%	contraignant		pas contraignant
Elec	ND		ND	
ConsoQ	7	pas contraignant	4	pas de contrainte forte
RGN	3	pas contraignant	2	pas de contrainte forte
BioGNV	non	pas de contrainte forte	oui	pas contraignant
Nminé	-0,74	pas contraignant	31,38	contraignant
N _{org}	72	pas contraignant	157	contraignant
P _{org}	34	pas contraignant	60,5	contraignant
Eaux	0,8	pas contraignant	6,6	contraignant
Sols	6,7	pas contraignant	3	pas contraignant
(*) surf. exclues/surf. totales	6%	ok	2%	ok

Annexe XVII

Modélisation des distances de transport du scénario Métha

Les étapes de transport se produisent lors de la collecte des substrats, d'une part, et lors du transport du digestat, d'autre part. L'ensemble des entités du système étant géoréférencées, les distances de transport peuvent être calculées précisément grâce aux SIG.

Au total, 53 types de substrats, se différenciant soit par leur nature soit par leur lieu de production, sont mobilisés par l'unité de méthanisation. Afin de simplifier la modélisation du transport de ces substrats entre leur lieu de production et l'installation, 43 types ont été regroupés selon cinq archétypes. Un archétype regroupe alors les substrats de même nature et issus d'une même catégorie de producteurs (cf. Figure 77). Par exemple, tous les restaurants d'entreprises produisent des déchets de cuisine et sont donc rassemblés au sein du même archétype. Seules des valeurs quantitatives varient entre chaque producteur d'un même archétype (tonnage de biodéchets et distance avec l'unité de méthanisation).



Auteur : Antoine ESNOUF, unité GERE, Irstea Rennes, juin 2014

Figure 77 : Représentation schématique de la modélisation des transports

Du fait des particularités de certains gisements, des structures n'ont pu être rattachées à un archétype. Ainsi, 10 gisements sont modélisés à part ou fusionnés avec un seul autre gisement ; c'est le cas notamment des effluents d'élevage et les différents déchets industriels. L'hôpital a aussi

été différencié des EHPAD étant donné que le tonnage de déchets produit par l'hôpital est plus de dix fois supérieur au tonnage moyen généré par les EHPAD.

Les archétypes permettent de calculer des distances moyennes pondérées par les tonnages transportés, selon (26) :

$$(26) \quad D_A = \frac{\sum_{i=\text{gisement}}(m_i*d_i)}{\sum_{i=\text{gisement}}(m_i)}$$

D_A : distance moyenne pondérée de l'archétype A (km)

d_i : distance entre le gisement i et l'unité de méthanisation (km)

m_i : tonnage du gisement i et l'unité de méthanisation (t)

Les distances d_i utilisées par l'équation (26) ne sont pas nécessairement les distances calculées par SIG entre le lieu de production du substrat et l'unité de méthanisation. En effet, pour certains gisements, tels que restauration collective ou GMS, une collecte hebdomadaire a été considérée. Cette collecte a lieu 52 fois, sauf pour les cantines scolaires qui ne produisent pas de déchets pendant les vacances scolaires où elle a lieu 32 fois par an. La distance séparant le lieu de production de l'unité de méthanisation est alors multipliée par le nombre de collectes pour obtenir d_i .

Il est à noter que les distances de transport sont majorées par une telle modélisation, qui ne considère pas de collecte organisée entre différents gisements situés à proximité les uns des autres.

Le même camion de transport de la base de données PE a été utilisé pour toutes les étapes de transport. Il s'agit d'un camion de norme Euro 5 (la plus récente) d'une capacité de 18,4 tonnes. Le remplissage du camion a toujours été fixé à la moitié de la capacité afin de prendre en compte les émissions dues au retour à vide. Le paramètre de la vitesse du camion (et donc de sa consommation en carburant) peut être choisi entre un régime de conduite de type urbain, rural ou autoroutier. Les déchets de cuisine, le lisier et le digestat sont transportés selon une conduite de type urbaine (lente), les autres déchets sont transportés selon une conduite rurale, plus rapide (cf. Figure 77).

Annexe XVIII

Facteurs d'émission appliqués aux étapes de stockage, compostage et épandage de différentes matières organiques

C_CH4X (%Ctot) = pourcentage de l'élément carbone emis sous forme de CH4 par rapport au carbone total apporté
 [n] = Numéro de la source

		C_CH4 (%Ctot)	C_CO2 (%Ctot)	N_NH3 (%Ntot)	N_N2O (%Ntot)
Compostage de déchets organique frais	1	[1] Valeur IPCC choisie = 0,0049 C_CH4/MS avec C/MS = 0,49	40 Irstea, dire d'expert	17,4 ADEME, 2012	0,34 [1] Valeur min IPCC = 0,000118 N_N2O/MS avec Ntot/MS = 0,035
	1	[1] Valeur IPCC choisie = 0,004 C_CH4/MS avec C/MS = 0,40	20 Irstea, dire d'expert	30 Collet, 2011	1,7 [1] Valeur max IPCC = 0,0009454 N_N2O/MS avec Ntot/MS = 0,055

		C_CH4 (%Ctot)	C_CO2 (%Ctot)	N_NH3 (%Ntot)	N_N2O (%Ntot)
Stockage	digestat (couvert)	0,56 Collet, 2011	0,56 Irstea, dire d'expert	0,26 Collet, 2011	0,012 INRA, 2012
	fumier volaille brut	0,61 Gac, 2006	20 Irstea, dire d'expert	8,5 Gac, 2006	1 INRA, 2012
	fumier bovin brut	0,61 Gac, 2006	20 Irstea, dire d'expert	9,5 Gac, 2006	1 INRA, 2012
	lisier bovin brut	5,44 Gac, 2006	5,44 Irstea, dire d'expert	3,5 Gac, 2006	0,012 INRA, 2012

		C_CO2 (%Ctot)	N_NH3 (%Ntot)	N_N2O (%Ntot)	N_NO3- (%Ntot)	P_PO43- (%Ptot)
Epannage	Compost	90 Outil en ligne Carbo-pro	10,7 Gac, 2006	0,9 Gac, 2006	12 INRA, 2011	5 INRA, dire d'expert
	Compost de digestat	90 Outil en ligne Carbo-pro	10,7 Gac, 2006	0,9 Gac, 2006	12 INRA, 2011	5 INRA, dire d'expert
	Digestat	92 Outil en ligne Carbo-pro	15,8 Gac, 2006	0,9 Gac, 2006	12 INRA, 2011	5 INRA, dire d'expert
	fumier volaille brut	92 Outil en ligne Carbo-pro	10,7 Gac, 2006	0,9 Gac, 2006	12 INRA, 2011	5 INRA, dire d'expert
	fumier bovin brut	92 Outil en ligne Carbo-pro	10,7 Gac, 2006	0,9 Gac, 2006	12 INRA, 2011	5 INRA, dire d'expert
	lisier bovin brut	92 Outil en ligne Carbo-pro	14,9 Gac, 2006	0,9 Gac, 2006	12 INRA, 2011	5 INRA, dire d'expert

Annexe XIX

Comparaison du scénario de méthanisation Métha.E à une filière de gaz naturel



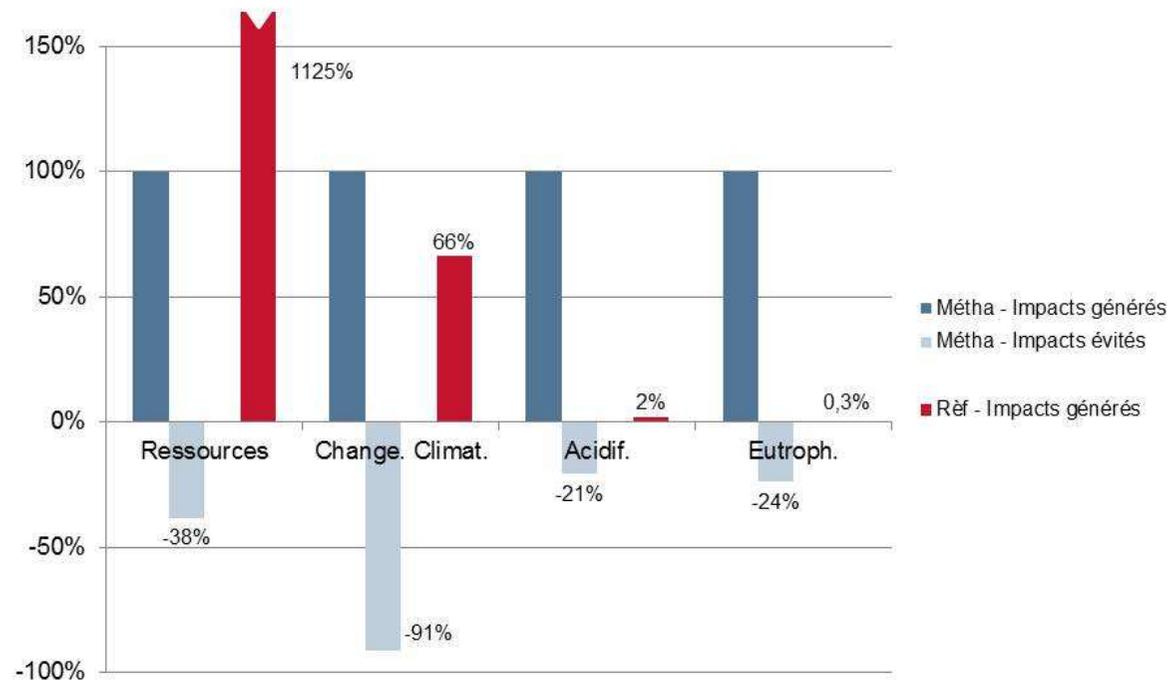
Principaux résultats

- ▶ **Base de comparaison : Consommation de 1 400 tep d'énergie gazeuse**
 - ▶ **Référence : Combustion de gaz naturel**
 - ▶ **Méthanisation :**
 - **Impacts générés : Production et combustion de biométhane**
 - **Impacts évités : Traitement actuel des déchets**

Catégorie d'impact	Impacts générés	Impacts évités	Bilan
Ressources	Métha est beaucoup moins impactant (écart > 1000%)	Métha est moins impactant (-38%)	Métha est beaucoup moins impactant
Changement climatique	Métha est plus impactant (écart : 34%)	Métha est moins impactant (-91%)	Métha est moins impactant
Acidification	Métha est plus impactant (écart : 98%)	Métha est équivalent	Métha est plus impactant
Eutrophisation	Métha est plus impactant (écart : 99%)	Métha est équivalent	Métha est plus impactant



Principaux résultats



Résumé

En France, le développement rapide de la méthanisation, procédé de production d'énergie renouvelable par dégradation de résidus organiques, soulève la question de la pertinence environnementale de la filière. Cette dernière mérite d'autant plus d'être évaluée que le développement de la filière est inscrit dans les plans nationaux relatifs aux enjeux climatique et énergétique. La méthanisation centralisée s'insère d'ailleurs de manière profitable dans diverses démarches d'écologie industrielle et territoriale (EIT), au sein desquelles la multifonctionnalité du procédé constitue un atout substantiel en faveur du bouclage des flux de matière et d'énergie.

Cette multifonctionnalité représente néanmoins la principale source de difficultés méthodologiques rencontrées lors de l'évaluation des performances environnementales de systèmes de méthanisation. Sa résolution, à savoir la définition de la fonction principale d'un système, passe par la contextualisation de la méthode. Pour l'analyse du cycle de vie (ACV), outil normé prédominant, cette contextualisation se révèle pertinente dès la première étape de la méthodologie, lors de la définition du système.

Ce travail de thèse propose un cadre conceptuel visant à définir des scénarios de méthanisation contraints par leur territoire d'implantation. Pour cela, une approche systémique territoriale, impliquant les systèmes d'information géographique (SIG) et la modélisation orientée objet, a été développée, justifiée par le caractère complexe inhérent à tout système de méthanisation centralisée. Elle résulte en un modèle spatial de l'insertion territoriale d'une filière de méthanisation centralisée, qui intègre l'ensemble de ses éléments constitutifs, réseaux ou variables (ressources organiques, consommateurs d'énergie, réseau routier, qualité des eaux, etc.). A l'issue de l'approche systémique a lieu une phase d'optimisation fonctionnelle et spatiale qui met en jeu trois séries successives d'indicateurs, permettant de définir : (i) la fonction principale que remplirait un système de méthanisation au sein du territoire étudié, (ii) les configurations possibles d'un système de méthanisation qui puissent satisfaire à cette fonction principale et (iii) les zones préférentielles d'implantation des scénarios élaborés. Cette méthodologie, conçue de manière à être transposable à tout territoire français, s'intègre aux deux premières étapes de l'ACV, à savoir la définition des objectifs et l'inventaire du cycle de vie. L'étape suivante est alors la quantification classique puis l'interprétation des impacts environnementaux potentiels imputables aux scénarios générés.

Afin de valider l'applicabilité de la méthode développée, deux territoires, comparables en termes d'emprise et de compétences mais contrastés en termes de contraintes naturelles et d'activités économiques dominantes, ont été soumis à l'approche systémique territoriale. Ces cas d'étude ont mis en évidence les liens entre spécificités territoriales et conception de la filière. L'influence de la fonction principale retenue pour un système de méthanisation sur la réalisation et les résultats de l'ACV a par ailleurs été étudiée pour l'un de ces territoires. Les différences les plus notoires tiennent aux substitutions et montrent l'importance de développer la méthanisation en priorité lorsque le contexte local permet aux fonctions multiples de la filière de remplacer des filières existantes dont les impacts sur l'environnement sont particulièrement préjudiciables.

Mots-clés : évaluation environnementale, analyse du cycle de vie (ACV), méthanisation centralisée, multifonctionnalité, approche systémique territoriale, systèmes d'information géographique (SIG)