



Retour au sol ou méthanisation agricole : quelle est la stratégie de gestion de la biomasse la plus efficace pour atténuer les émissions de CO₂ ?

Nicolas Malet

► To cite this version:

Nicolas Malet. Retour au sol ou méthanisation agricole : quelle est la stratégie de gestion de la biomasse la plus efficace pour atténuer les émissions de CO₂ ?. Ingénierie de l'environnement. Université de Bordeaux, 2022. Français. ⟨NNT : 2022BORD0361⟩. ⟨tel-04828302⟩

HAL Id: tel-04828302

<https://theses.hal.science/tel-04828302v1>

Submitted on 10 Dec 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HAL Authorization

THÈSE PRÉSENTÉE
POUR OBTENIR LE GRADE DE

**DOCTEUR DE
L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX**

ÉCOLE DOCTORALE
Sciences et environnements

SPÉCIALITÉ
Sciences agronomiques et forestières

Par **Nicolas MALET**

**Retour au sol ou méthanisation agricole : quelle est
la stratégie de gestion de la biomasse la plus
efficace pour atténuer les émissions de CO₂ ?**

Sous la direction de :

M. NESME Thomas
M. PELLERIN Sylvain

Professeur
Directeur de recherche

Bordeaux Sciences Agro (FR)
INRAE (FR)

Soutenue le **09/12/2022**, à **Bordeaux Sciences Agro**

Membres du jury :

M. BELINE Fabrice
Mme MENASSERI Safya
Mme GINGRICH Simone
Mme HAMELIN Lorie
M. LESCOAT Philippe
M. TONNET Nicolas

Directeur de recherche
Maitresse de conférences HDR
Professeure associée
Chargée de recherche
Professeur
Docteur

INRAE (FR)
Institut Agro (FR)
BOKU University (AT)
INRAE (FR)
AgroParisTech (FR)
ADEME (FR)

Rapporteur
Rapportrice
Examinatrice
Examinatrice
Examineur
Invité

THÈSE REALISÉE AU SEIN DE

l'UMR 1391 ISPA (Interaction Sol Plante Atmosphère),

INRAE, Bordeaux Sciences Agro,

33882 Villenave d'Ornon, France

THÈSE FINANCÉE PAR

l'ADEME et Bordeaux Sciences Agro

*“Science may set limits to knowledge, but should not set limits to
imagination”*

Bertrand Russell

RESUME

La méthanisation de la biomasse d'une part et la séquestration accrue de carbone dans les sols grâce à l'enfouissement direct de la biomasse d'autre part sont deux leviers majeurs mobilisables en agriculture pour atténuer les émissions de gaz à effet de serre (GES). Cependant, ces deux usages sont en partie antagonistes car ils s'appuient sur l'utilisation d'un même gisement de biomasse disponible en quantité limitée et localisée. Une compétition d'usage pour cette ressource risque d'apparaître, *a fortiori* dans un contexte de développement concomitant de ces deux voies. Cette thèse vise à comparer en termes d'émissions nettes de GES et de stockage de carbone dans les sols, la méthanisation vs. l'enfouissement direct des biomasses agricoles (effluents d'élevage, résidus de culture, cultures intermédiaires) et des boues d'assainissement à l'échelle nationale de la France. Pour répondre à cet objectif, nous avons mis au point un modèle spatialement explicite de bilan de GES couplant un modèle de méthanisation (SYS-Metha) – simulant la production de biogaz et de digestat à partir des substrats entrant – à un modèle agronomique pour simuler la dynamique du carbone dans les sols agricoles (AMG). Pour chacune des deux voies nous avons considéré les émissions nettes de GES (positives, négatives ou évitées) allant de la mobilisation des substrats jusqu'à la valorisation agronomique de la biomasse (produits bruts ou digestats) et la valorisation énergétique du biogaz produit. Chaque poste d'émission a été estimé par simulation ou en utilisant les références disponibles dans la littérature. Les résultats obtenus montrent que le potentiel de production de biométhane en France est de l'ordre de 64.1 TWh/an et est majoritairement localisé dans les régions d'élevage. Il pourrait être augmenté jusqu'à 108.7 TWh/an – notamment dans les régions orientées grandes cultures – en généralisant les cultures intermédiaires au sein des systèmes de culture français. Du fait de contraintes stœchiométriques relatives au procédé de méthanisation (rapport C/N et teneur en eau des substrats), une large quantité de résidus de culture ne pourrait être exploitée, principalement dans les régions de grandes cultures. Cette thèse démontre par ailleurs que la méthanisation permet d'atténuer davantage les émissions de GES que l'enfouissement des biomasses agricoles si plusieurs conditions sont réunies (limitation des fuites, injection du biogaz plutôt que cogénération). Cette atténuation est principalement permise par la substitution du biogaz à des sources d'énergies fossiles et à la réduction des émissions au stockage des effluents d'élevage. Comparée à l'enfouissement des biomasses, la production et l'injection directe dans le réseau gaz de biométhane permettrait d'abattre les émissions de GES de 10.8 Mt CO₂ eq/an à l'échelle française, soit 2.6 % des émissions nationales. Cette valeur s'élèverait à 17.1 Mt CO₂ eq/an (4.1 % des émissions nationales) si les cultures intermédiaires étaient généralisées. Dans le contexte français, la cogénération aurait de moindres performances du fait d'un mix électrique très décarboné, *a fortiori* si la chaleur n'est pas valorisée. Nous avons aussi démontré que l'atténuation des émissions de CH₄ par les méthaniseurs était le principal déterminant de leur bilan GES (émissions fugitives du digesteur, couverture des digestats durant leur stockage et récupération du biogaz résiduel). Enfin, nous avons trouvé que l'application aux sols de digestats par rapport à la biomasse non digérée diminuait la quantité de carbone stabilisée à long terme dans la matière organique du sol. Néanmoins, ce différentiel de stockage de carbone tend vers zéro au-delà de 30 ans, tandis que la méthanisation présente l'avantage de générer de façon indéterminée des effets de substitution vis-à-vis des énergies fossiles. Cette thèse apporte des références pour éclairer la décision publique afin de réduire les émissions de GES nationales. Elle fournit aussi une méthodologie réutilisable dans d'autres contextes pour accompagner la transition écologique et énergétique à différentes échelles.

Mots clés: Biomasse, Méthanisation, Séquestration de carbone, Gaz à effet de serre, Cycle du Carbone, Agronomie Globale, Modélisation

ABSTRACT

Anaerobic digestion of agricultural biomass on the one hand, and enhanced carbon sequestration in soils through biomass direct burial on the other hand, are two key options available in agriculture to mitigate greenhouse gas (GHG) emissions. However, both options are partly antagonistic because they rely on the use of the same biomass resource which is available in limited spatially-clustered amounts. A competition of use for this resource is likely to appear, especially in a context of simultaneous development of both biomass use options. This PhD aims at comparing in terms of net GHG emissions and soil carbon storage, anaerobic digestion vs. direct burial of agricultural biomasses (livestock manure, crop residues, cover crops) and sewage sludge at the national scale of France. To achieve this objective, we developed a spatially explicit GHG balance tool by combining an anaerobic digestion model (SYS-Metha) - that simulates the production of biogas and digestate from incoming substrates - with an agronomic model (AMG) that simulates the carbon dynamics in agricultural soils. For both biomass use options, we estimated the net GHG emissions (positive, negative or avoided) from substrate mobilization to biomass spreading on soils (either as raw or as digestate) and biogas use. Each emission was simulated or estimated based on updated literature. We found that the biomethane production potential in France was about 64.1 TWh/year and was mainly located in livestock production specialized regions. Biomethane production could be increased up to 108.7 TWh/year - especially in cereal-oriented regions - by generalizing the use of cover crops in French cropping systems. Due to stoichiometric constraints related to the anaerobic digestion process (C/N ratio and water content of the substrates), a large amount of crop residues could not be used, mainly in arable crop regions. Furthermore, this PhD demonstrated that biogas production was more effective in mitigating GHG emissions than direct burial of agricultural biomasses provided that improved management is implemented (e.g., leakage control, biogas injection rather than cogeneration). The climate benefits of anaerobic digestion were mainly due to the substitution of biogas to fossil fuel sources and to the reduction in manure storage emissions. Compared to biomass burial, the production and direct injection of biomethane into gas grids would reduce GHG emissions by 10.8 Mt CO₂ eq/year at the French scale, i.e. 2.6% of national emissions. This would reach 17.1 Mt CO₂ eq/year (4.1% of national emissions) if cover crops were generalized. In the French context, cogeneration would have a lower performance due to a highly decarbonized electricity mix, especially if heat is not recovered. We also demonstrated that the control of biomethane emissions during anaerobic digestion was the major driver of their GHG balance (fugitive emissions from the digester, coverage of digestate during storage and residual biogas recovery). Finally, we found that the application of digestate to soils compared to raw biomass decreased the amount of carbon stabilized in soil organic matter over the long term. Nevertheless, this difference in carbon storage reached zero after 30 years, while biogas production provides unlimited substitution effects to fossil fuel sources. This PhD provides useful insights to help public decision to reduce national GHG emissions. It also provides a replicable methodology to support the ecological and energy transition at different scales.

Keywords: *Biomass, Anaerobic digestion, Carbon sequestration, Greenhouse gases, Carbon cycle, Global agronomy, Modelling*

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier mes directeurs de thèse, Thomas Nesme et Sylvain Pellerin. Je les remercie pour la confiance qu'ils m'ont accordée en me choisissant pour répondre à cette question de recherche et je n'oublierai pas la seconde chance qu'ils m'ont laissée lors des phases de sélection. Mais par-dessus tout, je leur adresse ma gratitude pour avoir proposé une question de recherche qui a suscité mon engouement durant ces trois années. Je suis très reconnaissant vis-à-vis de leur supervision éclairée tout au long de ce travail et de leurs conseils précieux. J'ai beaucoup appris à leurs côtés grâce à leurs compétences pédagogiques et scientifiques qui ont largement contribué à alimenter ma réflexion. J'espère que le travail réalisé durant ces trois années aura été à la hauteur de vos espérances et qu'il récompensera votre investissement.

Outre mes directeurs, je tiens à remercier les autres membres de mon comité de suivi de thèse pour leurs commentaires éclairés et leurs suggestions. Vos différentes contributions m'ont permis d'élargir mes recherches à d'autres perspectives. Je remercie aussi les scientifiques et professionnels qui m'ont aidé plus ponctuellement au cours de cette thèse : Romain Girault, Florent Levavasseur, Fabrice Béline, Doris Brockmann, Antoine Esnouf, Sylvain Marsac. Je suis particulièrement reconnaissant vis-à-vis de Camille Launay pour son aide précieuse et continue dans le traitement des données du « 4 pour mille ». Je te souhaite le meilleur pour la fin de ta thèse !

Mais ce travail n'aurait pu être mené à bien sans le soutien des différents financeurs, l'ADEME et Bordeaux Sciences Agro, envers qui je suis extrêmement reconnaissant. J'ai notamment une pensée particulière pour Nicolas Tonnet, référent ADEME de mes travaux et Valérie Pineau gestionnaire des doctorants. Sa gentillesse, sa réactivité et sa disponibilité sont toujours appréciables face à la lourdeur des démarches administratives.

Ensuite, je remercie mes collègues de l'UMR ISPA pour leur sympathie et leur accueil chaleureux dans l'unité. Nos discussions ponctuelles au détour d'un couloir ou dans la salle de pause sont des moments précieux que je garderai en mémoire et qui ont marqué cette thèse rythmée par des confinements/déconfinements et du télétravail. Je dois avoir une mention particulière pour Mark. Malgré notre placement à l'isolement dans le bureau du haut, tu es venu tous les jours en terres hostiles pour nous faire un petit coucou, nous raconter deux ou trois histoires aussi drôles qu'inopinées et nous proposer ton « café communiste » : autant de gestes au quotidien pour assurer les relations humaines, les vraies. Je garderai en mémoire tes punchlines mythiques et tes fins de discussion parfois surprenantes/déconcertantes : « Salut ! Ciao ! ». Je veux également témoigner ma reconnaissance à Corinne et Maylis pour leur sympathie et leur accompagnement dans les démarches du quotidien. Je remercie en particulier tous mes collègues de bureau et mes amis : Frédéric, Lucie, Agathe (et Const'), Pierre x3, Mounir, Pietro, Noélie, Joséphine. Je vous remercie d'avoir grandement amélioré mon parcours de doctorant, d'avoir supporté mes chants, mes bougonnements, mes taquineries incessantes, ainsi que mes blagues et jeux de maux de qualité variable. Big up au bureau du haut pour l'ambiance et l'atmosphère de travail toujours conviviales. Merci pour tous les bons moments passés ensemble !

Dans ce parcours quelques peu atypique, je ne peux m'empêcher d'avoir une profonde gratitude pour mes enseignants et directeurs du Lycée Agricole de Montardon. Ils ont su trouver les mots justes pour me pousser à poursuivre les études et sortir des frontières de mon très cher Béarn. Durant cette période inoubliable, je n'oublie pas mes amis du TNLA (Alice, Julien, Marjorie, Marion). Mes pensées vont aussi à tous mes amis de longue date à savoir Guillaume, Pierre, Pierre-Edouard, Mathieu, Julien et Pauline. Merci pour tous les moments qu'on partage autour de nos passions communes. Pour vous qui êtes majoritairement agriculteurs, je suis tellement admiratif de la diversité de vos systèmes, et des pratiques que vous mettez en œuvre pour rendre vos systèmes plus résilients. Nos débats toujours passionnés sont une source forte d'inspiration et de motivation pour mon travail au quotidien.

Ce sont aussi mes amis d'AgroParisTech (Quentin, Olivier, Pauline, Joseph, Jeremy, Thomas) que je remercie pour les petits weekends ressourçant au cours de cette thèse. Également un petit clin d'œil à mes amis Montpelliérains de la conversation « Parlons Agronomie », je me doute que ce travail sera à l'origine de beaucoup de discussions.

Au terme de ce parcours, je remercie enfin ma famille : mes parents et ma sœur qui m'ont soutenu moralement tout au long de la rédaction de cette thèse et de ma vie en général. Sans leur immense compréhension et leurs encouragements au cours des dernières années, il m'aurait été impossible de réaliser ces études. Je vous suis infiniment reconnaissant pour votre amour inestimable, vos sacrifices et votre soutien indéfectible, qu'importe le chemin emprunté. Trouvez en ce travail l'aboutissement de vos efforts.

Plus personnellement, je remercie ma chère compagne, pour son écoute attentionnée, sa bonne humeur vivifiante et ses encouragements tout au long de cette période. Notre couple a constitué un socle solide pour l'épanouissement de mon projet scientifique. La perspective de se rapprocher géographiquement à la fin de cette thèse a été une motivation essentielle au cours de ce travail.

En attendant, je remercie la SNCF de m'avoir permis de voyager si souvent dans des conditions favorables, sauf en cas de grève, de chaleur excessive dilatant les voies, d'animal sur la voie, de bagages abandonnés, etc.

Enfin, une mention spéciale à ceux qui ont lu tout ou partie de ce travail : Lucie, Agathe, Frédéric, Julie, Audrey.

TABLE DES MATIERES

1	INTRODUCTION GENERALE	1
2	ETAT DES CONNAISSANCES, OBJECTIFS ET HYPOTHESES SCIENTIFIQUES	9
2.1	LA DIGESTION ANAEROBIE DE PRODUITS ORGANIQUES ET LA PRODUCTION DE BIOGAZ	11
2.1.1	<i>Processus</i>	11
2.1.2	<i>Modélisation</i>	15
2.2	LA SEQUESTRATION DU CARBONE DANS LES SOLS	21
2.2.1	<i>Processus</i>	21
2.2.2	<i>Modélisation</i>	26
2.3	EVALUATION DE L'EFFICACITE COMPAREE DE LA RESTITUTION DIRECTE DE BIOMASSE AU SOL ET DE LA METHANISATION POUR ATTENUER LES EMISSIONS DE GES	30
2.3.1	<i>La méthanisation modifie les émissions de GES ainsi que la quantité et la nature de la MO restituée au sol comparée à l'enfouissement direct de la biomasse</i>	30
2.3.2	<i>Evaluation environnementale de la méthanisation</i>	32
2.3.3	<i>Evaluation de l'enfouissement direct de la biomasse</i>	35
2.4	OBJECTIFS SCIENTIFIQUES ET HYPOTHESES	36
2.5	METHODOLOGIE GENERALE	38
2.6	PLAN DE CETTE THESE	40
3	DOES ANAEROBIC DIGESTION REALLY HELP TO REDUCE GREENHOUSE GAS EMISSIONS? A CASE STUDY BASED ON 30 COGENERATION PLANTS IN FRANCE	42
3.1	INTRODUCTION	44
3.2	MATERIALS AND METHODS	45
3.2.1	<i>Data collection and sources</i>	46
3.2.2	<i>System description and boundaries</i>	46
3.2.3	<i>GHG emission assessment and functional unit</i>	49
3.2.4	<i>Sensitivity analysis</i>	56
3.3	RESULTS	58
3.3.1	<i>Small benefits of sampled AD plants in mitigating GHG emissions</i>	58
3.3.2	<i>Strong variability in the effectiveness of AD to mitigate GHG emissions</i>	59
3.4	DISCUSSION	65
3.5	CONCLUSION	69
4	AGRICULTURAL BIOMETHANE PRODUCTION IN FRANCE: A SPATIALLY EXPLICIT ESTIMATE	71
4.1	INTRODUCTION	73
4.2	MATERIALS AND METHODS	74
4.2.1	<i>Data collection and calculation of substrate supply</i>	74
4.2.2	<i>Biomethane production estimate</i>	78
4.2.3	<i>Biomethane production optimization</i>	80
4.3	RESULTS	81
4.3.1	<i>A significant potential for energy production that can be greatly improved through the generalization of cover-crops</i>	81
4.3.2	<i>Strong spatial structure of biomethane production</i>	83
4.4	DISCUSSION	84
4.5	CONCLUSION	87
5	LARGE-SCALE DEVELOPMENT OF BIOGAS PRODUCTION IN FRANCE: IMPROVED CLIMATE BENEFITS OVER THE LONG TERM COMPARED TO BIOMASS BURIAL	88
5.1	INTRODUCTION	90
5.2	MATERIALS AND METHODS	92
5.2.1	<i>Systems & boundaries definition</i>	92
5.2.2	<i>Substrates resource</i>	94

5.2.3	<i>C & N balance calculation</i>	96
5.2.4	<i>GHG emission calculations</i>	98
5.3	RESULTS	100
5.3.1	<i>Anaerobic digestion is more effective in mitigating GHG emissions than direct biomass burial</i>	100
5.3.2	<i>A significant difference in net GHG emissions in both livestock- and crop-oriented farming systems depending on the level of cover-crop production</i>	103
5.3.3	<i>The difference in carbon storage fades over time</i>	105
5.4	DISCUSSION	107
5.5	CONCLUSION	110
6	DISCUSSION GENERALE ET CONCLUSIONS	112
6.1	RESUME DES PRINCIPAUX RESULTATS ET COMPARAISON A D'AUTRES ETUDES	112
6.1.1	<i>Un fort potentiel de production de bioénergies, susceptible de contribuer significativement à l'autonomie énergétique</i>	113
6.1.2	<i>Un effet contrasté de la méthanisation sur les émissions de GES (Hypothèse 1)</i>	115
6.1.3	<i>La méthanisation ne permet pas de stocker autant de carbone dans le sol que l'enfouissement des biomasses non-digérées (Hypothèse 2)</i>	119
6.1.4	<i>La différence de stockage du carbone s'estompe avec le temps, avantageant ainsi la méthanisation sur le long terme</i>	119
6.2	CHOIX DE MODELISATION : ORIGINALITES ET LIMITATIONS	120
6.2.1	<i>Originalité de notre approche</i>	120
6.2.2	<i>Limitations</i>	121
6.3	DISCUSSION DES CHOIX MÉTHODOLOGIQUES	124
6.4	PERSPECTIVES	127
6.4.1	<i>Études scientifiques complémentaires</i>	127
6.4.2	<i>Quelles conséquences pour les décideurs publics ?</i>	129
7	SUPPLEMENTARY INFORMATION	133
7.1	SUPPLEMENTARY INFORMATION FOR CHAPTER 3	134
7.2	SUPPLEMENTARY INFORMATION FOR CHAPTER 4	143
7.3	SUPPLEMENTARY INFORMATION FOR CHAPTER 5	146
8	REFERENCES	154

ILLUSTRATIONS

FIGURE 1 – EVOLUTION PROJETEE DES EMISSIONS ET DES PUIITS DE GES EN FRANCE ENTRE 1990 ET 2050 (MINISTERE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE ET SOLIDAIRE, 2020)	3
FIGURE 2 – LES PRINCIPALES SOURCES D'EMISSIONS DE GES EN AGRICULTURE (DE BOER ET AL., 2011)	5
FIGURE 3 – PRINCIPALES ETAPES DE LA DIGESTION ANAEROBIE (BERNET, 2015)	12
FIGURE 4 – COMPARAISON DES MODELES AM2 ET ADM1 (ATTAR AND HAUGEN, 2019)	18
FIGURE 5 – PRINCIPALES DIFFERENCES ENTRE LES MATIERES ORGANIQUES PARTICULAIRES (POM) ET LES MATIERES ORGANIQUES ASSOCIEES A DES MINERAUX (MAOM) (COTRUFO AND LAVALLEE, 2022)	23
FIGURE 6 – DIFFERENTS COMPARTIMENTS DE CARBONE ORGANIQUE DANS LE SOL (DERRIEN ET AL., 2016)	24
FIGURE 7 – BOUNDARIES OF THE ANAEROBIC DIGESTION SCENARIO AND ITS CORRESPONDING BASELINE SCENARIO	48
FIGURE 8 – GREENHOUSE GAS NET EMISSIONS FROM AD SCENARIO COMPARED TO THE BASELINE SCENARIO	58
FIGURE 9 – VARIABILITY IN DIFFERENCE OF NET GHG EMISSIONS BETWEEN THE AD AND THE BASELINE SCENARIOS	60
FIGURE 10 – DISTRIBUTION OF THE NET GHG EMISSIONS OF THE 30 UNITS IN THE AD SCENARIOS (MIDDLE) AND IN THEIR CORRESPONDING BASELINE (LEFT) AND DISTRIBUTION OF THEIR DIFFERENCE (AD MINUS BASELINE, RIGHT)	61
FIGURE 11 – VARIABILITY IN CARBON STORAGE IN SOILS IN RELATION TO NET GHG EMISSIONS IN THE BASELINE SCENARIO (PANEL A) AND CARBON BIODEGRADABILITY OF SUBSTRATES APPLIED TO SOILS (PANEL B)	62
FIGURE 12 – GHG EMISSIONS IN THE AD SCENARIO IN RELATION TO DIGESTATE STORAGE CONDITIONS (PANEL A) AND DIFFERENCE IN NET GHG EMISSIONS BETWEEN THE AD VS. THE BASELINE SCENARIOS IN RELATION TO DIGESTATE STORAGE CONDITIONS (PANEL B)	63
FIGURE 13 – SENSITIVITY ANALYSIS OF THE DIFFERENCE IN NET GHG EMISSIONS BETWEEN THE AD VS. THE BASELINE SCENARIO TO AD MANAGEMENT PARAMETERS	65
FIGURE 14 – TOTAL AMOUNTS (PANELS A & C) AND SPATIAL DISTRIBUTION (PANELS B & D) OF LIVESTOCK MANURE (PANELS A & B) AND CROP RESIDUE (PANELS C & D) SUBSTRATE AVAILABILITY AT THE NATIONAL SCALE OF FRANCE FROM THE ELBA DATABASE	75
FIGURE 15 – TOTAL AMOUNTS (PANEL A) AND SPATIAL DISTRIBUTION (PANELS B & D) OF COVER-CROP BIOMASS PRODUCTION BY CROP SPECIES AT THE NATIONAL SCALE OF FRANCE, ACCORDING TO THE “REGULATORY CC” AND “GENERALIZED CC” OPTIONS, AS DERIVED FROM LAUNAY ET AL. (2021)	77
FIGURE 16 – BIOMETHANE PRODUCTION POTENTIAL FOR EACH SUBSTRATE CATEGORY WITH OR WITHOUT COVER- CROP GENERALIZATION	81
FIGURE 17 – SPATIAL DISTRIBUTION OF BIOMETHANE PRODUCTION BY CANTON	83
FIGURE 18 – BOUNDARIES OF THE ANAEROBIC DIGESTION SCENARIO AND ITS CORRESPONDING RAW BIOMASS DIRECT BURIAL SCENARIO	94
FIGURE 19 – BIOMASS RESOURCE FOR ANAEROBIC DIGESTION AND DIRECT BIOMASS RETURN TO SOIL BY SUBSTRATE CATEGORY AND FOR BOTH OPTIONS OF COVER-CROP (CC) PRODUCTION	96
FIGURE 20 – ANNUAL DIFFERENCE IN NET GHG EMISSIONS (IN Mt CO ₂ EQ/YEAR) BETWEEN THE AD MINUS THE BIOMASS BURIAL SCENARIOS AT THE NATIONAL SCALE OF FRANCE ACCORDING TO BIOGAS END-USE	100
FIGURE 21 – GREENHOUSE GAS NET EMISSIONS FROM AD SCENARIO COMPARED TO THE DIRECT BURIAL SCENARIO, FOR THE BIOGAS DIRECT INJECTION AND THE “REGULATORY CC” OPTIONS	101
FIGURE 22 – ANNUAL DIFFERENCE IN NET GHG EMISSIONS BETWEEN THE AD MINUS THE DIRECT BURIAL SCENARIO BY CANTON, WITH BIOMETHANE INJECTION, ACCORDING TO COVER-CROP GENERALIZATION (PANELS A & B) AND DISTRIBUTION OF THE DIFFERENCE BY CANTON (PANELS C & D)	103
FIGURE 23 – NET SOIL ORGANIC CARBON STORAGE IN THE AD AND THE DIRECT BIOMASS BURIAL SCENARIOS (PANELS A AND B) AND DIFFERENCE IN NET GHG EMISSIONS BETWEEN THE AD MINUS THE DIRECT BURIAL SCENARIOS OVER TIME (PANELS C AND D), FOR BOTH THE REGULATORY (PANELS A AND C) AND THE GENERALIZED (PANELS B AND D) COVER-CROP OPTIONS	105
FIGURE 24 – CARBON (A) AND NITROGEN (B) FLOW DIAGRAMS IN THE ANAEROBIC DIGESTION AND BASELINE SCENARIOS	138
FIGURE 25 – OBSERVED VS. SIMULATED QUANTITIES OF PRODUCED BIOMETHANE BY THE SYS-METHA MODEL	141
FIGURE 26 – OBSERVED VS. SIMULATED QUANTITIES OF PRODUCED DIGESTATE BY THE SYS-METHA MODEL	141
FIGURE 27 – PREDOMINANT SUBSTRATE CATEGORY BY NUTS4 REGION	143

FIGURE 28 – SPATIAL DISTRIBUTION OF SEWAGE SLUDGE SUBSTRATE AVAILABILITY _____	143
FIGURE 29 – BIOMETHANE PRODUCTION POTENTIAL FOR EACH SUBSTRATE CATEGORY, WITH OR WITHOUT COVER- CROP GENERALIZATION AND WITH OR WITHOUT STOICHIOMETRIC AD PROCESS CONSTRAINTS _____	145
FIGURE 30 – UNTAPPED BIOMETHANE PRODUCTION DUE TO STOICHIOMETRIC AD CONSTRAINTS _____	145
FIGURE 31 – SPATIAL DISTRIBUTION OF TOTAL SUBSTRATE AMOUNTS _____	146
FIGURE 32 – GREENHOUSE GAS NET EMISSIONS FROM AD SCENARIO COMPARED TO THE DIRECT BURIAL SCENARIO (REGULATORY CC, COGENERATION WITH 29% HEAT USE) _____	150
FIGURE 33 – GREENHOUSE GAS NET EMISSIONS FROM AD SCENARIO COMPARED TO THE DIRECT BURIAL SCENARIO (GENERALIZED CC, INJECTION) _____	150
FIGURE 34 – STANDARDIZED DIFFERENCE IN NET GHG EMISSIONS (AD MINUS DIRECT BURIAL) BY NUTS4 REGION (BIOMETHANE INJECTION) _____	151
FIGURE 35 – VARIABILITY IN NET GHG EMISSION DIFFERENCE IN RELATION TO GHG EMISSIONS SAVINGS DURING BIOMASS STORAGE (AD – DIRECT BURIAL) _____	152
FIGURE 36 – DIFFERENCE IN NET GHG EMISSIONS (AD MINUS DIRECT BURIAL) EXPRESSED PER HA OF ARABLE LAND BY CANTON (BIOMETHANE INJECTION) _____	152
FIGURE 37 – DIFFERENCE IN SOIL CARBON STORAGE OVER 31 YEARS (AD – DIRECT BURIAL) _____	153

TABLES

TABLE 1 – EFFETS DES PRINCIPAUX POST-TRAITEMENTS SUR LA COMPARTIMENTATION ET LA SPECIATION DES ELEMENTS N, P ET K (ADAPTE DE ADEME AND MINISTERE DE L'AGRICULTURE (2011))	14
TABLE 2 – PRESENTATION SYNTHETIQUE DES MODELES ADM1 ET AM2.....	17
TABLE 3 – MODELE SYS-METHA (BAREHA ET AL., 2021)	20
TABLE 4 : PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT GENERAL DES MODELES CENTURY, ROTHC ET AMG	28
TABLE 5 – AD CHARACTERISTICS AND NET GHG EMISSIONS.....	135
TABLE 6 – SUBSTRATE USED BY THE SURVEYED AD PLANTS, DISPOSAL USE IN THE BASELINE AND CORRESPONDENCE WITH INPUTS PARAMETERISED IN THE SYS-METHA AND AMG MODELS.....	139
TABLE 7 – EMISSION FACTORS FOR GHG EMISSIONS RELATED TO THE PRODUCTION OF SUBSTRATES DIVERTED FROM ANIMAL FEED USE IN THE AD SCENARIO (SOURCE AGRIBALYSE).....	140
TABLE 8 – EMISSION FACTORS FOR MANURE STORAGE	140
TABLE 9 – ISOHUMIC COEFFICIENTS IN THE AMG MODEL	142
TABLE 10 – BIOMETHANE PRODUCTION POTENTIAL (IN TWh HHV/YEAR) FOR EACH SUBSTRATE UNDER THE TWO LEVELS OF COVER-CROP BIOMASS AVAILABILITY	144
TABLE 11 – ISOHUMIC COEFFICIENTS IN THE AMG MODEL	146
TABLE 12 – SUMMARY OF PARAMETERS, EMISSION FACTORS AND SOURCES IMPLEMENTED.....	147

A mes chers parents

1 INTRODUCTION GÉNÉRALE

Parmi les multiples challenges auxquels l'humanité fait face, le changement climatique est l'un des problèmes les plus urgents de notre temps. La croissance démographique et le développement de l'économie moderne ont été permis par l'utilisation massive de ressources non renouvelables extraites de la lithosphère. La combustion des énergies fossiles riches en carbone (charbon, pétrole, gaz) est à l'origine de très larges émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) vers l'atmosphère. Depuis la période préindustrielle, l'augmentation des émissions de GES inhérentes aux activités humaines est responsable d'un réchauffement de + 1.1 °C de la planète (IPCC, 2021). Au-delà du seuil de + 2 °C, les répercussions sur le fonctionnement du climat, des écosystèmes et des activités humaines seront délétères et irréversibles (IPCC, 2018). Pour cette raison, plusieurs pays se sont mis d'accord, au travers de l'Accord de Paris (2015), pour réduire leurs émissions de GES afin de contenir le réchauffement nettement en dessous de + 2°C et de poursuivre les efforts en visant un objectif de + 1.5 °C. Ce seuil pourrait être atteint entre 2030 et 2052 si nous ne modifions pas nos pratiques (IPCC, 2018). Le dernier rapport du GIEC (IPCC, 2022) montre que les effets du changement climatique interviennent plus rapidement et avec une intensité plus forte que ce qui avait été anticipé dans les précédents rapports. D'après l'Organisation Météorologique Mondiale (WMO, 2022), la température mondiale pourrait dépasser le seuil de + 1.5 °C au cours des 5 prochaines années (50% de probabilité). Pour limiter le réchauffement climatique à + 1.5 °C, hausse de température pour laquelle les effets sur la biosphère seraient plus faibles, il est nécessaire de réduire drastiquement les émissions de GES avant 2030 et d'atteindre la neutralité carbone au plus tard en 2050 (IPCC, 2018). Cela requiert d'apporter des changements fondamentaux aux niveaux politique, industriel et sociétal afin de réduire drastiquement, durablement et au plus tôt les émissions de GES. Au-delà d'adopter des habitudes énergétiques plus sobres, cela implique une transition vers des énergies renouvelables plus neutres en carbone. Cette transition est d'autant plus

nécessaire que la population mondiale devrait augmenter de 2 milliards de personnes d'ici à 2050 et que les projections de réduction des émissions de GES n'ont pas été respectées jusqu'à présent.

Emissions de GES en Europe et en France, et objectifs de réduction

L'Union Européenne (UE-27) représente 11% des émissions mondiales de GES avec 3380 Mt¹ CO₂ _{eq}² en 2020 (Hors Utilisation des Terres, Changements d'Affectation des Terres et de la Forêt) (Agence européenne de l'environnement, 2022a). Contribuant à 12% des émissions de GES de l'UE, les émissions de la France Métropolitaine s'élevaient à 418 Mt CO₂ _{eq} en 2021 (CITEPA, 2022) dont 75% sous forme de CO₂, 13% de CH₄ et 9% de N₂O. Face à l'urgence climatique, l'Europe s'est fixée comme objectif d'atteindre la neutralité carbone continentale d'ici 2050 à travers le pacte vert pour l'Europe (European Commission, 2019). La neutralité carbone implique un équilibre entre les émissions anthropiques de GES – dont l'objectif est de les diminuer drastiquement – et la séquestration de carbone dans les réservoirs biosphériques à temps de résidence long tels que les sols et les forêts pour aboutir à 0 émission nette de GES. Plusieurs pays de l'UE dont la France ont déjà adopté cet objectif. C'est en ce sens que la loi relative à la transition énergétique pour la croissance verte (LOI n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte, 2015), la loi relative à l'énergie et au climat (LOI n° 2019-1147 du 8 novembre 2019 relative à l'énergie et au climat, 2019) et la loi climat et résilience (LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets, 2021) fixent des objectifs en termes de réduction des émissions de GES et de réduction de la consommation finale d'énergie (notamment les énergies fossiles). La Loi relative à la Transition Énergétique pour la Croissance Verte (LTECV) affiche un double objectif quant à la réduction des émissions de GES: - 40% entre 1990 et 2030 et - 75% en 2050 par rapport à 1990. Pour y arriver, elle identifie deux voies, (i) la réduction de la consommation énergétique globale et (ii) au sein de la consommation globale, la réduction de la part provenant d'énergies fossiles en augmentant la part issue des énergies renouvelables. Cette loi prévoit l'élaboration d'une Stratégie Nationale Bas-Carbone (SNBC) qui a été adoptée pour la première fois en 2015. Elle constitue une feuille de route pour parvenir aux objectifs de réduction des émissions de GES fixés par la loi. Cependant, le Plan Climat présenté en 2017 par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire fixe de nouveaux objectifs pour la France qui entrent en conformité avec l'accord de Paris et les estimations de l'IPCC. Il prévoit la révision des stratégies mises en œuvre afin d'atteindre la neutralité carbone à

¹ 1 Mt = 1 000 000 t

² L'équivalent CO₂ permet de comparer différents GES dans une unité de mesure commune, fonction de leur Pouvoir de Réchauffement Global (PRG). Ce dernier représente la contribution spécifique au réchauffement global engendrée par 1 kg du GES considéré en rapport à celle du CO₂, considéré comme gaz de référence dont le PRG est égal à 1.

l'horizon 2050. Par la suite, la SNBC a été révisée et projetée de diviser par 6 les émissions de GES par rapport à 1990 (niveau à atteindre : 80 Mt CO₂eq) et de doubler les puits de carbone biogénique (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2020). Ces différents éléments ont été officialisés dans la loi relative à l'énergie et au climat promulguée le 8 novembre 2019 (*LOI n° 2019-1147 du 8 novembre 2019 relative à l'énergie et au climat*, 2019). La SNBC révisée (dite SNBC-2) fixe trois budgets carbone, représentant des émissions annuelles moyennes sur les trois périodes considérées : 422 Mt CO₂eq/an sur la période 2019-2023, 359 Mt CO₂eq/an pour 2024-2028 et 300 Mt CO₂eq/an pour 2029-2033 (Figure 1). Le premier budget carbone fixé à 442 Mt CO₂eq/an par la SNBC-1 (2015) sur la période 2015-2018 n'a pas été respecté. Il a été dépassé de + 62 Mt CO₂eq (+ 3.5%) sur l'ensemble de la période considérée (Haut Conseil pour le Climat, 2019). Les émissions ont diminué au rythme de - 1.1% par an au lieu des - 1.9% initialement prévus dans la SNBC-1. Il est donc nécessaire d'intensifier le rythme de diminution des émissions de GES pour atteindre la neutralité carbone avant la seconde moitié du siècle surtout que ce rythme d'émission doit atteindre - 3.3% par an dès 2025.

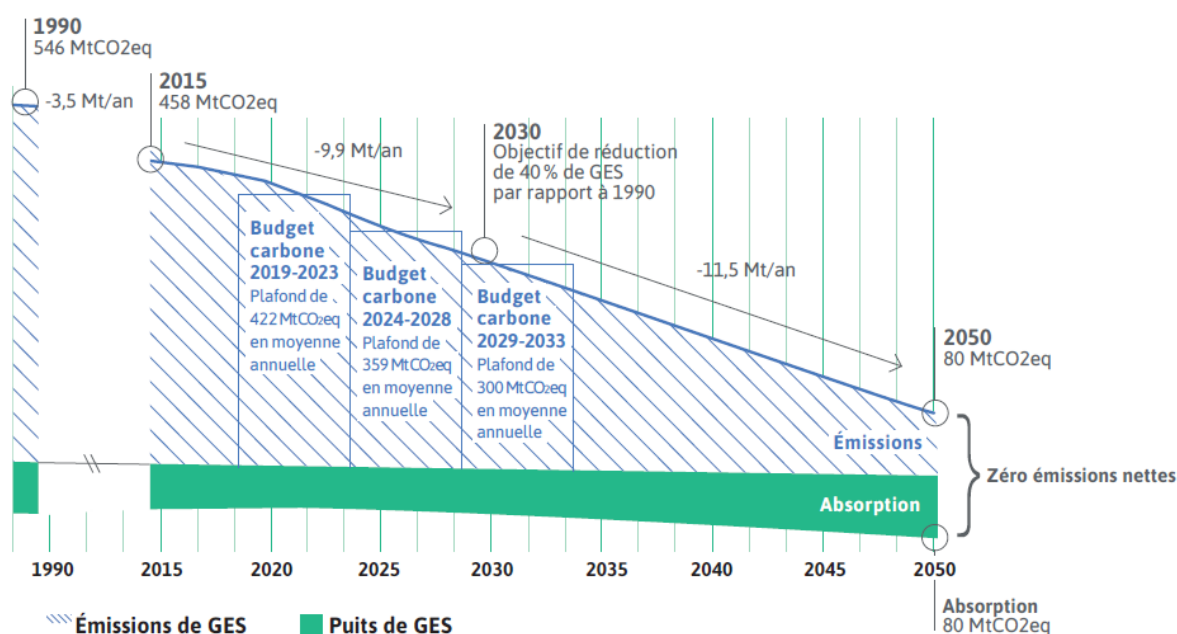


Figure 1 – Evolution projetée des émissions et des puits de GES en France entre 1990 et 2050 (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2020)

Agriculture et changement climatique

L'agriculture contribue de façon importante aux émissions de GES. A l'échelle mondiale, le secteur AFOLU (agriculture, foresterie et autres usages des terres) représente 23% des émissions soit 12 Gt CO₂éq/an (IPCC, 2019a). Dans l'UE, les émissions du secteur agricole s'élèvent à 382.5 Mt CO₂éq/an (Agence européenne de l'environnement, 2022b). En France, l'agriculture se place en 2^{ème} position des émissions nationales avec 81.2 Mt CO₂éq/an (19% des émissions nationales en 2021) derrière les transports (30%) (CITEPA, 2022). Elle est responsable de 89% des émissions de N₂O, 68% des émissions de CH₄ et 4% des émissions de CO₂. Les émissions de CO₂ sont dues à l'utilisation des énergies fossiles par les engins agricoles et les bâtiments. L'agriculture émet aussi du CO₂ à cause des variations de stock de carbone dans les sols et dans la biomasse. Cependant, ces dernières sont comptabilisées dans un secteur à part, à savoir « Utilisation des Terres, Changements d'Affectation des Terres et de la Forêts ». Le rejet de N₂O dans l'atmosphère est principalement lié à l'utilisation d'engrais azotés minéraux et organiques pour fertiliser les sols, contribuant à des émissions directes (par nitrification et dénitrification) et indirectes (après lixiviation de NO₃⁻ dans les sols puis dénitrification, et après volatilisation de NH₃, redépôt puis nitrification/dénitrification). Les émissions de N₂O peuvent également, et dans une moindre mesure, se produire lors du stockage des effluents d'élevage. Les émissions de CH₄ se déroulent lors de la dégradation des Matières Organiques (MO) en milieu anaérobie par des micro-organismes (i.e. fermentation). Ces émissions sont principalement attribuables à la fermentation entérique des ruminants produisant du CH₄ évacué par éructation et au stockage des effluents d'élevage en conditions anaérobies. Les émissions restantes de CH₄ sont principalement dues aux émissions des sols des rizières (CITEPA, 2019). La Figure 2 illustre les différents postes d'émissions de GES en agriculture.

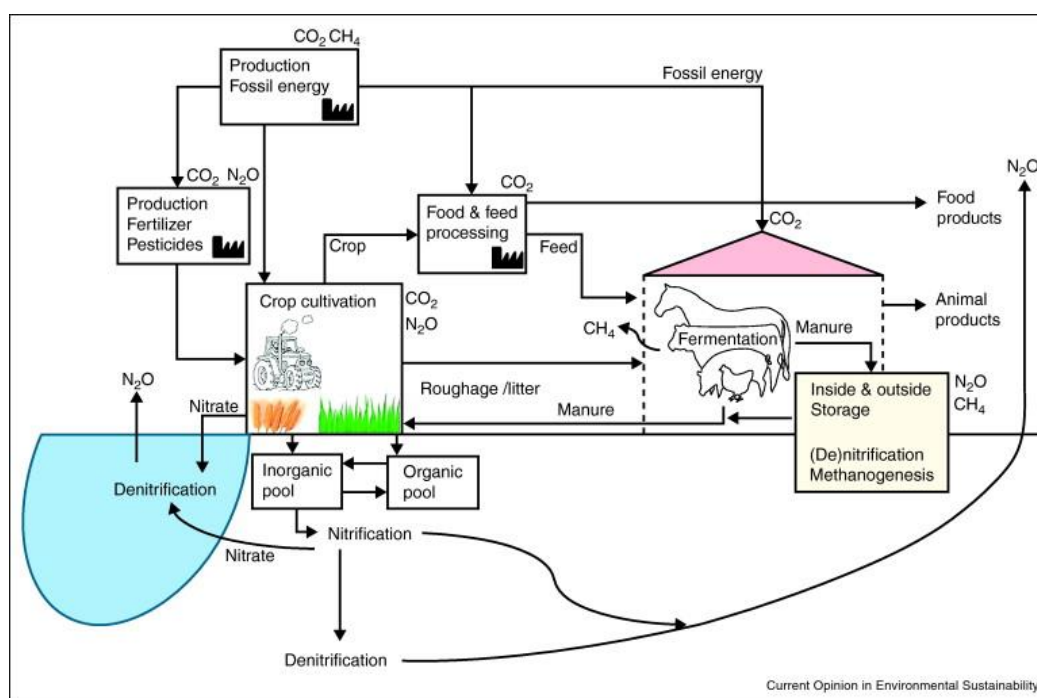


Figure 2 – Les principales sources d'émissions de GES en agriculture (de Boer et al., 2011)

L'agriculture, comme les autres secteurs de l'économie, est appelée à contribuer à l'effort d'atténuation. La SNBC assigne à l'agriculture un objectif de réduction de ses émissions de - 46% en 2050 par rapport à son niveau de 2015. L'effort demandé est moindre que dans d'autres secteurs compte tenu de l'importance stratégique de la filière agro-alimentaire pour la sécurité et la souveraineté alimentaire et du caractère incompressible de certaines émissions. Le secteur agro-alimentaire peut contribuer significativement à l'atténuation du changement climatique par deux moyens : des stratégies orientées sur la demande et d'autres sur l'offre. Les stratégies du côté de la demande s'appuient notamment sur la réduction du gaspillage et la modification des habitudes alimentaires (moins de produits animaux).

Les options clés d'atténuation du côté de l'approvisionnement concernent (i) la réduction des émissions de GES d'origine agricole, (ii) la séquestration de carbone dans les réservoirs terrestres agricoles (principalement les sols) retirant ainsi du CO_2 de l'atmosphère et (iii) la production de bioénergies d'origine agricole pour substituer des énergies fossiles (Launay et al., 2021; Pellerin et al., 2017). En particulier, la réduction des émissions de GES du secteur agricole passe par :

- Une meilleure gestion du cycle de l'azote, et une réduction de l'usage des fertilisants azotés de synthèse qui sont à l'origine d'émissions de N_2O directes et indirectes, et sont générateurs d'émissions de CO_2 pour leur fabrication et leur transport. Les leviers mobilisables sont un meilleur ajustement des apports aux besoins des cultures par le raisonnement de la fertilisation, un accroissement du recyclage, une réduction des pertes par lessivage ou volatilisation, le développement des légumineuses, espèces fixatrices d'azote ;
- Une réduction des émissions de CH_4 , en élevage par des régimes alimentaires limitant la production de méthane entérique et une gestion des effluents minimisant les pertes (couverture des fosses, etc.) ;
- Une augmentation de l'efficacité énergétique des systèmes agricoles (isolation thermique des bâtiments d'élevage et des serres, écoconduite, etc.) ;
- Des modes d'occupation du sol et des pratiques agricoles favorisant la séquestration de carbone dans les sols et/ou la biomasse ligneuse (maintien des prairies permanentes, insertion de prairies temporaires dans les rotations, cultures intermédiaires, agroforesterie et haies, etc.)
- La production d'énergies renouvelables (bois, biogaz), qui sont neutres en carbone, et réduisent les émissions de CO_2 par substitution aux énergies fossiles.

La séquestration de carbone dans les sols constitue une émission nette négative puisqu'elle retire du CO_2 de l'atmosphère. Maximiser ce mécanisme s'appuie sur une restitution plus importante de carbone au sol en mobilisant davantage de biomasse via les résidus de culture, ou en optimisant les systèmes de culture pour produire plus de biomasse (e.g., couverts d'interculture, agroforesterie), ou encore en mobilisant des MO exogènes (e.g., boues de Station d'épuration des eaux usées (STEP), compost).

La production d'énergie via la biomasse diminue les émissions de CO_2 dans l'atmosphère grâce à son effet de substitution aux énergies fossiles. En effet, le CO_2 émis par la combustion des bioénergies est issu du carbone atmosphérique préalablement capté par les plantes. Il est qualifié de carbone biogénique et fait partie du cycle court du carbone. A l'inverse le CO_2 émis par la combustion d'énergie fossile va engendrer une augmentation durable de la concentration en CO_2 atmosphérique car ce carbone est retiré d'un réservoir de stockage à long terme (i.e. cycle long du carbone).

L'enfouissement direct de la biomasse dans les sols pour stabiliser et séquestrer du carbone, ou sa méthanisation pour produire du biogaz sont deux voies qui permettent de mobiliser tout ou partie des 3 leviers d'atténuation des émissions de GES mobilisables en agriculture (i.e. réduction des émissions, séquestration de carbone et substitution d'énergie fossile). Dans la suite du document, nous nous focaliserons sur ces deux usages de la biomasse qui correspondent également aux deux orientations de la SNBC citées plus haut.

Enfouissement direct au sol vs. méthanisation de la biomasse

La valorisation de la biomasse est un levier fondamental de lutte contre le changement climatique. L'enfouissement de biomasse dans les sols (résidus de culture, effluents d'élevage, etc.) contribue à l'entretien voire à l'augmentation du stock de carbone organique du sol, ce qui, outre contribuer à l'atténuation du changement climatique, a un effet favorable connu de longue date sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol. La France est à l'origine de l'initiative internationale « 4 pour mille » lancée en 2015 par le Ministre de l'Agriculture M. Stéphane Le Foll dans le cadre de la COP21. Cette impulsion fédératrice se base sur le fait qu'une augmentation annuelle du stock de carbone des sols à hauteur de 4 pour mille compenserait les émissions anthropiques de CO₂ issues de la combustion des énergies fossiles (Minasny et al., 2017). La valorisation énergétique de la biomasse par méthanisation contribue également à la lutte contre le changement climatique par la production de biogaz renouvelable pouvant se substituer à des énergies fossiles. La méthanisation est soutenue par l'Etat qui a mis en place des subventions à l'investissement, des tarifs d'achat garantis de l'électricité et du biométhane produits, et des mesures d'obligation d'achat de l'énergie produite (électricité ou biométhane). Son développement a été accompagné au travers du plan Energie Méthanisation Autonomie Azote (EMAA) lancé par le ministère du Développement Durable et le ministère de l'Agriculture en 2013 (Alim'agri, 2018). Un des objectifs de ce plan était d'atteindre 1000 méthaniseurs à la ferme en 2020, contre 90 à la fin de l'année 2012. Fin 2021, la France comptait 1308 unités de méthanisation dont 1088 installations agricoles (SINOE®, 2022). Ces unités produisent 1.5 TWh d'électricité, 1.1 TWh de chaleur et 4.3 TWh de biométhane injecté dans le réseau soit respectivement 0.3%, 2.5% et 0.9% de la consommation française pour chaque type d'énergie finale³. La France dispose du gisement de biomasse agricole le plus élevé d'Europe (INRAE, 2021). Bien qu'actuellement 3^{ème} pays producteur de biométhane en Europe après l'Allemagne et l'Italie ("EurObserv'ER online

³ En considérant les consommations annuelles suivantes : 468 TWh électriques (RTE, 2022), 44 TWh thermiques (Ministry of Ecological Transition, 2021) et 498 TWh de gaz naturel (INSEE, 2020).

database,” n.d.), la France dispose du potentiel de production de biométhane le plus élevé à l’horizon 2050 (Gas for Climate, 2022) et la filière méthanisation est en pleine expansion.

Cependant, ces deux usages de la biomasse sont – au moins en partie – antagonistes car ils s’appuient sur une utilisation massive d’un même gisement de carbone organique (effluents d’élevage, résidus de culture, cultures intermédiaires, etc.) disponible en quantité **limitée** (Alexandre et al., 2012) et **localisée** (Houot et al., 2014). Une compétition d’usage entre ces ressources risque d’apparaître, *a fortiori* dans un contexte de développement concomitant des deux voies d’atténuation précédemment citées. Ces phénomènes de compétition sont d’autant plus exacerbés par le fait que le développement rapide de la bioéconomie est à l’origine d’une augmentation de l’utilisation de la biomasse et d’une diversification des voies de valorisation de cette dernière (notamment pour les filières chimie et matériaux). Il convient donc d’explorer les bénéfices respectifs en termes d’atténuation des émissions de GES de ces deux voies, en les positionnant dans un contexte de fort développement à l’échelle nationale de la France, pays disposant d’un territoire agricole important et fortement engagé dans la transition énergétique.

Ainsi, cette thèse de doctorat traitera la problématique suivante :

Retour au sol ou méthanisation agricole : quelle est la stratégie de gestion de la biomasse la plus efficace pour atténuer les émissions de CO₂ ?

2 ETAT DES CONNAISSANCES, OBJECTIFS ET HYPOTHESES SCIENTIFIQUES

La restitution directe au sol correspond à l'usage classique de la biomasse agricole. Elle consiste à épandre dans les champs des MO d'intérêt agronomique, autrement dit qui ont un potentiel amendant et/ou fertilisant. L'épandage des biomasses agricoles permet d'entretenir voire d'augmenter les stocks de carbone organique des sols (Pellerin et al., 2019), ce qui permet de retirer du carbone de l'atmosphère puisqu'il a préalablement été capté par les végétaux. Au-delà de son rôle dans la régulation climatique, l'augmentation du taux de MO des sols est bénéfique pour leur fertilité (Chenu et al., 2014) : libération d'éléments nutritifs lors de la minéralisation (fertilité chimique), augmentation de la rétention en eau et en éléments minéraux (augmentation de la Capacité d'Echange Cationique), augmentation de la stabilité structurale, amélioration de la résistance à l'érosion, rôle épurateur vis-à-vis des polluants (pesticides, éléments traces), habitat et ressource trophique pour les organismes vivants. La séquestration de carbone dans les sols constitue un pilier central de la durabilité des systèmes agricoles. Aussi, l'épandage des biomasses permet de restituer des nutriments au sol tels que l'azote (Brockmann et al., 2018). Cette fertilisation organique se substitue à l'épandage d'engrais minéraux de synthèse, évitant ainsi les fortes émissions de GES associées à leur production et à leur épandage. Plus spécifiquement, les effluents d'élevage sont majoritairement restitués au sol à l'heure actuelle (Houot et al., 2014) après avoir été collectés et stockés ou directement déposés au pâturage. Les résidus de culture correspondent à la fraction des plantes cultivées qui est laissée au sol après la récolte. Une partie peut être prélevée (notamment pour les litières d'élevage) alors que l'autre partie peut être laissée au champ. Durant ou après leur épandage, les biomasses peuvent être injectées ou incorporées dans le sol, notamment pour limiter les pertes environnementales et améliorer l'efficacité d'utilisation des nutriments (Rodhe and Etana, 2005; Rotz, 2004; Webb et al., 2013). Afin d'accroître davantage le stockage carbone dans les sols, des cultures intermédiaires peuvent être implantées entre deux cultures principales (Jian et

al., 2020; Poeplau and Don, 2015). Au-delà de stocker du carbone dans le sol, elles fournissent d'autres services environnementaux (Abdalla et al., 2019; Kaye and Quemada, 2017) : limiter les pertes d'azote minéral, limiter l'érosion, concurrencer les adventices, etc. Ou encore, des gisements exogènes de carbone peuvent être mobilisés tels que les boues de STEP, sous réserve de leur innocuité. On observe actuellement une diversification croissante des MO qui sont ainsi restituées au sol, dont certaines ont subi des traitements physiques, physico-chimiques ou biologiques modifiant leur composition et leurs propriétés.

La méthanisation, ou digestion anaérobie, est un processus biologique qui permet de produire du biogaz grâce à la dégradation de la MO dans une cuve en milieu anaérobie et en conditions contrôlées (Laiq Ur Rehman et al., 2019; Weiland, 2009). Pour cela, les biomasses sont stockées, collectées et acheminées sur une unité de méthanisation avant d'y être digérées. Le biogaz produit peut être ensuite utilisé pour la production d'électricité et de chaleur (cogénération) ou alors purifié en biométhane et injecté directement dans le réseau de gaz naturel (injection directe). Ces bioénergies se substituent ainsi à des sources d'énergies fossiles, et évite les émissions de GES associées à leur production, leur distribution et leur utilisation (Møller et al., 2022; Natividad Pérez-Camacho et al., 2019). Le résidu de la dégradation, appelé digestat, contient la fraction de carbone qui n'a pas été dégradée en biogaz. Ce dernier est restitué au sol fournissant ainsi les bénéfices présentés précédemment, à savoir stockage de carbone et fourniture d'azote (Möller, 2015; Sigurnjak et al., 2017). Cependant, la méthanisation a un impact sur la composition des matières organiques restituées au sol, en particulier sur la quantité de carbone et sur sa nature qui doivent être étudiées. Par ailleurs, de telles filières sont susceptibles de modifier le bilan de GES dans les territoires notamment pour la collecte et le transport des substrats, la production d'énergie et les effets de substitution associés, les émissions fugitives des procédés, etc.

L'évaluation environnementale comparée des deux voies de valorisation de la biomasse (retour au sol ou méthanisation) constitue le cœur de cette thèse (Section 2.3). Au préalable, nous présentons un état des connaissances sur les deux processus biologiques majeurs sur lesquels elles reposent : la digestion anaérobie (Section 2.1) et la séquestration de carbone dans les sols (Section 2.2). A noter que l'enfouissement direct de la biomasse repose uniquement sur la séquestration de carbone alors que la méthanisation repose à la fois sur la digestion anaérobie et la séquestration de carbone par épandage des digestats. A la suite, nous expliciterons les objectifs scientifiques de cette thèse (Section 2.4). Pour finir, nous nous intéresserons à l'approche globale de modélisation qui a été

mise en œuvre (Section 2.5) avant d'introduire les chapitres centraux de présentation des résultats (Section 2.6).

2.1 LA DIGESTION ANAEROBIE DE PRODUITS ORGANIQUES ET LA PRODUCTION DE BIOGAZ

La digestion anaérobie a été évaluée comme la voie la plus efficace d'un point de vue énergétique pour la production de bioénergies (Turco et al., 2016) et elle offre de multiples possibilités pour atténuer les émissions de GES. Elle répond à d'autres enjeux que sont l'autonomie énergétique et la réduction de l'utilisation des fertilisants de synthèse en aidant à boucler le cycle des nutriments.

La méthanisation s'applique à un large panel de substrats organiques : effluents d'élevage (fumiers et lisiers), résidus de culture et Cultures Intermédiaires à Vocation Énergétique (CIVE), biodéchets (industrie agroalimentaire, déchets verts pas trop ligneux, déchets organiques de la grande distribution), boues (station d'épuration, industrie non alimentaire), à l'exception des produits très ligneux et/ou très secs (Bessou et al., 2011; Laurent, 2015).

2.1.1 Processus

La digestion anaérobie ou méthanisation est un processus technologique de dégradation biochimique de substrats organiques par un consortium de micro-organismes dans des conditions contrôlées et en l'absence d'oxygène (Raposo et al., 2012; Tambone et al., 2010). Cette dégradation a lieu dans un digesteur, cuve fermée, étanche et isolée thermiquement à l'intérieur de laquelle différentes communautés microbiennes vont agir successivement. Elles consomment une partie de la fraction biodégradable de la MO et la transforme en un **biogaz** saturé en eau principalement formé de méthane (50-80%), de dioxyde de carbone (20-50%) et d'autres gaz en quantité infime (diazote, sulfure d'hydrogène, etc.). Les macro-molécules biodégradables sont **(i) hydrolysées** en monomères par des bactéries hydrolytiques. Ces monomères vont être utilisés par des bactéries acidogènes pour former **(ii)** des Acides Gras Volatils (AGV), des alcools, de l'hydrogène et du dioxyde de carbone (étape d'**acidogénèse**). **(iii)** Les composés créés dans la phase précédente sont transformés par deux groupes de bactéries acétogènes distincts (phase d'**acétogénèse**). Le premier groupe forme de l'acétate et du dihydrogène à partir d'AGV. Le deuxième groupe utilise l'hydrogène et le dioxyde de carbone pour produire de l'acétate. **(iv)** La dernière étape consiste en

la **méthanogénèse** au sens strict, grâce aux bactéries méthanogènes acétoclastes qui produisent du méthane et du dioxyde de carbone à partir de l'acétate ou grâce aux bactéries méthanogènes hydrogénotrophes qui le produisent à partir du dihydrogène et du dioxyde de carbone. Les différentes étapes présentées ci-dessus sont synthétisées dans la Figure 3.

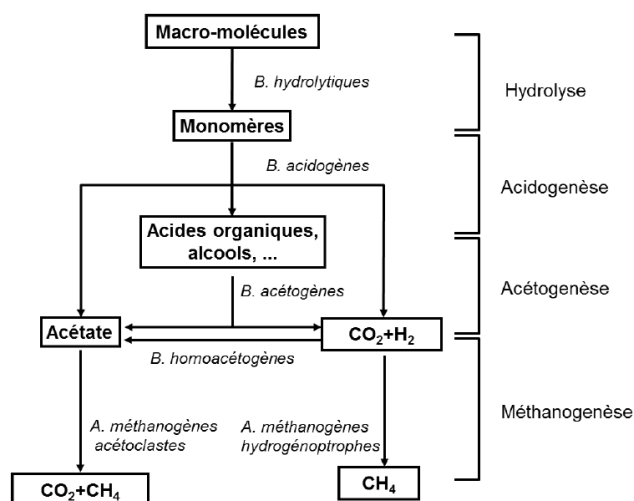


Figure 3 – Principales étapes de la digestion anaérobie (Bernet, 2015)

Le biogaz produit peut être valorisé sous forme d'électricité (efficacité de conversion $\approx 33\%$) et de chaleur (efficacité de conversion $\approx 45\%$) grâce à un moteur de cogénération (Appels et al., 2011). Ou bien, il peut être épuré en gaz naturel pur afin d'être injecté dans les réseaux urbains ou pour alimenter les véhicules fonctionnant au Gaz Naturel pour Véhicules (GNV). Une partie de cette énergie peut être autoconsommée pour assurer le fonctionnement de l'unité de méthanisation (chauffe du digesteur, etc.). Ces produits viennent se substituer aux combustibles fossiles préalablement utilisés pour générer la même quantité d'énergie et contribuent ainsi à la réduction des émissions de GES par effet de substitution. Cet effet est d'autant plus marqué lorsque l'énergie substituée provient de sources carbonées d'énergies fossiles.

Le rendement en biogaz et la composition de celui-ci varient de façon importante en fonction de la **composition du substrat (biodégradabilité)** et du **procédé de méthanisation** utilisé (Berglund and Börjesson, 2006). Le potentiel méthanogène⁴ des produits augmente avec le taux de

⁴ Le potentiel méthanogène correspond à la quantité de CH_4 produite par la méthanisation d'un substrat organique donné. Il s'exprime généralement en m^3 de CH_4 par unité de masse de substrat (masse brute ou masse sèche). Il est estimé en laboratoire en plaçant des échantillons du substrat avec base bactérienne (dite inoculum) dans une étuve thermostatée et agitée sur une durée variable fonction de la nature du substrat. La quantité de biogaz produite est calculée à partir du suivi de la pression dans le réacteur d'essai alors que la composition est déterminée par micro-chromatographie en phase gazeuse.

matière sèche (MS) et la teneur en acides gras du substrat (Moras, 2007 cité dans Bessou et al. (2011)). Mais pour un substrat donné, cette composition peut varier également en fonction du site et de l'année (Berglund and Börjesson, 2006). Ces substrats peuvent être digérés seuls (mono-digestion) ou en mélange (co-digestion), la dernière option permettant d'améliorer l'efficacité de la méthanisation (Rodriguez-Verde et al., 2014; Wulf et al., 2006). Elle permet en effet d'ajuster la teneur en MS du mélange entrant, de maîtriser les risques d'inhibition, et de lever les risques de carences afin d'optimiser la production de biogaz. Le ratio C/N du mélange entrant doit être maintenu entre 15 et 30 pour obtenir un rendement en biogaz optimal et pour éviter l'inhibition de l'activité microbienne. Le procédé de méthanisation est caractérisé par les paramètres suivants : pré-traitement des substrats, mix de substrats, taille du digesteurs, température, pH, temps de résidence (Pantaleo et al., 2013). En fonction du taux d'humidité du mix de substrats entrant on peut distinguer la méthanisation par voie sèche (taux MS compris entre 15 et 40%) et la méthanisation par voie humide (taux de MS < 15%). Ceci va déterminer le mode d'homogénéisation et de mélange à mettre en œuvre. L'alimentation des digesteurs en substrat peut se faire de façon continue, semi-continue ou discontinue. Les méthaniseurs peuvent fonctionner selon trois plages de températures (Laurent, 2015) : psychrophile (15-20°C), mésophile (35-40°C) et thermophile (55-60°C). Ces différents procédés impliquent des micro-organismes méthanogènes différents et des apports en énergie variables.

La méthanisation fournit aussi un produit stable et partiellement hygiénisé appelé '**digestat**'. Il est composé d'eau ainsi que de substances organiques et inorganiques dissoutes, dont font partie les nutriments, les matières organiques non décomposées et les éventuels polluants (Möller, 2015). Il peut être épandu sur les champs et permettre la restitution du carbone non dégradé et des éléments nutritifs afin de contribuer au bouclage des cycles en agriculture. Il a un effet amendant et/ou fertilisant (Appels et al., 2011). Les principales différences entre un substrat et son digestat associé sont (Béline et al., 2012) :

- **Un C/N plus faible :**

20 à 95% du carbone contenu dans le substrat est transformé en biogaz (Möller, 2015) et diminue la quantité de carbone restant dans le digestat. Parallèlement, le processus de méthanisation est conservatif pour les éléments qui n'entrent pas dans la composition du biogaz. Ainsi, la quantité d'éléments fertilisants (NPK) est identique en entrée et en sortie du méthaniseur.

- **Une augmentation de la proportion d'azote sous forme ammonium :**

Même si la quantité d'éléments nutritifs est constante durant la dégradation, sa forme chimique peut évoluer. En moyenne 40% de l'azote est minéralisé au cours de la digestion anaérobie et se retrouve principalement sous forme d'ammonium (Laurent, 2015).

- **Un pH plus élevé** (basique) pour le digestat.

Les digestats permettent de **stocker du carbone dans les sols** lorsqu'ils sont épandus (Møller et al., 2009). La quantité de carbone qu'ils contiennent varie entre 28 et 47% de leur Matière Sèche (Møller, 2015). Des post-traitements du digestat peuvent avoir lieu pour : réduire les coûts de stockage et d'épandage (réduction du volume) ; réduire les coûts de transport (réduction du contenu en eau) ; éliminer des nutriments pour les exporter et permettre l'épandage du digestat à proximité de l'installation ; améliorer la qualité fertilisante du produit (Table 1). Ce digestat vient aussi **se substituer à des fertilisants minéraux** dont la production est très énergivore et émettrice de GES. Cependant ces effets sont à comparer à ceux obtenus par épandage direct des matières non digérées (cf section 2.3, p.30).

Table 1 – Effets des principaux post-traitements sur la compartimentation et la spéciation des éléments N, P et K (adapté de ADEME and Ministère de l'Agriculture (2011))

Séparation de phase	Elle constitue le post-traitement le plus utilisé et le premier maillon de la chaîne des post-traitements. Elle sépare le digestat brut en (i) un digestat liquide (MS < 5%) contenant la majorité de l'azote initial (> 75%) principalement sous forme NH_4^+ ainsi qu'une majorité du potassium (> 85%) et (ii) un digestat solide (MS > 30%) retenant la majeure partie du phosphore.
Stripping	Le stripping de la phase liquide permet de récupérer l'ammonium/ammoniac sous forme d'une solution de sulfate d'ammonium ou de nitrate d'ammonium. Restent donc un digestat liquide appauvri en NH_4^+ et un digestat solide.
Précipitation de struvite	Procédé permettant de récupérer le phosphore du digestat sous forme de struvite par co-précipitation de l'ammonium et du phosphate. La boue de MAP obtenue (Magnésium Ammonio-phosphate) est un produit riche en azote (environ 80% du N contenu dans le digestat brut), en phosphore et en magnésium. Selon le procédé utilisé 80 à 90% de phosphore initialement contenu dans le digestat peut se retrouver dans la struvite. Les fractions solide et liquide restantes sont appauvries en NH_4^+ . Elles contiennent chacune environ 10% de l'azote ammoniacal du digestat brut.
Osmose inverse	Cette technique physique vise à séparer les éléments grâce à une membrane. Quatre produits sont issus de ce traitement : - Une phase solide contenant en moyenne 75% du phosphore du digestat. - Un concentré d'ultrafiltration : Azote (13% du digestat brut) et phosphore (20%). - Un concentré d'osmose inverse contenant la majorité de l'azote du digestat et 70% du potassium. - Un effluent de l'osmose inverse quasiment dépourvu de tout élément nutritif.
Séchage	Il permet de diminuer le volume des digestats et d'obtenir la même répartition que la séparation de phase. Le produit final est un digestat sec riche en phosphore. Cependant, ce post-traitement peut entraîner la perte d'une majorité de l'azote par volatilisation et détériore la valeur fertilisante du produit.

2.1.2 Modélisation

La multiplicité (i) des caractéristiques analytiques des substrats méthanisables et de leur combinaison pour entrer en méthanisation, (ii) des technologies de pré- ou post-traitements, (iii) des mécanismes complexes mis en œuvre au cours du processus de méthanisation ainsi que (iv) des paramètres les influençant (température, temps de résidence, mode d'alimentation du digesteur, etc.) rend indispensable l'utilisation de modèles de digestion anaérobie pour les représenter conceptuellement.

Les objectifs des modèles de digestion anaérobie peuvent se réunir autour de deux axes principaux (Bernard et al., 2001; Hamidi et al., 2018; Kythreotou et al., 2014) :

- **L'agrégation des connaissances sur le processus de digestion anaérobie** par une meilleure compréhension des principaux mécanismes mis en œuvre et de leurs interactions. La calibration des modèles avec de nouvelles données expérimentales permet de déterminer ou d'ajuster certains paramètres cinétiques afin d'améliorer progressivement leur qualité prédictive.
- **La prédiction des quantités de produits de méthanisation (biogaz et digestat) et de leurs caractéristiques analytiques**, permettant d'évaluer *ex ante* les unités de méthanisation. Cette évaluation peut servir à optimiser le mix de substrats entrant dans le digesteur, ou à comparer différents paramètres (temps de résidence, etc.) pour améliorer l'efficacité du procédé. A une échelle territoriale, cette évaluation permet aussi de décider de l'implantation d'un méthaniseur. Une fois l'unité de méthanisation en fonctionnement, la prédiction des états du milieu peut servir à la surveillance et au contrôle des processus pour veiller au bon fonctionnement d'un méthaniseur.

Il existe une grande diversité de modèles de digestion anaérobie (Attar and Haugen, 2019; Bernard et al., 2001; Hamidi et al., 2018) qui diffèrent en termes de complexité (Salgado, 2019) et selon le but pour lequel ils ont été conçus (Kythreotou et al., 2014). Les premiers modèles ont vu le jour dans les années 1960.

Il existe deux types de classification des modèles utilisés en digestion anaérobie (Lauwers et al., 2013) :

- **Dynamiques ou statiques :**

Les modèles dynamiques se composent de plusieurs équations différentielles basées sur des bilans de masse. Ils sont capables de faire des prédictions continues dans le temps ou à des intervalles de temps discrets réguliers. Les modèles statiques simulent des variables indépendantes du temps.

- **White-box** ou **black-box** :

Ils se différencient par la quantité d'informations *a priori* intégrées. Les modèles de type 'white-box' sont dits déductifs. Ils mobilisent des informations *a priori* pour décrire les réactions biochimiques se déroulant durant la digestion anaérobie. Les modèles de type 'black-box' relient les variables d'entrée aux variables de sortie sans mobiliser de connaissances sur les réactions inhérentes à la digestion anaérobie. Ils ne prennent pas en compte les réactions chimiques, physiques et microbiennes qui se déroulent durant le processus.

On trouve des modèles simples (type calculateurs : modèle statique de type 'black-box') qui calculent la quantité maximale de biogaz pouvant être théoriquement produite par digestion anaérobie alors que d'autres modèles plus complexes calculent le rendement en biogaz en prenant en compte la dégradation de différents compartiments de la biomasse (Kythreotou et al., 2014). Les modèles simples peuvent correspondre à des modèles complexes simplifiés. Leur objectif n'est pas de simuler le processus de digestion anaérobie (Hamidi et al., 2018). Cependant, plusieurs modèles ne s'intéressent qu'à un substrat spécifique ou un nombre de substrats limités (Kythreotou et al., 2014). Le modèle **ADM1 (Anaerobic Digestion Model No 01)** a été développé par 'International Water Association' (IWA) en 2002 (Batstone et al., 2002). Depuis son développement, il est l'un des plus utilisés dans le domaine de la digestion anaérobie car il intègre les phénomènes principaux impliqués dans la digestion et constitue le modèle dynamique le plus complet (Hamidi et al., 2018; Hassam, 2015). Ce modèle a été conçu comme une base pour le développement d'autres modèles. Il requiert de nombreux paramètres d'entrée du fait de sa complexité, ce qui peut rendre difficile son utilisation. **AM2 (Anaerobic Model No 2)** est un modèle plus simple mais aussi très utilisé (Hamidi et al., 2018) depuis sa création en 2001 par l'Institut national de recherche en informatique et en automatique (Inria). Il demande moins de paramètres. Ces deux modèles se classent parmi les modèles dynamiques de type 'white-box'. Ils sont présentés de façon comparative dans la Table 2. Les modèles dynamiques sont plutôt utilisés pour comprendre la dynamique des divers composés dans le digesteur, appréhender et mieux comprendre la digestion anaérobie (comprendre les dysfonctionnements, optimisation du procédé, etc.).

Table 2 – Présentation synthétique des modèles ADM1 et AM2

	AM2 (Bernard et al., 2001)	ADM1 (Batstone et al., 2002)
Substrats adaptés	Boues de STEP, microalgues, Vinasses AM2. La nouvelle version d'AM2 a été calibrée pour l'ensilage de maïs, l'ensilage d'herbe et le fumier de bovins (Salgado, 2019).	Utilisé avec des substrats variés : déchets agricoles (effluents, etc.), cultures énergétiques, bio-déchets, déchets d'assainissement, déchets d'industrie, co-digestion de déchets organiques avec des boues (Arzate et al., 2017).
Pas de temps simulation	Jour	Jour
Etapas simulées	Acidogenèse Méthanogenèse	Désintégration Hydrolyse Acidogenèse Acétogenèse Méthanogenèse
Processus Voir Figure 4	1) Les bactéries acidogènes consomment le substrat organique et produisent du CO ₂ et des AGV. 2) Les bactéries méthanogènes dégradent les AGV pour produire du CO ₂ et du méthane.	Le modèle décompose les molécules organiques complexes en substances inertes, glucides, protéines et lipides (désintégration). Ces produits sont hydrolysés en sucres, acides aminés et acides gras. Les sucres et acides aminés vont produire des AGV par fermentation (acidogenèse) et de l'hydrogène. Les acides gras vont former de l'acide acétique et de l'hydrogène. Les acides propionique et butyrique sont transformés en acide acétique (acétogenèse) et hydrogène. Le méthane est produit par les voies acétoclastes et hydrogénotrophes (méthanogenèse).
Réactions	2	19 réactions biochimiques (Mairet et al., 2011) + réactions physico-chimiques (réactions acido-basiques), transferts gaz-liquide et les transformations liquides-solides (précipitation et solubilisation des ions)
Paramètres	13	58 paramètres stœchiométriques et cinétiques régissent ces réactions.
Variables d'état dynamique	AM2 prend en compte 6 variables d'état dynamiques (Concentration en bactéries acidogènes, concentration en bactéries méthanogènes, alcalinité totale, concentration en substrat organique, concentration en AGV, concentration en carbone inorganique total) (Attar and Haugen, 2019).	29 variables : 26 constituants de la phase liquide + 3 constituants de la phase gazeuse. Ces 29 variables dans les flux de sortie sont simulées à partir d'équations différentielles de bilan de masse décrivant les réactions se déroulant à l'intérieur du digesteur (Xu, 2019).
Nombre de populations bactériennes	2	6 - 7
Inhibition (Salgado, 2019)	NH ₃ , AGV	H ₂ , pH, NH ₃ , Acide butyrique
Produits	CH ₄ , CO ₂	CH ₄ , CO ₂ et H ₂

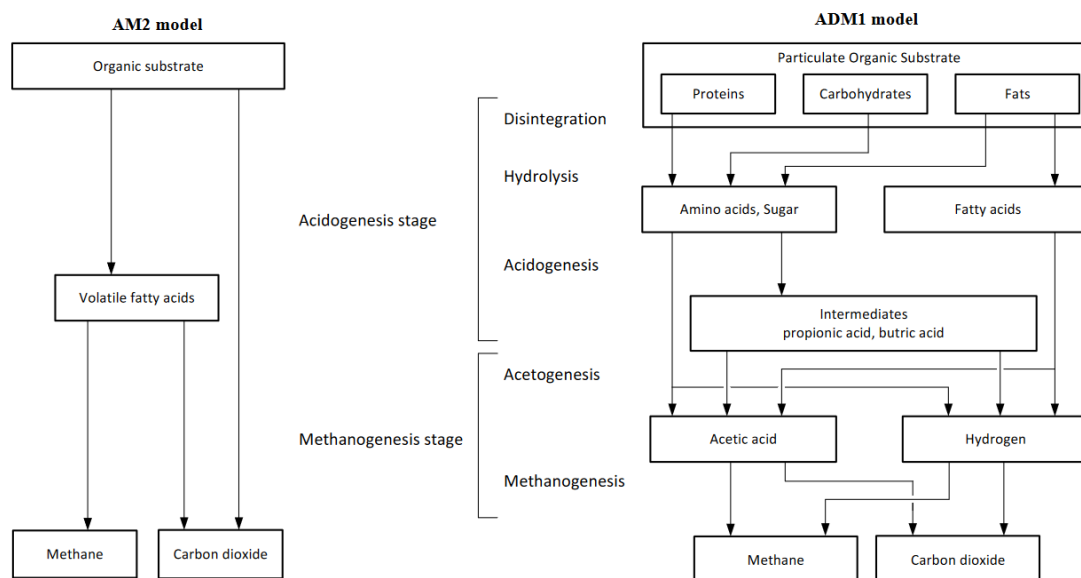


Figure 4 – Comparaison des modèles AM2 et ADM1 (Attar and Haugen, 2019)

Les modèles dynamiques de digestion anaérobie présentés ci-dessus ont l'avantage de représenter finement différents processus mis en œuvre durant la phase de digestion anaérobie. Ils représentent les cinétiques de dégradation du (des) substrat(s) se déroulant à l'intérieur du digesteur. Cependant, ces modèles sont **complexes**. Ils nécessitent une **caractérisation fine des substrats** ainsi qu'un calage du modèle pour chaque substrat utilisé. De plus, la qualité du digestat prédite n'est **pas forcément compatible avec des modèles agronomiques** de stockage de carbone dans le sol pour simuler le retour au sol du digestat.

Le modèle biophysique SYS-Metha a été développé récemment pour simuler la production de biogaz et de digestat ainsi que leurs caractéristiques sur la base de données opérationnelles simples (Bareha et al., 2021). C'est un modèle **semi-mécaniste**, intermédiaire entre les modèles de type « White-box » et « black-box » en terme de représentation des processus. Il est paramétré pour 48 substrats communément méthanisés (cultures et résidus de cultures, effluents d'élevage, déchets industriels, déchets municipaux et boues de STEP ou industrielles). Pour fonctionner, le modèle requiert des données sur l'approvisionnement en substrats (quantités brutes) et des informations sur les conditions opérationnelles du procédé (e.g., temps de rétention hydraulique, informations sur la séparation de phase). SYS-Metha simule de façon **statique** la transformation du carbone et de l'azote au sein d'un digesteur anaérobie (Table 3). Il se base sur une approche de bilan de masse et suppose l'additivité des différents substrats pour prédire les quantités et les caractéristiques des produits de méthanisation. Le modèle considère un fonctionnement en régime constant et en

condition mésophile en voie liquide. Au final, ce modèle permet de représenter simplement la méthanisation et facilite ainsi son couplage avec un modèle agronomique tel que STICS (Brisson et al., 1998) ou AMG (Andriulo et al., 1999). Ce couplage a déjà été réalisé de façon non automatisée dans le cadre d'un autre projet (MéthaPolSol) (Launay et al., 2020). Il est aussi intégré dans la plateforme MAELIA de modélisation et évaluation intégrées des territoires agricoles et systèmes de bioéconomie territoriale (<http://maelia-platform.inra.fr/>). Par ailleurs, le modèle affiche une très bonne qualité prédictive pour la quantité de biométhane produite ($R^2 = 0.99$), la teneur en MO ($R^2 = 0.92$) et en carbone du digestat ($R^2 = 0.91$) (Bareha et al., 2021). Il montre une qualité légèrement inférieure pour la prédiction des teneurs du digestat en MS ($R^2 = 0.76$), Azote Total ($R^2 = 0.72$) et Ammonium ($R^2 = 0.78$).

Les quantités et caractéristiques analytiques des produits de méthanisation (biogaz et digestat) sont fonction de la **qualité des substrats entrants**, des **conditions opérationnelles du procédé** et des **post-traitements**. Les réactions se déroulant durant la phase de digestion anaérobie *stricto sensu* ont été très largement étudiées et ont permis la création de **modèles dynamiques complexes**. Ils représentent finement la cinétique de dégradation de différents composés dans le digesteur en fonction de différents paramètres opérationnels du procédé (température, dimensionnement digesteur, etc.). Cependant, ces modèles sont complexes. Ils nécessitent une caractérisation fine des substrats ainsi qu'un calage du modèle pour chaque substrat utilisé. De plus, la qualité du digestat prédite n'est pas forcément compatible avec des modèles agronomiques de stockage de carbone dans le sol pour simuler le retour au sol du digestat. Par ailleurs, ces modèles ne représentent que l'étape de digestion anaérobie *stricto sensu* en prenant en compte différents paramètres opérationnels du procédé (température, dimensionnement digesteur, etc.). En raison de sa simplicité, de sa robustesse et des hypothèses sur lesquels il repose, nous avons choisi de retenir le modèle biophysique SYS-Metha. Il permet d'estimer les quantités et caractéristiques des produits de digestion anaérobie (i.e. biogaz et digestat brut ou après séparation de phase) à partir des quantités de substrats entrant dans le méthaniseur et de leur nature. Ce modèle se base sur des calculs de bilan massique pour estimer les flux de C et N au sein des systèmes de méthanisation. Ce modèle permet de représenter simplement – et avec une bonne qualité prédictive – la méthanisation, ce qui facilite ainsi son couplage avec un modèle agronomique.

Table 3 – Modèle SYS-Metha (Bareha et al., 2021)

Données d'entrée	- Caractéristiques génériques des substrats : Teneur en MS Teneur en MO Teneur en Carbone Teneur en Protéines Azote total Kjeldahl Teneur en NH_4^+ C/N - Caractéristiques spécifiques à la méthanisation : Potentiel Méthanogène Coefficient de biodégradabilité du carbone organique Taux de minéralisation de l'azote (Apparent Nitrogen Mineralized Potential) Hypothèses de rendement des processus - Scénarios à simuler : Flux annuel pour chaque substrat Temps de Rétention Hydraulique Séparation de phase
Variables de sortie	- Flux de biogaz : Production de CH_4 Production de CO_2 - Flux de digestat (phase solide et phase liquide si séparation de phase) : Quantité produite Teneur en MS Teneur en MO Teneur en Carbone Teneur en N total Teneur en N-NH_4^+
Etapes simulées	Digestion anaérobie Séparation de phase Stockage
Fonctionnement du modèle	Production de CH_4 = $\sum_{\text{Substrat}} \text{Flux annuel MS introduit} \times \text{BMP} \times \text{Taux BMP atteint}$ Production de CO_2 = $\sum_{\text{Substrat}} \text{Flux annuel MS introduit} \times \text{Potentiel } \text{CO}_2 \times \text{Taux BMP atteint}$ Avec Potentiel $\text{CO}_2 = \frac{\text{BMP} \times \text{Taux de } \text{CO}_2}{\text{Teneur en } \text{CH}_4}$ Flux Carbone total digestat = $\sum_{\text{Substrat}} \text{Flux annuel MS introduit} \times \text{Teneur en Carbone} \times (1 - \text{Organic Carbon Biodegradability}) \times \text{Taux BMP atteint}$ Flux Azote total digestat = $\sum_{\text{Substrat}} \text{Flux annuel MS introduit} \times \text{Teneur en Azote}$ Flux N – NH_4 digestat = $\sum_{\text{Substrat}} \text{Flux annuel MS introduit} \times \text{Teneur en Azote} \times \text{Taux de minéralisation}$ + (Flux annuel MS introduit $\times$ Teneur en Azote $\times$ (1 – Taux de minéralisation) $\times$ Apparent Nitrogen Mineralized Potential $\times$ Taux ANMP atteint) Flux Azote organique digestat = Flux N total digestat – Flux N – NH_4 digestat

2.2 LA SEQUESTRATION DU CARBONE DANS LES SOLS

La séquestration du carbone dans les sols est définie comme un processus de transfert du CO₂ atmosphérique vers le sol d'une unité terrestre (Chenu et al., 2019). Elle englobe deux étapes : (i) le retrait du CO₂ atmosphérique par les plantes via leur activité photosynthétique et (ii) le stockage du carbone stabilisé sous forme organique dans la MO du sol, compartiment à temps de résidence long (Srinivasarao et al., 2014). Le carbone séquestré est retenu sur des pas de temps allant du court (quelques années) au long terme (millénaires). La **séquestration** s'accompagne ainsi d'une **élimination nette de CO₂ atmosphérique** à la différence de la notion de stockage de carbone, qui peut être observé localement, mais ne s'accompagne pas toujours d'une élimination nette de CO₂ atmosphérique, en particulier dans le cas où l'augmentation de stock observée fait suite à un déplacement de MO entrantes d'un endroit à un autre. La notion de stockage de carbone est définie comme l'augmentation du stock de carbone du sol d'une unité terrestre dans le temps (Chenu et al., 2014). Dans ce qui suit on parlera pour simplifier des processus sous-jacents au stockage de carbone, mais dans le cadre du calcul du bilan GES comparé du retour au sol et de la méthanisation c'est bien la notion de séquestration qui devra être mobilisée.

2.2.1 Processus

Le stockage de carbone dans les sols résulte d'un rapport entre les entrées (via l'épandage de matières organiques) et les sorties de carbone. La minéralisation aboutissant à la production de CO₂ constitue la principale perte de carbone organique du sol. Une partie importante de la MO est minéralisée en quelques mois par les décomposeurs. La minéralisation se définit comme l'ensemble des processus de transformation de molécules organiques en éléments minéraux dans le sol. La respiration et l'excrétion des organismes du sol qui s'en chargent forment des produits simples (Eglin, 2014) :

- Des gaz (CO₂, N₂O, CH₄, etc.) principalement relâchés dans l'atmosphère ;
- Des éléments pouvant bénéficier à la nutrition des plantes : ions nitrate, phosphates, etc. S'ils ne sont pas absorbés, ils peuvent se retrouver dans les eaux.

La MO entre dans les sols sous forme « fraîche » (MO_f) et provient de tous les organismes venant de mourir ou des parties sénescentes d'entre eux qui se détachent des parties encore vivantes. On trouve des composés **végétaux** (constituants structuraux des plantes et exsudats racinaires), des **résidus animaux** (déjections ou cadavres) et des **cellules microbiennes mortes**. Les apports de

MOF sont non seulement d'origines diverses mais ils ont également lieu à des endroits différents dans le profil de sol (apports aériens vs apports souterrains).

Ces MOF peuvent être à différents stades de décomposition. Elles subissent un ensemble de biotransformations physiques et chimiques par la faune et les micro-organismes du sol. La macro-faune agit de deux façons dans la décomposition des MO. Elle fragmente, incorpore et brasse la MO dans le sol (**action mécanique**). Plus spécifiquement, les vers de terre vont faciliter la mise en contact des MO avec les micro-organismes et avec la phase minérale du sol (**action biochimique par bioturbation**). Sous l'action de microbes (libres dans le sol ou associés à la faune), les composés organiques peuvent être **(i) transformés chimiquement** en molécules carbonées complexes. Si ces composés sont **(ii) incorporés** dans les agrégats, ils sont physiquement protégés contre l'action des micro-organismes. Encore, **(iii)** les argiles et les carbonates peuvent réagir avec la MO formant ainsi une **protection physicochimique** contre la dégradation (Derrien et al., 2016; Lal et al., 2015; Marín-Spiotta et al., 2008). Ces trois processus vont s'opposer à la biodégradation des MO ainsi qu'à leur minéralisation et participer à leur **stabilisation** dans le sol en empêchant la rencontre entre la MO et les enzymes responsables de sa biodégradation. Ces processus sembleraient expliquer la persistance à long terme des MO dans le sol.

La séparation physique des MO du sol en MO particulières (particulate organic matter, POM) et en MO associées à des minéraux (mineral associated organic matter, MAOM) est basée sur la taille et la densité des molécules organiques ainsi que leur niveau d'interaction avec la phase minérale du sol (Lavalée et al., 2020). Ces deux composants des MO du sol sont très différents en termes **de formation, de persistance et de fonctionnement** (Figure 5). Les POM sont des fragments légers relativement peu décomposés ayant subi des étapes de fragmentation mais pas d'attaque par les micro-organismes alors que les MAOM sont des molécules simples ou des fragments microscopiques dérivés du matériel végétal ou encore transformés chimiquement par les micro-organismes du sol. Leur niveau de protection diffère. Les MAOM sont mieux protégées grâce à leur association avec la phase minérale du sol et à l'occlusion des molécules organiques au sein des micropores ou des petits agrégats les rendant plus difficilement accessibles pour les décomposeurs et les enzymes. Les POM bénéficient également d'une protection physique mais dans des agrégats de plus grande taille donc plus facilement accessibles par les décomposeurs et enzymes. Ainsi, les MO stabilisées à long terme (> 10 ans) seraient principalement des résidus du métabolisme microbien (MAOM) soit les composés de faibles poids moléculaires, les plus biodégradables (Chenu et al., 2019; Derrien et al., 2016) mais aussi les mieux protégés de la dégradation microbienne. La fraction de carbone stable du sol proviendrait en quantité limitée du carbone hérité

directement des végétaux (i.e. POM). En effet, les lignines sont peu stables à l'échelle pluriannuelle et les microbes du sol seraient dotés d'un large panel d'enzymes pour s'attaquer à tous les types de substrats. Ces connaissances remettent en cause l'ancien modèle conceptuel de la persistance des MO dans le sol à long terme (> 10 ans) basé sur leur récalcitrance chimique (Dungait et al., 2012; Marschner et al., 2008). Pour une MO considérée, sa récalcitrance correspond à sa stabilité chimique ou à sa résistance aux attaques chimiques.

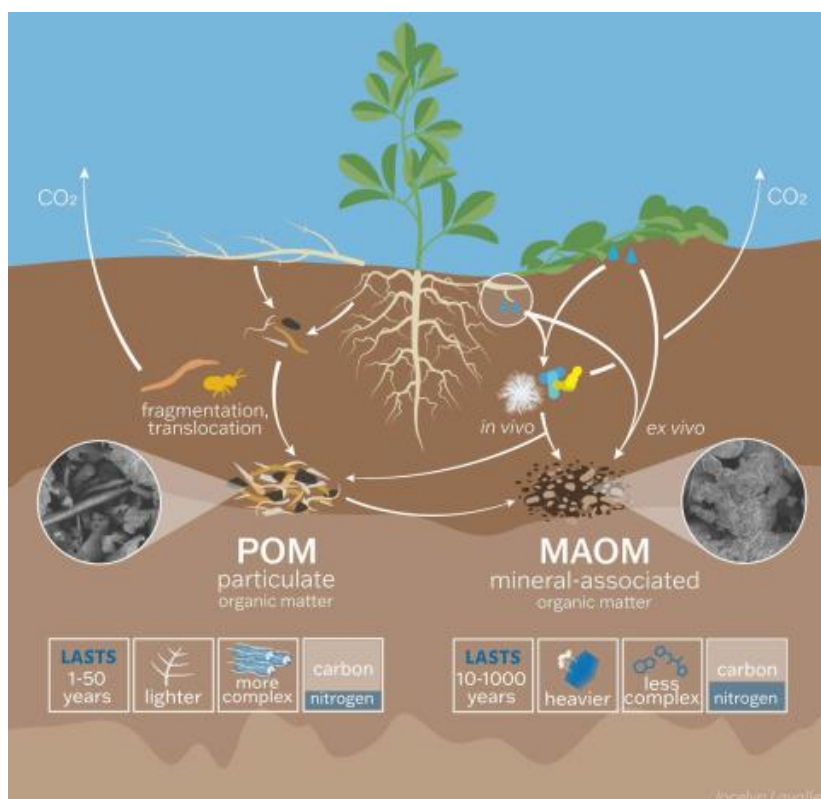


Figure 5 – Principales différences entre les matières organiques particulaires (POM) et les matières organiques associées à des minéraux (MAOM) (Cotrufo and Lavalley, 2022)

Les protections permettent à la MO de rester stable pendant quelques décennies en moyenne (de quelques heures jusqu'à plusieurs milliers d'années) (Balesdent et al., 2018; Chenu et al., 2014) même si la minéralisation finit toujours par s'opérer (Eglin, 2014). La vitesse de dégradation des MO permet de les ségréger en 3 groupes (Derrien et al., 2016; Marín-Spiotta et al., 2008) (Figure 6) :

- Les **MO labiles ou transitoires** (temps de dégradation de la journée à l'année) :

C'est un stock de carbone qui est actif et régulièrement renouvelé.

- Les **MO intermédiaires** (quelques années à quelques décennies) :

Ces deux premiers compartiments sont directement alimentés par les MO_f. Le compartiment intermédiaire est également alimenté par des produits issus de la dégradation des MO du compartiment labile.

- Les **MO stables** (plusieurs décennies à plusieurs siècles) :

Ce pool est alimenté par les 2 compartiments précédents. Sont identifiés les résidus végétaux, animaux ou les produits de métabolisme microbien qui peuvent être inclus dans les agrégats et/ou adsorbés par les surfaces minérales.

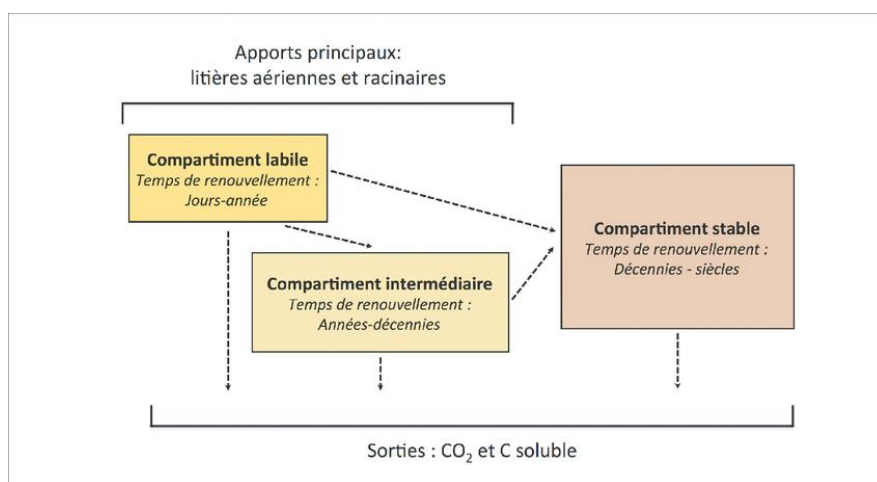


Figure 6 – Différents compartiments de carbone organique dans le sol (Derrien et al., 2016)

Divers facteurs biotiques et abiotiques impactent la cinétique de décomposition des MO_f, autrement dit leur temps de résidence dans le sol (Derrien et al., 2016).

La **composition chimique** de la MO entrante (C/N, teneur en lignine, etc.), très variable en fonction de l'espèce considérée, va influencer la cinétique de décomposition du pas de temps annuel à la décennie. Des teneurs élevées en azote accélèrent cette dynamique. Dans le cas de MO avec des rapports C/N élevés, l'organisation microbienne de l'azote minéral associée à la décomposition des résidus est élevée. Les micro-organismes du sol consomment de l'azote minéral pour leur besoin de croissance et entrent en concurrence avec la plante (i.e. faim d'azote).

La cinétique de dégradation des MO_f est également variable en fonction de la **situation dans le profil de sol** (parties aériennes vs souterraines des végétaux). La contribution relative des racines au stock de carbone organique stable du sol est plus élevée que celle des parties aériennes pour une même quantité de carbone apportée (Balesdent and Balabane, 1996; Huys et al., 2022; Kätterer et al., 2011; Rasse et al., 2005). La stabilisation du carbone dérivé des racines serait rapide et conduirait

majoritairement à la formation de MAOM grâce à la proximité des racines et des exsudats racinaires (principalement labiles) avec la phase minérale du sol (Lavalée et al., 2018).

L'activité biologique du sol va également influencer les phénomènes de stockage/déstockage de carbone dans le sol. La faune va permettre de fragmenter, incorporer, brasser la MO et contribuer aux mécanismes de protection du carbone. Mais le passage des MO dans le tube digestif des vers de terre va favoriser leur mise en contact avec les micro-organismes et ainsi stimuler leur activité c'est-à-dire contribuer à la minéralisation de ces MO. La diversité des espèces microbiennes, leur physiologie, la ressource en nutriments et les conditions environnementales vont influencer leur efficacité d'utilisation du carbone et donc le turnover des MO du sol. Cette efficacité est aussi fonction des conditions climatiques et atmosphériques. Au final, l'activité biologique du sol stimulerait la minéralisation à court terme et contribuerait à la stabilisation du carbone à long terme (Derrien et al., 2016).

D'autres déterminants sont d'origine abiotique, ils sont relatifs aux **caractéristiques du sol** (texture, minéralogie, structure, pH), au **contexte climatique** et aux **pratiques** mises en œuvre.

Les associations organo-minérales⁵ et la structure du sol en tant que barrière physique vont permettre de protéger les MO de la minéralisation car une mise en contact entre les substrats et les décomposeurs ou leurs enzymes est nécessaire pour la dégradation. Au niveau climatique, une humidité trop faible ou trop importante va impacter négativement l'activité des décomposeurs dans le sol alors qu'une augmentation de la température stimulera l'activité des micro-organismes. Dans un contexte de changement climatique, l'augmentation simultanée de la concentration en CO₂ atmosphérique et des températures accroissent la productivité végétale, donc la quantité de biomasse restituée, sauf si celle-ci est limitée par la disponibilité en eau. Ce contexte modifie aussi l'activité minéralisatrice des décomposeurs.

Lors d'un changement de pratiques d'apport de carbone, le stock de carbone organique du sol va tendre vers un nouvel **équilibre** à long terme entre les entrées de carbone et les pertes par minéralisation. La quantité de carbone restituée au sol peut être favorisée par l'augmentation de la production primaire (via le développement des cultures intermédiaires, enherbement, haie, agroforesterie, etc.), le choix préférentiel du retour au sol de la biomasse produite et l'apport de MO exogènes (boues de STEP, biodéchets, etc.). Cependant, on ne peut pas stocker du carbone indéfiniment dans les sols. La quantité de carbone stabilisée à long terme est conditionnée par la disponibilité des surfaces minérales libres. Ainsi, le niveau de **saturation des sols en carbone**

⁵ Les interactions entre les composés organiques (principalement des molécules de faible poids moléculaire) et la phase minérale du sol (principalement les argiles), déterminant de la persistance des MO dans le sol à long terme, vont empêcher la dégradation par des enzymes.

correspond à la capacité maximale d'un sol à adsorber des MAOM, principalement fonction de sa texture (teneurs en limons et argiles). Au-delà l'augmentation de stock reste possible, mais sous la forme de matières organiques peu stables (POM).

Les points cités précédemment nous ont permis d'aborder la complexité des mécanismes impliqués dans les processus de stockage et déstockage du carbone organique du sol, leur variabilité en fonction des contextes pédoclimatiques, des pratiques mises en œuvre et des MO considérées. Nous avons également abordé le lien étroit existant entre les cycles du Carbone et de l'Azote. La stœchiométrie des MO du sol étant plutôt stable, la stabilisation du carbone organique dans le sol peut nécessiter un apport d'azote minéral pour respecter le rapport C/N de ces MO du sol (van Groenigen et al., 2017). Ces différences de pratiques auront aussi un impact sur le cycle de l'azote et en particulier sur les émissions de N_2O .

2.2.2 Modélisation

La multiplicité des processus mis en œuvre, la diversité des contextes pédoclimatiques étudiés et leurs interactions rendent incontournable l'utilisation de modèles pour simuler l'évolution des stocks organiques des sols. Une telle utilisation permet de prendre en compte l'hétérogénéité des produits organiques et des conditions pédoclimatiques pour faire des prédictions à des échelles spatio-temporelles différentes (Belem, 2012). Les modèles sont également utiles pour quantifier et comprendre la réponse de la dynamique du carbone à diverses pratiques agricoles, en particulier dans le cas d'adoption de pratiques à larges échelles (Dimassi et al., 2018).

Il existe une multitude de modèles pour simuler l'évolution de l'état organique des sols (Clivot et al., 2019). Ils se distinguent en fonction de leur complexité et des paramètres d'entrée requis (Ghosh et al. 2019). Les modèles de stockage de carbone multi-compartimentaux montrent des bases théoriques communes (Zolin et Rodrigues 2015). L'hétérogénéité des MO est présentée à travers différents pools dont le nombre varie en fonction des modèles, un des compartiments étant souvent supposé stable tandis que les autres sont supposés plus ou moins labiles. Ces derniers sont caractérisés par des temps de résidence des MO variables et sont régulés par des paramètres environnementaux (Dimassi et al., 2018). La Table 4 présente succinctement les deux modèles les plus utilisés dans le monde (Century et RothC) ainsi qu'un modèle développé en France (AMG). Ces trois modèles illustrent globalement le gradient de complexité existant entre les modèles disponibles pour des simulations agronomiques à large échelle spatiale. Les trois modèles se basent

sur l'ancienne représentation conceptuelle de la stabilisation de la MO dans le sol, fonction de la qualité chimique de la MO (Hénin and Dupuis, 1945). Ils n'intègrent pas encore les avancées récentes de la recherche sur la dynamique du carbone dans le sol (mécanismes de stabilisation du carbone dans le sol, mécanisme de saturation des phases minérales, priming effect, etc.). Les modèles RothC et AMG ne prennent pas en compte l'effet limitant que peut avoir la disponibilité de l'azote sur la décomposition de la MO ainsi que la stimulation de la minéralisation du carbone ancien par 'priming effect'.

Au final, il y a donc un compromis à faire entre la complexité du modèle, la disponibilité des données d'entrée et les variables de sortie recherchées. AMG présente l'avantage de simuler l'évolution du stock de carbone organique des sols avec un nombre réduit de fonctions et de variables d'entrée qui reflètent les facteurs déterminants. Cela facilite les simulations à des échelles de temps et d'espace plus conséquentes (Clivot et al., 2019). Enfin, AMG montre une bonne qualité prédictive comparé à Century et RothC ainsi que des performances semblables à STICS concernant la prédiction de l'évolution du stock de carbone organique des sols à long terme (Clivot et al., 2020, 2019; Levavasseur et al., 2020). Il affiche une $rRMSE^6$ de 5,3% sur 20 essais de longue durée.

⁶ Relative Root Mean Squared Error

Table 4 : Principe de fonctionnement général des modèles Century, RothC et AMG

Modèle	Estimation de la production primaire	Données d'entrée	Outputs	Pas de temps	Liste des compartiments de carbone	Fonctionnement du modèle	Profondeurs	Domaine de validité
Century	Oui, sous-modèle « Production primaire des plantes »	- Données climatiques mensuelles : Précipitation moyenne, température minimale et maximale ; - Données pédologiques : Texture du sol, taux de MO, teneurs initiales en CNPS, capacité de rétention en eau ; - Pratiques de gestion : Séquence de cultures, travail du sol, intrants (date, quantité, type), irrigation, récolte.	- Sol : Teneur en carbone, quantité CO₂, total N (organique et minéral), N lessivé, dynamique de l'eau, dynamique de la température ; - Plante : Rendement, quantité matière sèche totale produite, C et N exportés, N prélevé, C et N restitués, pertes gazeuses ; - Animaux : C et N prélevés, C et N restitués, pertes gazeuses.	Mois	Litières aériennes et souterraines (métaboliques et structurelles), Matière Organique du sol (Actif, Lent, Passif).	Les apports de MOF sont partitionnés entre les compartiments métaboliques et structurels (aériens et souterrains) à partir d'une relation linéaire du ratio Lignine/Azote. Ces pools vont alimenter les 3 stocks de MO du sol qui ont des taux de renouvellement différents. Les MO suivent une cascade de décomposition et perdent du CO₂ à chaque étape. K = k_{MAX} x C_s x f(temp) x f(swc) x f(clay) k_{MAX} : Taux potentiel maximal de turnover pour le pool considéré f(temp) : facteur température du sol f(swc) : facteur humidité du sol f(clay) : facteur argile du sol	20 cm	Large panel d'écosystèmes dont les agro-écosystèmes sous différentes pratiques de gestion et différentes conditions pédoclimatiques.
RothC	Non	- Données climatiques mensuelles : Précipitations, température moyenne de l'air, évapotranspiration ; - Données pédologiques : Teneur en argile, composition en carbone inerte, profondeur d'échantillonnage, densité apparente ; - Pratiques de gestion : Quantité mensuelle de résidus de culture restitués, quantité mensuelle d'effluents d'élevages épandus, taux de décomposabilité des MO (DPM/RPM), couverture du sol.	- Sol : Teneur en carbone, taille de chaque compartiment, quantité CO₂	Mois	Litières (résistantes et décomposables), Matière Organique du Sol (Biomasse microbienne, Matière Organique Humifiée, Matière Organique Inerte)	Les apports de carbone entrant se ségrègent dans les compartiments de litières résistants (RPM) ou décomposables (DPM) en fonction de leur biodégradabilité (DPM/RPM). RPM et DPM sont dégradés en biomasse microbienne (BIO), en matières organiques humifiées actives (HUM) et en CO₂ perdu par le système. La proportion qui va former du CO₂ ou du BIO + HUM est déterminée par la teneur en argile du sol. BIO + HUM se partitionne ensuite de la façon suivante : 46% BIO et 54% HUM. BIO et HUM vont ensuite être dégradés de la même façon. K = 1 - e^{-abck_t} a : facteur température b : facteur humidité c : facteur couverture du sol k : taux de décomposition du compartiment considéré (annuel) t = 1/12	23 cm, d'autres options possibles	Ne s'applique pas aux sols saturés en eau.
AMG	Oui, formalisme utilisé dans le modèle de culture STICS	- Données climatiques : Température moyenne annuelle, bilan hydrique annuel moyen simplifié : Pluie – ETP ; - Données pédologiques : Teneur en argile, teneur en CaCO₃, Cailloux, teneur en carbone organique, quantité d'azote totale, densité apparente (connue ou estimée), pH (connu ou estimé), profondeur du prélèvement réalisé pour l'analyse de terre ; - Pratiques de gestion : Séquence de cultures, rendement aux normes d'humidité, fréquence de restitution des résidus, apports de MO (nature, fréquence de l'apport, dose), travail du sol (labour ou non labour), profondeur de travail.	- Sol : Teneur en carbone sur zone de prélèvement et zone travaillée. Le couplage avec le modèle STICS permet de simuler la dynamique de l'azote dans le système et la production primaire des plantes.	Année	Matière Organique Fraîche, Matière Organique du Sol (Active, Stable)	Une fraction des MO alimente le pool de carbone actif (fonction du C/N). La minéralisation de ce pool dégage du CO₂. Le taux de minéralisation du pool de carbone actif est calculé de la façon suivante : K = k₀ x f(T) x f(H) x f(A) x f(CaCO₃) x f(pH) x f(C/N) avec k₀ le taux de minéralisation potentiel, et les facteurs de la température (T), de l'humidité du sol (H), de la teneur du sol en argile (A) et en calcaire (CaCO₃), du pH du sol et du C/N des MO.	Zone travaillée et non travaillée (échantillonnage)	Prédiction de l'évolution du stock de carbone organique dans les sols des champs cultivés. S'applique à un large panel de systèmes de culture et de conditions pédoclimatiques.

La dynamique du carbone dans le sol a fait l'objet de **nombreuses études internationales** pour en décrypter les mécanismes. Cet effort de recherche est d'autant plus marqué aujourd'hui pour le rôle que peuvent jouer les sols dans **la régulation du climat**.

Pour une même quantité et qualité de carbone entrant, le stockage est fonction du **type de sol** et du **climat**. Il existe toutefois une **évolution de modèle conceptuel sur les mécanismes de stabilisation** du carbone dans le sol à long terme. L'hypothèse historique est que les caractéristiques chimiques de la MO entrante (e.g., teneur en lignine, en azote, etc.) déterminent sa récalcitrance, c'est-à-dire sa sensibilité à la décomposition. Autrement dit, pour un type de sol et de climat donné, et pour une quantité de MO apportée, la structure moléculaire de la MO à elle seule peut déterminer la quantité de carbone stable du sol créée (Han et al., 2016). De nouvelles études ont permis de relativiser l'importance de la qualité chimique de la MO en démontrant que la fraction stable du carbone du sol serait constituée en grande partie par des **substances organiques labiles** d'un point de vue structural **mais fortement protégées** de la dégradation microbienne par des associations intimes avec les minéraux du sol et l'occlusion de micropores les rendant physiquement inaccessibles. Ces substances sont majoritairement **d'origine microbienne**. Cette idée vient remettre en cause l'hypothèse d'une humification progressive des substances organiques en relativisant l'importance de la composition chimique initiale de ces substances. La récalcitrance chimique expliquerait par contre la persistance de la MO dans le sol à court et moyen terme (< 10 ans). Il en résulte que la stabilisation du carbone à long terme serait principalement dépendante des **quantités de carbone entrantes et du contexte pédoclimatique**.

Les différents travaux menés ont permis la création de **modèles multi-compartimentaux** robustes et bien paramétrés pour une diversité de cultures et de contextes pédoclimatiques. Ceci permet de les utiliser à une **échelle spatiale large** (nationale pour les travaux menés dans le cadre de l'initiative « 4 pour mille »). Dans le cadre de ce travail, nous avons retenu le modèle AMG pour simuler l'évolution de la teneur en carbone organique du sol. Il a été paramétré pour une grande diversité de systèmes de culture et de conditions pédoclimatiques en France. Il est notamment calibré pour une trentaine de MO parmi lesquels figure la quasi-intégralité des effluents d'élevage et des biomasses végétales que nous prenons en compte dans ce sujet de thèse. Par ailleurs, il est assez frugal en paramètres d'entrées et sa simplicité lui octroie un temps de calcul faible, des atouts indispensables pour simuler le stockage de carbone à large échelle spatiale. Cependant, AMG ne simule pas la dynamique de l'azote dans le sol qui est pourtant en interaction avec le cycle du carbone, qui est également un facteur limitant de la production de biomasse végétale et à l'origine de pertes environnementales (émissions de N_2O).

2.3 EVALUATION DE L'EFFICACITE COMPAREE DE LA RESTITUTION DIRECTE DE BIOMASSE AU SOL ET DE LA METHANISATION POUR ATTENUER LES EMISSIONS DE GES

2.3.1 La méthanisation modifie les émissions de GES ainsi que la quantité et la nature de la MO restituée au sol comparée à l'enfouissement direct de la biomasse

Il ressort de l'analyse de la littérature que le développement des filières de méthanisation induit des modifications des émissions de GES comparé à l'enfouissement direct de la biomasse. Tout d'abord, la valorisation du biogaz produit permet de participer à la décarbonation et défossilisation du secteur énergétique. Le biogaz produit se substitue à des sources d'énergies fossiles et évite des émissions de GES dans l'atmosphère. Ensuite, la méthanisation permet une meilleure gestion des effluents d'élevage en réduisant notamment les émissions de CH_4 grâce à un temps de stockage réduit (Chadwick et al., 2011; Hijazi et al., 2016; Miranda et al., 2015). Cependant, le stockage des digestats reste une étape fortement émettrice de GES qui est à même de dégrader les performances environnementales de la méthanisation si elle n'est pas bien gérée (stockage avec couverture) (Bachmaier et al., 2013; Boulamanti et al., 2013; Buratti et al., 2013; Gopal et al., 2020; Mezzullo et al., 2013; Paolini et al., 2018). Pour finir, le digestat peut être épandu sur les champs, ce qui permet de stocker du carbone dans le sol et de restituer des éléments nutritifs qui se substituent à l'épandage d'engrais minéraux de synthèse (Brockmann et al., 2018; Frøseth et al., 2014; Möller et al., 2009; Möller, 2015; Tambone et al., 2010). Cependant, comparativement à l'épandage direct sans méthanisation, la quantité de carbone restituée au sol est moindre. Le mode d'épandage du digestat va également influencer les rejets azotés vers l'atmosphère et donc la valeur agronomique du produit (Béline et al., 2012). Pour un mode d'épandage considéré, ces émissions pourront être accentuées par rapport à l'épandage du substrat correspondant puisque le digestat contient une plus grande quantité d'azote minéral, et plus particulièrement de NH_3 sujet à la volatilisation.

L'effet de la digestion anaérobie sur le stockage de carbone dans le sol via l'application de digestats comparé à la restitution des substrats bruts reste peu et mal quantifiée (Møller et al., 2022). Au vu de la quantité importante du carbone des substrats entrant dans la composition du biogaz (20 à 95%) nous pourrions nous attendre à un moindre stockage de carbone dans le sol comparé à l'épandage direct desdits substrats sur les sols. Ce résultat a notamment été obtenu par Hamelin et al (2011) dans le cadre d'une approche par modélisation. A l'inverse, certaines études suggèrent que la quantité de carbone stabilisée à long terme ne serait pas significativement différente après épandage direct de la biomasse végétale au sol, ou alors après digestion par des animaux et restitution des effluents au sol, ou encore après méthanisation et retour au sol des digestats (Béghin-Tanneau et al., 2019; Pastorelli et al., 2021; Thomsen et al., 2013; Zicker et al., 2020). Ainsi, la dynamique de la MO du sol ne serait pas affectée sur le long terme par l'introduction de la méthanisation. La raison avancée est que de fortes quantités de carbone sont contenues dans la biomasse épandue directement au sol mais seulement une petite partie de ce carbone sera stabilisée à long terme dans le sol. La quantité de carbone contenue dans le digestat est réduite après formation du biogaz mais une plus grande fraction alimentera le stock de carbone organique du sol car les MO contenues dans le digestat seraient plus récalcitrantes à la méthanisation (Bodilis et al., 2015). Au final, ce pan de la littérature semble être assez peu fourni notamment parce que l'intérêt porté sur le digestat est relativement récent et qu'il existe peu d'expérimentations terrain – de longue durée – sur ces MO. L'effet contrasté de restitution des digestats comparé aux biomasses non digérées sur le stockage de carbone est probablement dû à la diversité de substrats et leurs caractéristiques physico-chimiques, aux différents types de sols utilisés. Mais encore, cet effet contrasté pourrait provenir d'une restitution de carbone via le digestat supérieure à la production qui aurait été permise par la digestion du substrat brut. Alors que cet effet est mal quantifié, il impacte tout de même le bilan environnemental global de la méthanisation (Vaneckhaute et al., 2018).

Par ailleurs, les unités de méthanisation consomment de l'énergie et induisent des émissions de GES (Møller et al., 2009). En amont, des émissions ont lieu pour l'approvisionnement en substrats (production si substrat exclusivement produit pour la méthanisation, transport). Sur site, les équipements utilisés consomment de l'énergie (chauffe digesteur, brassage, séparation de phase, etc.) et des émissions fugitives peuvent être générées (fuites du digesteur, ou bien durant le torchage, l'épuration et l'injection). Aussi, des émissions biogéniques peuvent avoir lieu durant le stockage des substrats ou des digestats. Pour finir, des émissions se déroulent en aval lors du transport et de l'épandage des digestats. Puisque la production de biogaz par la méthanisation est

promue pour atténuer les émissions de GES, il faut s'assurer que les GES émis durant les étapes précédemment citées ne contrebalancent pas les émissions évitées comparé à l'enfouissement direct des biomasses.

2.3.2 Evaluation environnementale de la méthanisation

2.3.2.1 Des bilans GES de la méthanisation incomplets

De nombreuses études ont évalué l'impact environnemental de la méthanisation, majoritairement par Analyse du Cycle de Vie (ACV) (Aziz et al., 2019; Bacenetti et al., 2016; Esteves et al., 2019; Gopal et al., 2020; Hijazi et al., 2016; Ingrao et al., 2019; Kolb et al., 2021; Lansche and Müller, 2012; Vieira and Matheus, 2019). Plusieurs études ont fait état des avantages de la méthanisation en termes d'atténuation des émissions de GES même si l'efficacité semble être variable (Bacenetti et al., 2016, 2013; Bacenetti and Fiala, 2015; Bachmaier et al., 2013; Siddiqui et al., 2020; Vasco-Correa et al., 2018). La variabilité s'explique en partie par des différences de systèmes de méthanisation étudiés (approvisionnement en substrats et valorisation initiale de ces matières, localisation de l'unité, procédés et technologies utilisés, valorisation finale du biogaz et du digestat) et des différences méthodologiques entre les ACV réalisées. Les études en question diffèrent en terme d'unité fonctionnelle, d'hypothèses réalisées, de limites des systèmes évalués et de système de référence auquel est comparée la méthanisation. Il existe en effet une grande diversité d'unités fonctionnelles et de systèmes de référence auxquels la méthanisation est comparée. Ils diffèrent selon la fonction de la méthanisation considérée : production d'énergie (en comparaison à des sources d'énergie fossile) ou système de traitement des biomasses (en comparaison à un usage de référence). Selon le type de biomasse elle est comparée à un traitement de fin de vie classique ou à d'autres voies de valorisation énergétique ou agronomique (mise en décharge, incinération, compostage, retour au sol). L'analyse de la littérature montre que **peu d'études s'intéressent à comparer strictement la méthanisation et l'enfouissement direct des biomasses agricoles**. Par ailleurs, la plupart des évaluations environnementales de méthaniseurs **n'évaluent pas le cycle de vie complet du système de méthanisation et du système de référence** ce qui empêche une évaluation exhaustive des systèmes (Aziz et al., 2019; Hijazi et al., 2016; Styles et al., 2016; Vaneeckhaute et al., 2018; Vasco-Correa et al., 2018; Bacenetti et al., 2016). Les postes d'émission tout au long de la chaîne de traitement des MO ne sont pas pris en compte (Esteves et al., 2019). Par exemple, certains travaux ne prennent pas en compte les émissions liées à la gestion et au

stockage des substrats (Van Stappen et al., 2016) alors que d'autres négligent les émissions liées au transport et à l'épandage des digestats (Mezzullo et al., 2013). Beaucoup d'études n'évaluent pas finement le scénario de référence auquel se réfère la méthanisation. Pourtant, la méthanisation détourne certaines biomasses d'un autre traitement ultime pour les déchets ou d'un autre type de valorisation tel que la restitution au sol pour les MO agricoles. Or l'enfouissement de la biomasse présente aussi des intérêts environnementaux (stockage de carbone dans les sols, fourniture d'azote) mais émet également des GES (stockage et épandage des biomasses). Par ailleurs, les effets indirects liés à l'insertion d'un méthaniseur sont souvent écartés notamment dans le cadre d'ACV attributionnelle par définition (Hijazi et al., 2016; Styles et al., 2016). Le détournement de certaines matières d'un usage en alimentation animale par exemple nécessite de prendre en compte qu'elles seront remplacées par d'autres produits pour fournir des services équivalents. La méthanisation peut aussi entraîner un changement d'affectation des terres dans le cas de la production de cultures énergétiques dédiées associées avec le « déplacement » de la production de cultures alimentaires (animales ou humaines) (Bacenetti et al., 2016). Par exemple cet effet n'est pas pris en compte par Agostini et al. (2015) et Fusi et al. (2016).

2.3.2.2 Des bilans GES qui ne considèrent pas l'impact de la méthanisation sur le stockage de carbone dans les sols

Les évaluations sont bien souvent orientées sur la production d'énergie mais peu s'intéressent à l'impact sur le cycle du carbone et des nutriments (Vaneckhaute et al., 2018). En particulier l'impact de la méthanisation sur le carbone organique du sol est très peu souvent considéré (Aziz et al., 2019; Cayuela et al., 2010; Bacenetti et al., 2016). La prise en compte fine du stockage de carbone associé à la méthanisation nécessite soit la réalisation de mesures ou alors l'utilisation de modèles de stockage de carbone dans le sol dont le paramétrage requiert des informations approfondies sur le contexte pédoclimatique et les pratiques culturales. Cela nécessite aussi de disposer de données spécifiques à l'humification des substrats et des digestats pour estimer finement le stockage de carbone organique dans le sol. Cependant, ces données font défaut dans la littérature (Vaneckhaute et al., 2018). De plus, l'effet sur le stockage de carbone est à évaluer sur le long terme.

2.3.2.3 Des bilans GES qui n'ont jamais été menés à large échelle spatiale

La plupart des évaluations environnementales de la méthanisation s'intéressent à un nombre limité de méthaniseurs (généralement inférieur à 10) (Siddiqui et al., 2020). Seules quelques études se sont intéressées à l'évaluation d'un nombre conséquent de méthaniseurs (O'Keeffe et al., 2019; Siddiqui et al., 2020; Styles et al., 2016). A notre connaissance, il n'existe pas d'évaluation fine du bilan GES de scénarios prospectifs/exploratoires de développement massif de la méthanisation à large échelle spatiale (région, pays). Nous identifions seulement des estimations de potentiel de production de biométhane (Anselmo Filho and Badr, 2004; Chinnici et al., 2015; Crawford et al., 2016; Fiorese and Guariso, 2010; Guerini Filho et al., 2019; Höhn et al., 2014; Wang et al., 2017; Zubaryeva et al., 2012). Quelques-unes seulement sont accompagnées d'un bilan GES simplifié, dont les lacunes sont exacerbées comparées à celles identifiées précédemment (voir section 2.3.2.1). En outre, ces estimations sont limitées car elles se focalisent sur un substrat donné (pulpe de citron (Valenti et al., 2017), fumiers de bovins (Ma et al., 2005)) ou une catégorie de substrats spécifique (effluents d'élevage (Bao et al., 2019; Batzias et al., 2005; Burg et al., 2018; Scarlat et al., 2018b) ; résidus de culture (Monforti et al., 2013; Sun et al., 2021)), ou elles se focalisent sur une région restreinte (Huopana et al., 2013; Lönnqvist et al., 2015; Valenti et al., 2018, 2017; Zubaryeva et al., 2012). Le peu d'études qui s'intéressent à des échelles territoriales ne s'appuient généralement pas sur une prise en compte fine de la variabilité régionale (Bao et al., 2019; Burg et al., 2018; Meyer et al., 2018; Piechota and Iglński, 2021; Sun et al., 2021; Yan et al., 2021).

Au niveau de l'UE, le potentiel de production de biogaz a été estimé à 222 TWh/an pour les effluents d'élevage et les résidus de culture à une résolution fine (250 m) (Einarsson and Persson, 2017). Scarlat et al. (2018) ont eux aussi étudié la distribution spatiale du potentiel de biogaz à une résolution de 1 km mais en s'intéressant seulement aux effluents d'élevage. Avec une résolution spatiale plus grossière, Meyer et al. (2018) ont estimé le potentiel de production d'énergie à partir des effluents d'élevage, de la paille et l'herbe excédentaire par pays. Monforti et al. (2013) se sont eux concentrés sur le potentiel énergétique des résidus de culture sur chaque région NUTS⁷ 2 de l'UE. Le potentiel de production de biogaz théorique de l'UE a été projeté entre 333 et 639 TWh/an à l'horizon 2030 (Meyer et al., 2018). Les effluents d'élevage représentent une fraction importante de ce potentiel 186-247 TWh/an (Meyer et al., 2018; Scarlat et al., 2018b). La France fait partie des pays qui ont le potentiel de production de biométhane le plus élevé au sein de l'UE.

⁷ Nomenclature des Unités Territoriales Statistiques.

Le potentiel de production d'énergie par méthanisation d'ici 2050 a été largement estimé. Ces études ont estimé un potentiel allant de 76 à 148 TWh par an (ADEME et al., 2018; Couturier et al., 2016; Mourjane and Fosse, 2021; Négawatt Association, 2021; WWF France, 2022). Cependant, ces données sont fournies à un niveau agrégé (NUTS 2 ou NUTS 3). Or, il est essentiel de disposer de données à une résolution spatiale fine pour considérer la disponibilité locale de la biomasse et son hétérogénéité spatiale ainsi que pour considérer les impacts locaux sur le stockage de carbone dans les sols. Cette résolution doit permettre d'évaluer finement la durabilité de scénarios de développement massif de la méthanisation.

Il est donc nécessaire d'évaluer rigoureusement la méthanisation en comparaison au traitement de référence auquel elle se substitue et d'étendre les limites des systèmes pour évaluer de façon précise l'impact environnemental des choix d'approvisionnement des méthaniseurs. Ces effets peuvent être importants surtout dans des scénarios d'expansion de la méthanisation, c'est pourquoi il est nécessaire de les évaluer à large échelle spatiale en considérant l'impact de la méthanisation sur la dynamique du carbone dans le sol.

2.3.3 Evaluation de l'enfouissement direct de la biomasse

Concernant l'enfouissement direct de la biomasse, il n'existe pas à notre connaissance d'évaluation environnementale de cette chaîne de traitement des biomasses complète allant de la mobilisation des matières jusqu'à leur épandage au sol à large échelle spatiale. C'est probablement attribuable au fait que l'enfouissement est le mode de gestion classique de la biomasse agricole et que cette voie ne soit étudiée qu'en comparaison à un usage alternatif. Malgré tout, un effort de recherche conséquent est fourni pour affiner les connaissances sur les émissions de GES spécifiques à chaque poste d'émission élémentaire (e.g., stockage, épandage des biomasses) en fonction des MO considérées et des conditions pédoclimatiques (Abalos et al., 2022; Janz et al., 2022; Qu et al., 2022; Sommer et al., 2022; Vangeli et al., 2022; Vechi et al., 2022). Le potentiel de stockage de carbone dans les sols, grâce à la restitution directe de la biomasse, fait quant à lui l'objet d'études à large échelle spatiale pour son rôle dans la régulation climatique, à l'origine de l'initiative « 4 pour 1000 ». Les sols de la planète sont d'importants réservoirs de carbone. Ils contiennent entre 1500 et 2400 Gt de carbone organique (Le Quéré et al., 2018), soit trois fois la quantité de carbone présent dans l'atmosphère sous forme de CO₂ (Zhang et al., 2020). Les émissions anthropiques planétaires annuelles de CO₂ s'élèvent à 1/4000 du stock planétaire (Pellerin et al., 2019). Pour endiguer l'augmentation de la concentration de CO₂ atmosphérique, un des leviers majeurs serait

d'augmenter de + 4 ‰ chaque année le stock de carbone dans les 30 premiers centimètres du sol à l'échelle mondiale (Derrien et al., 2016). Ce constat est à l'origine de l'initiative « 4 pour 1000 ». En tant que tels, les sols représentent un puits de carbone potentiel. Les sols français contiennent environ 3,58 Gt de carbone dans les trente premiers centimètres du sol. Une augmentation annuelle de ce stock de + 4 ‰ compenserait 12% des émissions nationales de GES (458 Mt CO₂ éq en 2016) (Pellerin et al., 2019). En France, la mise en œuvre de pratiques stockantes (généralisation des cultures intermédiaires, insertion spatiale et allongement des prairies temporaires et mobilisation de ressources organiques exogènes) permettraient d'atténuer les émissions de GES à hauteur de 11.2 Mt CO₂ éq/an.

Au final, il semblerait que la méthanisation et la restitution directe de la biomasse au sol n'aient jamais été comparées – de façon minutieuse – à large échelle spatiale du point de vue des émissions nettes de GES. Afin d'aiguiller la prise de décision publique dans ce contexte d'urgence climatique et de développement de la bioéconomie, il apparaît fondamental d'explorer les bénéfices respectifs en termes d'atténuation des émissions de GES nationales de ces deux voies. Cette estimation doit être faite en les positionnant dans un contexte de fort développement à l'échelle nationale et en prenant en compte la diversité des systèmes agricoles et des contextes pédoclimatiques.

2.4 OBJECTIFS SCIENTIFIQUES ET HYPOTHESES

Cette thèse vise à estimer le potentiel d'atténuation des émissions nettes de GES par la méthanisation dans un scénario de massification à l'échelle française avec une résolution spatiale fine. Ces émissions nettes sont comparées à celles d'une ligne de base dans laquelle la biomasse est directement restituée au sol. Afin de combler les lacunes identifiées dans la littérature, ce travail est basé sur une évaluation minutieuse de ces deux voies de valorisation de la biomasse. Les systèmes ont été délimités de sorte à prendre en compte de façon exhaustive les émissions se déroulant tout au long des processus mis en œuvre à partir de références actualisées. Une attention particulière a été accordée à l'intégration des connaissances actuelles sur la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol et dans le digesteur.

Plus exactement, nous avons cherché à répondre à la question suivante :

La méthanisation via les effets de substitution et de stockage de carbone résiduel contenu dans le digestat permet-elle d'atténuer de façon plus efficace les émissions de GES comparée à l'enfouissement direct de biomasse dans les sols ?

Afin de répondre à cette question, nous avons abordé quatre questions de recherche intermédiaires citées ci-dessous :

- Dans quelle mesure les unités de méthanisation en fonctionnement permettent d'atténuer les émissions de GES par rapport à l'enfouissement direct des biomasses au sol ? (**Chapitre 3**)
- Quel est le potentiel de production de biométhane en France ? Et plus particulièrement, dans quelle mesure la production de biomasse additionnelle via les cultures intermédiaires peut impacter ce potentiel de production ? (**Chapitre 4**)
- Quelle est la meilleure voie de valorisation de la biomasse – entre méthanisation et enfouissement direct aux sols – en termes d'atténuation des émissions de GES à l'échelle française ? Quel est le potentiel d'atténuation à l'échelle nationale ? (**Chapitre 5**)
- Comment la massification de la méthanisation modifierait-elle le stockage de carbone organique dans les sols agricoles français par comparaison à l'enfouissement direct des biomasses dans les sols ? (**Chapitre 5**)

Nous avons formulé par ailleurs une série d'hypothèses, que nous avons testées en réponse aux questions ci-dessus :

Hypothèse 1 : La méthanisation est susceptible d'atténuer de façon plus efficace les émissions de GES que l'enfouissement direct des biomasses dans les sols car elle permet de valoriser le carbone biodégradable des biomasses sous forme d'énergie (substitution à l'énergie fossile) tout en stockant le carbone résiduel dans le sol.

Hypothèse 2 : Le stockage de carbone dans le sol est moindre dans le scénario méthanisation comparé à l'enfouissement direct de la biomasse, à quantité de carbone traitée identique. Bien que le digestat soit considéré comme stable, une large fraction du carbone entrant dans le scénario méthanisation se retrouve dans la composition du biogaz et n'est pas restituée au sol. Cet effet pourrait être atténué dans le cas où de la biomasse additionnelle (déchets, CIVE) serait mobilisée ou produite exclusivement pour la méthanisation.

2.5 METHODOLOGIE GENERALE

L'objectif de cette thèse est de comparer, en termes d'émissions nettes de GES, deux voies de valorisation de la biomasse, à savoir leur méthanisation vs. leur enfouissement direct dans les sols. Pour cela, nous avons développé un outil spécifique de calcul des émissions de GES pour chacune des deux voies (CO_2 , CH_4 et N_2O) basé sur une vaste revue de la littérature. Cet outil permet de simuler les flux de carbone et d'azote sur lesquels les estimations des émissions de GES ont été basées. Les facteurs d'émissions utilisés se fondent principalement sur des travaux de l'IPCC et de l'EMEP/EEA (EMEP/EEA, 2016; IPCC, 2019b, 2019c), des bases de données classiquement utilisées en ACV (Base Carbone®, ADEME, n.d.; Koch and Salou, 2020; Wernet et al., 2016) ainsi que d'autres études plus spécifiques au procédé de méthanisation et à son évaluation environnementale (Esnouf et al., 2021; IPCC, 2019b; Vargas-Gonzalez et al., 2015). L'outil simule les transformations du carbone et de l'azote à la fois dans le digesteur et dans les sols en couplant un modèle de digestion anaérobie (i.e. SYS-Metha) à un modèle de stockage du carbone dans le sol (i.e. AMG) qui ont été largement évalués et validés. La production de biogaz et de digestat et le stockage de carbone dans le sol ont été modélisés dans le strict respect de la loi de conservation de la masse du carbone et de l'azote. Les variables d'entrée du modèle sont la nature et la quantité de substrats mobilisés par unité de simulation, des renseignements sur les pratiques de méthanisation (temps de rétention hydraulique, valorisation finale biogaz, couverture au stockage du digestat, enfouissement du digestat à l'épandage) ainsi que des variables pédoclimatiques pour estimer le stockage de carbone dans les sols sur un pas de temps long⁸. De fait, le modèle permet de simuler la dynamique temporelle des émissions nettes de GES de chacune des voies sur des temps longs. Le modèle repose sur une approche spatialement explicite permettant de réaliser les simulations à différentes échelles et résolutions spatiales⁹.

Ces deux voies de valorisation constituent les deux scénarios simulés par le modèle : (i) le scénario méthanisation dans lequel toute la biomasse est méthanisée puis le digestat est restituée au sol et (ii) la ligne de base correspondante dans laquelle la biomasse est directement enfouie dans les sols¹⁰. L'évaluation est réalisée en considérant les mêmes gisements de biomasse entre les deux scénarios.

⁸ Le contexte pédoclimatique a seulement été considéré dans le **Chapitre 5** dans lequel nous avons considéré la minéralisation du stock de carbone organique du sol et simulé la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol durant 31 ans.

⁹ Dans le **Chapitre 3**, les simulations ont été réalisées par unité de méthanisation alors que dans le **Chapitre 5**, elles ont été réalisées à l'échelle de la France entière pour chaque canton.

¹⁰ Une seule exception est faite dans le **Chapitre 3**, dans lequel une quantité modeste de déchets agro-industriels est mobilisée. Dans la ligne de base, ces biomasses sont compostées avant d'être restituées au sol.

Dans chaque scénario, nous prenons en compte la biomasse agricole (effluents d'élevage, résidus de culture, cultures intermédiaires)¹¹. Ces derniers se distinguent seulement en terme de voie de valorisation de la biomasse. Ainsi, le périmètre du système évalué commence après l'étape de production des biomasses, c'est-à-dire à partir du moment où le traitement de la biomasse diffère¹². Le système considéré se termine après la valorisation des énergies finales issues du biogaz produit – et des effets de substitution potentiels aux énergies fossiles – et après le retour au sol des digestats (scénario méthanisation) ou des matières non traitées (ligne de base)¹³ contribuant ainsi au stockage de carbone et à la substitution aux engrais azotés de synthèse ainsi qu'aux émissions liées à la gestion des sols cultivés.

Pour chacun des scénarios d'utilisation de la biomasse étudiés, nous avons estimé les émissions nettes de GES comme la somme des émissions brutes, négatives et évitées. Les émissions brutes sont celles qui conduisent à un flux réel de GES vers l'atmosphère. Dans ce travail, nous avons considéré les émissions biogéniques liées au stockage et à l'épandage de la biomasse, les émissions fugitives lors des procédés de transformation (fuites du digesteur) et les émissions liées à la consommation d'énergie (transport, chauffe du digesteur, etc.). Les émissions négatives sont liées au retrait de CO₂ de l'atmosphère, c'est-à-dire dans ce cas le stockage de carbone dans les sols suite à l'épandage de la biomasse digérée ou non. Les émissions évitées correspondent aux réductions d'émissions de GES rendues possibles par la mise en œuvre de pratiques moins émettrices de GES pour la fourniture d'un même bien ou service à partir d'un procédé de production classique. Dans notre travail, cela correspondait à la substitution des énergies finales produites à partir du biogaz (biométhane ou électricité et chaleur) à des sources fossiles et à la substitution de l'azote fourni par l'épandage de la biomasse aux engrais minéraux de synthèse.

Afin de déterminer la capacité de la méthanisation à réduire les émissions de GES par rapport à l'enfouissement direct de la biomasse, nous avons défini la **différence d'émission nette de GES** comme la différence entre les émissions nettes de GES du scénario méthanisation et celles du scénario d'enfouissement direct de la biomasse. Un bilan négatif indique que la méthanisation permet d'atténuer les émissions de GES par rapport à l'enfouissement direct de la biomasse dans le sol.

¹¹ Dans une moindre mesure des déchets industriels (**Chapitre 3**) et des déchets d'assainissement (**Chapitres 4 et 5**).

¹² Seulement dans un cas, l'étape de production est prise en compte. Dans le **Chapitre 3**, certaines biomasses méthanisées ont classiquement un usage alimentaire. Leur mobilisation pour un usage énergétique créant un effet de « déplacement », nous avons donc considéré des émissions liées à leur production pour compenser.

¹³ ou compostées (exception **Chapitre 3**)

2.6 PLAN DE CETTE THESE

La thèse suivante est structurée comme suit :

- Le **Chapitre 3** s'intéresse à l'évaluation des émissions nettes de GES de 30 unités de méthanisation en cogénération en France. Nous avons utilisé une enquête portant sur la gestion de ces unités ainsi que leurs performances technico-économiques pour évaluer leurs émissions nettes de GES à l'aide du modèle créé. Elles sont comparées à celles d'un scénario dans lequel les biomasses seraient restituées au sol. Nous avons ensuite identifié quels étaient les déterminants de l'efficacité des méthaniseurs en matière d'atténuation des émissions de GES. Le nombre d'installations enquêtées nous a permis d'appréhender la diversité des systèmes de méthanisation et d'analyser l'impact de cette diversité sur les émissions nettes de GES. Nous avons aussi analysé la sensibilité des résultats obtenus à différentes pratiques de gestion (taux d'utilisation de la chaleur, valorisation du biogaz, taux de fuite du digesteur) et au mix énergétique substitué. Ce travail nous a aussi permis de tester l'outil créé sur un panel de méthaniseurs avant de l'utiliser à l'échelle nationale et de comparer les simulations de production de biogaz et digestats aux valeurs mesurées *in situ*.
- Dans le **Chapitre 4** nous avons simulé spatialement la production de biométhane – et des énergies dérivées – dans un scénario de massification de la méthanisation à l'échelle de la France entière. Pour ce faire, nous avons élaboré une base de données des biomasses mobilisables (effluents d'élevage, résidus de culture, boues de STEP) à une résolution spatialement fine (i.e. cantonale). Nous avons également analysé l'impact de la production de biomasse additionnelle grâce à l'estimation fine du gisement de culture intermédiaire mobilisable. Ce gisement a été simulé de façon spatialement explicite, en prenant en compte la diversité des contextes pédoclimatiques et des pratiques culturales. Il a également été évalué en généralisant spatialement et temporellement les cultures intermédiaires au sein des systèmes de culture français.
- Le **Chapitre 5** vise à estimer, à l'aide du modèle développé, l'effet du scénario de massification de la méthanisation à l'échelle de la France sur les émissions nettes de GES comparé à un scénario où les MO seraient enfouies au sol. Ce travail nous a permis d'appréhender la variabilité spatiale de l'efficacité d'atténuation des émissions nettes de GES par la méthanisation et de comprendre quels en sont les déterminants. Également, nous avons pu analyser l'impact de la production de cultures intermédiaires sur les

émissions nettes. Pour finir, nous avons pu déterminer l'effet long terme de la méthanisation sur le stockage de carbone dans le sol comparée à la restitution directe de la biomasse.

- Pour finir, le **Chapitre 6** fait une synthèse des résultats des chapitres précédents, et les met en perspective au regard de travaux qui ont déjà été menés dans la littérature. Puis, nous discutons de la manière dont cette thèse peut être valorisée voire améliorée dans des futurs travaux.

3

DOES ANAEROBIC DIGESTION REALLY HELP TO REDUCE GREENHOUSE GAS EMISSIONS? A CASE STUDY BASED ON 30 COGENERATION PLANTS IN FRANCE

Nicolas Malet, Sylvain Pellerin, Romain Girault, Thomas Nesme.

Accepté avec révisions mineures dans **Journal of Cleaner Production** (2022).

Dans le chapitre précédent, nous avons présenté l'état des connaissances, les objectifs et la méthodologie générale de cette thèse. Comme mentionné dans le chapitre précédent, plusieurs études ont évalué l'impact climatique et les émissions nettes de GES de la production d'énergie par méthanisation de la biomasse. Cependant, nombre de ces études se caractérisent par une délimitation non exhaustive des systèmes évalués, notamment en ce qui concerne le scénario de référence auquel la méthanisation est comparée. Cela empêche une estimation précise des avantages de la méthanisation pour atténuer les émissions de GES. Nous avons comblé cette importante lacune en concevant et en utilisant un modèle d'estimation des émissions de GES qui évalue de manière rigoureuse et complète les émissions nettes de 30 unités de méthanisation en cogénération enquêtées en France par rapport à l'usage classique des biomasses qu'elles mobilisent (majoritairement l'enfouissement direct au sol) (Question 1 de la thèse). Nous avons ensuite mené une analyse de sensibilité pour mesurer l'impact de pratiques clés de gestion des méthaniseurs sur l'efficacité d'atténuation des émissions de GES par la méthanisation.

Abstract

Anaerobic digestion (AD) is often regarded as a promising option to substitute fossil fuel by renewable energy from biomass while sequestering carbon in soils through digestate spreading. Many studies have quantified the net greenhouse gas (GHG) emissions of AD plants. However, GHG assessments are often based on system delimitation that is not always comprehensive enough, leading to incomplete GHG budgets. This is especially the case for the baseline to which AD is compared. In this paper, we propose a thorough evaluation of the net GHG emissions of 30 cogeneration plants in France compared to a detailed definition and assessment of their related baseline, the latter being mostly based on direct biomass supply to agricultural soils. GHG emissions were quantified (i) from substrate supply to AD plants until the use of the produced heat and electricity and to the agricultural use of the produced digestate for the AD scenario and (ii) from substrate supply to their application on agricultural soils for the baseline scenario. Our results showed that on average, in the French energy context, AD plants do not provide significant GHG mitigation benefits, partly because fossil fuel substitution is offset by lower carbon storage in soils compared to the baseline. We also found large variability among AD plants in difference in net GHG emissions between both scenarios. This variability was contributed by (i) the efficiency of soil carbon storage in the baseline; the lower it is, the more AD displays interest for mitigating GHG emissions; and (ii) the efficiency of AD management, especially emission avoidance by digestate covering, leakage control and heat recovery. Additionally, based on a sensitivity analysis, we showed that direct injection would perform better than cogeneration, and that AD would better attenuate net GHG emissions in a European energy context rather than in the highly decarbonized French context. This study highlighted the need for careful assessment of AD based on a rigorous definition of the baseline against which AD climate mitigation performances are compared.

Keywords: *Anaerobic digestion, Biogas, Electricity, Heat, Greenhouse gas emissions, Modelling*

3.1 INTRODUCTION

Developing renewable energy production is key to reduce dependence on fossil fuels and to attenuate anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions. Biomass is often considered as a promising, carbon neutral source of renewable energy that is key in many scenarios of energy transition (International Energy Agency, 2021).

Anaerobic digestion (AD) of agricultural biomass is widely promoted to mitigate GHG emissions through the production of renewable biogas that substitutes fossil energy. Anaerobic digestion offers additional benefits to climate action through the production of carbon- and nitrogen-rich digestates that help to store organic carbon in soils and to substitute synthetic nitrogen fertilizers. All those AD outputs are likely to bring benefits for attenuating GHG emissions. For example, biogas production helps to substitute fossil energy by renewable energy, thereby avoiding CO₂ emissions. The supply of carbon-rich digestate to soils helps to store carbon into soil organic matter, thereby contributing to atmospheric CO₂ removal. Finally, the application of nitrogen-rich digestate to agricultural soils helps avoiding GHG emissions related to the production, distribution and land application of synthetic nitrogen mineral fertilizers. In 2019, Europe counted 18943 combined heat and power and 725 biomethane injection plants (European Biogas Association, 2020) for a total production of 167 TWh biogas (used for cogeneration of electricity and heat) and 26 TWh biomethane (directly injected into the grid after biogas purification) respectively. Biomethane production is expected to reach 370 TWh in 2030 and 1170 TWh in 2050, thereby helping to reach the EU's 2050 carbon neutrality objective (Gas for Climate, 2020).

Many studies have quantified the benefits that biogas production would bring to attenuate GHG net emissions, mostly based on life cycle analysis (Aziz et al., 2019; Bacenetti et al., 2016; Esteves et al., 2019; Gopal et al., 2020; Hijazi et al., 2016; Ingrao et al., 2019; Kolb et al., 2021; Lansche and Müller, 2012; Vieira and Matheus, 2019). However, the comparison of the outcomes of those studies remains difficult due to the variety of biogas production systems under study. In addition, those studies differ in terms of functional units, reference system to which AD is compared and limits of the systems under study. For example, many of them do not evaluate the entire life-cycle of the biogas system. In addition, several important emission sources are not considered – especially soil carbon storage – thus hampering comprehensive calculation of the AD GHG net emissions (Aziz et al., 2019; Bacenetti et al., 2016; Vaneeckhaute et al., 2018).

Most importantly, the baseline to which AD is compared is often not accurately defined in many studies, making AD assessment incomplete and probably inaccurate (Lamnatou et al., 2019; Lijó et al., 2017; Mezzullo et al., 2013). Indeed, AD plants use a diversity of organic products such as food waste, livestock manure or crop residues that they divert from their conventional management process. When not used for AD, those products are likely to follow management processes that may also bring some climate benefits. For instance, when not sent to AD plants, manure and crop residues are generally buried in agricultural soils and, therefore, contribute to soil carbon storage and nitrogen cycling. It is thus critical to assess accurately the potential of AD to mitigate GHG emissions and to compare this potential to the usual use of these biomasses. This is especially true in a context of increasing use and competition for biomass, whose resources are in fact limited and spatially clustered.

This study aims at overcoming these major limitations. More specifically, by drawing on a detailed survey of 30 AD plants in France, the objectives of this study were (i) to assess the GHG net emissions of anaerobic digestion plants compared to their baseline (mostly based on direct biomass application to agricultural soils) and (ii) to identify factors driving the variability in GHG net emissions. In particular, specific attention has been paid to the definition and assessment of the baseline to which AD systems are compared – a too often limitation of many studies assessing GHG emissions of agricultural or energy production scenarios (Nesme et al., 2021).

3.2 MATERIALS AND METHODS

The overall study was based on a survey of 30 AD plants in France about their management (substrate supply, processes, and biogas and digestate disposal) and performances (biogas, electricity, heat, and digestate production). All the 30 AD plants were managed under cogeneration process, i.e. through the combined production of heat and electricity. The survey data were combined with a complementary modelling approach to assess the GHG net emissions of both the surveyed AD plants and their corresponding baseline (mostly based on direct application of biomass to soils). Even if life cycle assessment is a widely used methodology to assess environmental impacts of AD, in this study we have developed a specific GHG emission calculation tool based on broad literature review. The calculation tool helped to reconstruct carbon and nitrogen fluxes throughout both scenarios, on which the GHG emission estimates were based.

It simulates carbon and nitrogen transformations in both the digester and soils by using an anaerobic digestion model and a soil carbon storage model that have been extensively evaluated and validated. Both biogas and digestate production and soil carbon sequestration were modelled under strict respect of carbon and nitrogen mass conservation law (Figure 24 in Supplementary Information, section 7.1 of this manuscript) and simulated biogas and digestate production were compared to measured data.

3.2.1 Data collection and sources

Data on technical management and performances of 30 AD units were extracted from the survey carried out by the French Permanent Assembly of Chambers of Agriculture in 2017-2018. Data collection was conducted throughout France on plants operated for at least 2 years at the time of the survey and managed under infinitely mixed process and at mesophilic conditions. Biogas plants were fed on average with 73% livestock manure, 6% crop residues and catch and cover-crops, 4% dedicated crops (e.g., silage maize) and 17% agro-industrial wastes. Data were collected on annual substrate nature and quantity, substrate origin, hydraulic retention time, combined heat and power (CHP) unit operating duration, CHP unit electrical efficiency, proportion of heat used for other uses than for heating the digester, proportion of digestate undergoing phase separation, type of phase separation, proportion of covered pit, and type of raw/liquid digestate spreading.

3.2.2 System description and boundaries

Two scenarios were evaluated in this study: (i) the “Anaerobic Digestion” scenario in which all the biomass used by each surveyed AD plant is digested and (ii) the corresponding baseline in which the above-mentioned biomass undergoes ‘conventional’ biomass use. In our case, this ‘conventional’ biomass use refers to soil burying either directly (for 86% of the total fresh mass of substrates) or after composting (for 14% of the total mass of substrates). The analysis was conducted by considering the same amounts of biomass in both scenarios. The two scenarios differed only in terms of biomass use and disposal, and obviously in related GHG emissions. In other words, the production of the considered biomass – and the associated GHG emissions – were beyond the perimeter of the study (Figure 7). Because we considered the same biomasses in both scenarios, estimating the GHG emissions related to their production would lead to similar values. Conversely, the boundary of both systems ended after (i) the recovery of the biogas-derived energy and its potential substitution to the production, distribution and combustion of fossil energy

3 | DOES ANAEROBIC DIGESTION REALLY HELP TO REDUCE GREENHOUSE GAS EMISSIONS? A CASE STUDY BASED ON 30 COGENERATION PLANTS IN FRANCE

and (ii) after the return to soils of the digestate (in the AD scenario) or of the raw biomass and composts (in the baseline). For all biomasses returned to soils, whether digested/composted or not, soil carbon storage, substitution of mineral nitrogen fertilizers and soil management emissions were accounted for.

Note that, in our sample, anaerobic digestion used some small amounts (on average, 11%) of biomass that could be alternatively used for animal feed (e.g., silage maize). Diverting this biomass from feed generates systemic effects that were too complex to simulate explicitly (e.g., decrease in global feed availability, and need for compensation). However, this diversion was accounted for in the AD scenario by estimating the GHG emissions related to the production of the same amount of biomass for feed use. In other words, the GHG emissions associated with this biomass production were estimated as if this diverted biomass was additionally produced for AD.

Finally, although catch and cover-crops for energy production may sometimes be produced exclusively for AD, we considered that those crops were also present and returned to the soil in the baseline. In other words, no differences in GHG emissions related to the production of catch and cover-crops were considered between the two scenarios. This methodological choice was made to focus the GHG assessment on the benefits of the AD scenario compared to the baseline, by controlling the amount of biomass used in both scenarios. Therefore, the impact of additional cover-crop production and use, and thus of C and N production was excluded from our study.

3 | DOES ANAEROBIC DIGESTION REALLY HELP TO REDUCE GREENHOUSE GAS EMISSIONS? A CASE STUDY BASED ON 30 COGENERATION PLANTS IN FRANCE

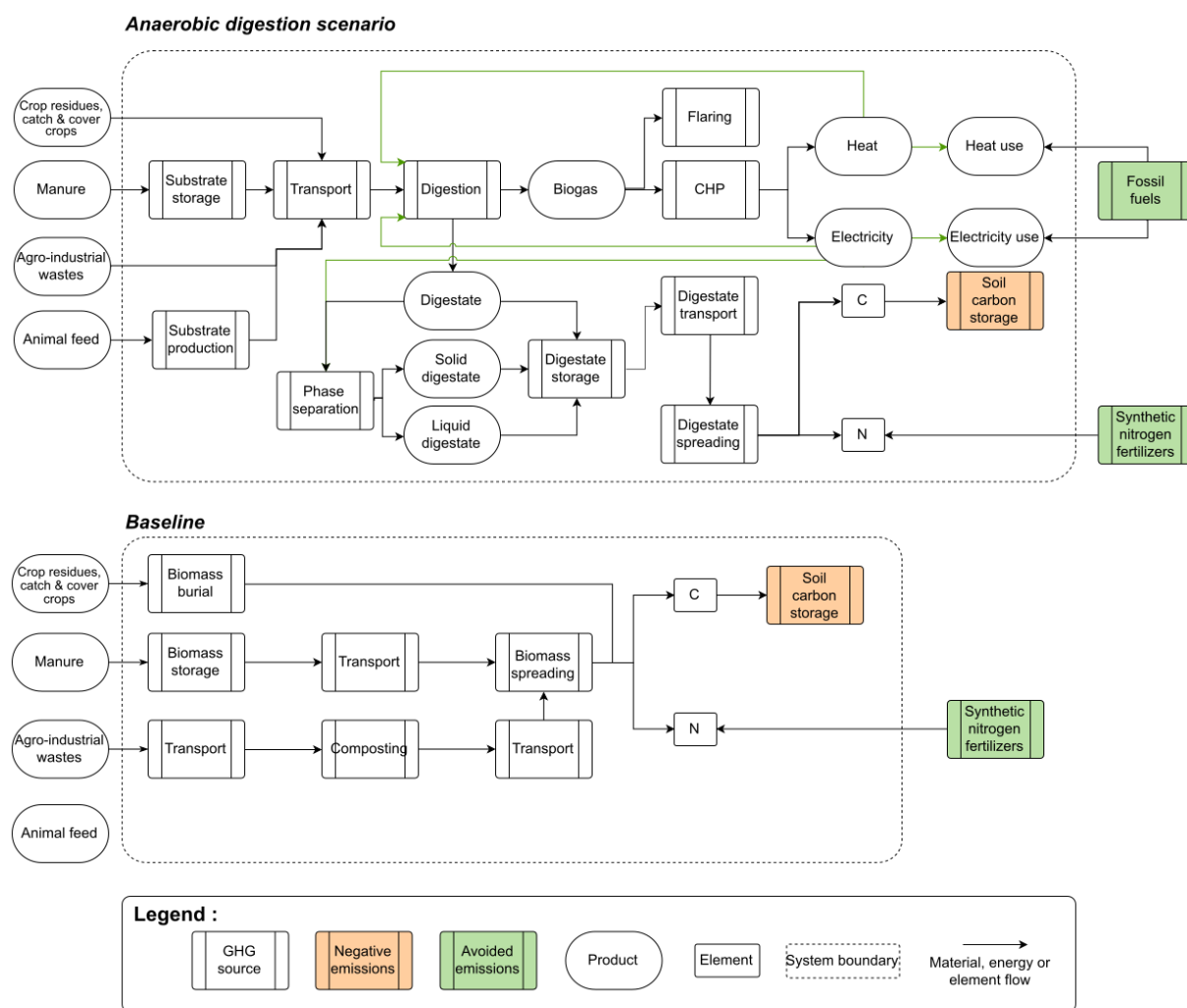


Figure 7 – Boundaries of the anaerobic digestion scenario and its corresponding baseline scenario

Note that GHG emissions related to biomass production used as input for each of both scenarios were beyond the system boundary (except for animal feeds, see text).

3.2.2.1 AD Scenario

GHG emissions from the AD scenario were assessed over the entire life cycle of the two final AD products that are biogas and digestate. We accounted for emissions related to substrate transport from field to the AD plant, substrate storage before use, AD, cogeneration of electricity and heat from biogas and substitution to fossil energy, and digestate disposal and application to soils. Emissions associated with the AD plant construction or destruction were not taken into account. The long-term impacts on changes in cropping and farming systems following introduction of anaerobic digester were also beyond the scope of our study.

3.2.2.2 Baseline

In the baseline, the vast majority of the biomass that would be fed to digesters in the AD scenario (livestock manure, crop residues and catch and cover-crops) were considered to be returned to agricultural soils. The complimentary products (i.e. agro-industrial wastes) were considered as composted and then applied to soils.

3.2.3 GHG emission assessment and functional unit

For each scenario, gross, negative and avoided emissions were considered. Gross emissions referred to the effective flow of GHG to the atmosphere from emission sources. Negative emissions referred to the removal of CO₂ from the atmosphere through photosynthesis and the long-term storage of the corresponding carbon in soil organic matter. In the context of our study, this referred to carbon storage through the land application of organic products. Avoided emissions corresponded to CO₂ that has not been emitted to the atmosphere due to the implementation of an alternative process that provided the same good or service but with less GHG than the base process to which it is compared. In this study, we referred to avoided emissions for the production and distribution of biogas production (compared to fossil energy use) and of soil application of organic materials as N organic fertilizers (compared to mineral nitrogen fertilizer use). We defined net emissions as the sum of the three above emission categories, negative and avoided emissions being accounted for with a negative sign by construction.

We converted CO₂, CH₄ and N₂O emissions into CO_{2 eq} by using global warming potentials over 100 years of 1 for CO₂, 28 for CH₄ and 265 for N₂O, as recommended by the IPCC (2013). By definition, biogenic CO₂ emissions (e.g., carbon mineralization from biomass decay) were not considered in our estimate of anthropogenic GHG emissions. Those biogenic emissions – although they release CO₂ to the atmosphere – result in fact from recent capture of the same amount of CO₂ through plant photosynthesis (i.e. CO₂ from the short-term carbon cycle). In other words, because those emissions are “carbon neutral” – provided that the system under study remains at steady state – they were not accounted for in our study.

Results were expressed in kg CO_{2eq} per ton of carbon sent to AD and per year, a relevant functional unit to highlight the most efficient use of substrate carbon. Except explicitly mentioned, all results were expressed as arithmetic average of the 30 AD units, i.e. the size of the units (approximated by the amount of carbon processed) was not taken into account. The GHG mitigation potential

provided by AD was assessed by subtracting net emissions of the baseline to the net emissions of the AD scenario. The net GHG budget of each AD unit was detailed in Table 5 (in Supplementary Information, section 7.1 of this manuscript) together with their individual characteristics.

Calculation of GHG emissions for each process step presented in section 3.2.2 are summarized in the following sections. Substrate characteristics on which the GHG emission calculations were based were taken from the SYS-Metha substrate database (Bareha et al., 2021). Some highly specific substrates – representing less than 11% of the total substrate use of the AD plants – could not be modelled with the SYS-Metha model (e.g., floatation grease, pressed apple pomace, corn feed, glycerine). In those cases, those substrates were assimilated to other substrates with close biochemical characteristics and for which SYS-Metha was already parameterized (see Table 6 in Supplementary Information, section 7.1 of this manuscript).

3.2.3.1 Substrate production

As explained before, the GHG emissions related to the production of the substrates of each of the two scenarios were considered outside the scope of this study. A notable exception is GHG emissions related to the production of substrates that are diverted from animal feed use in the AD scenario (e.g., silage maize digested for biogas production). GHG emissions of those biomasses were estimated by using emission factors from the AGRIBALYSE v3.0 database that reports environmental impact of the production of most agricultural products within the French context (Koch and Salou, 2020, see Table 7 in Supplementary Information, section 7.1 of this manuscript).

3.2.3.2 Biomass storage

The storage of raw or processed biomass before anaerobic digestion or soil application results in direct and indirect N_2O and CH_4 emissions. This was especially true for livestock manure. Direct N_2O emissions are related to N nitrification and denitrification, while indirect emissions result from volatile ammonia losses that are ultimately denitrified. CH_4 emissions result from manure decomposition under anaerobic conditions, especially when animal manure is stored for long periods of time.

Direct N_2O and CH_4 emissions from manure storage were estimated based on IPCC (2019b) and NH_3 emissions were derived from EMEP/EEA guidelines (EMEP/EEA, 2016) (Table 8 in

Supplementary Information, section 7.1 of this manuscript). According to IPCC (2019b), 0.014 kg N-N₂O are emitted per kg N-NH₃ volatilized.

We assumed an 8 vs. 90 days storage duration for manure in the AD vs. the baseline scenarios, according to Vargas-Gonzalez et al. (2015). Emissions were assumed to be linear with storage duration (Esnouf et al., 2021), considering that the above-mentioned emission factors referred to 6 months of storage.

Emissions during digestate storage were estimated using emission factors proposed by IPCC (2019b). For N₂O emissions, both raw digestate and liquid digestate were assigned the emission factor for liquid storage while the solid phase of the digestate was assigned the emission factor for solid storage. For NH₃, emissions were estimated at 27.5% of total nitrogen (N_{tot}) corresponding to the average between the minimum and maximum values mentioned by IPCC (2019b). We assumed that 3.38% of methanogenic potential of substrates was emitted as CH₄ during the storage of digestate (IPCC, 2019b).

An 80% abatement factor for N₂O_{Direct}, NH₃ and CH₄ emissions was applied when digestate storage pits were covered (Hartig, 2010). We considered digestate to be covered where more than 50% of the pit was covered according to the survey data.

3.2.3.3 Biomass transport

GHG emissions related to transport of both substrates and digestates to their treatment and spreading sites were taken into account, based on their transport vehicle, provenance and travelled distance. The transport vehicle was assumed to be a lorry with an emission factor of 0.166 kg CO₂_{eq}/t.km according to the Ecoinvent v3 database (Wernet et al., 2016). Distances for substrate transport were based on substance provenance – extracted from the AD survey – and was assumed to be 5 km if the substrate came from the same farm where the AD plant is located, 10 km if the substrate came from other farms and 30 km for other industrial origins. Digestate was considered to be spread 15 km from the AD plant.

In the baseline, we assumed that biomasses were transported 5 km from their storage location to their soil application. We considered that composted products travelled 33 km to the composting site and then 40 km to the land application site (ADEME et al., 2019).

3.2.3.4 Anaerobic digestion process

We simulated the complex digestion processes by using SYS-Metha, a biophysical model simulating carbon and nitrogen transformation in AD plants (Bareha et al., 2021). By considering the amount and quality of each substrate fed to the AD, and by using a mass-conservation approach of both carbon and nitrogen, SYS-Metha estimates the amount of biogas and digestate produced as well as their composition. Note that SYS-Metha assumes additivity of the different substrates to predict AD products quantities and characteristics. Biogas and digestate production estimated by the model were compared with those observed in our sample, with fairly good predictive quality (rRMSE of 25 and 5% for biogas and digestate production, respectively, Figure 25 and Figure 26 in Supplementary Information, section 7.1 of this manuscript).

The electricity consumption of the digester was estimated at 7.2 kWh/t of substrate (Vargas-Gonzalez et al., 2015), after accounting for mass losses during substrate storage. The amount of heat used to heat the digester was not accounted for as it was produced by the CHP unit. It was assumed that 1% of the CH₄ produced in the digester is directly lost to the atmosphere due to leakage (IPCC, 2019b).

Biogas consumption is sometimes interrupted due to digester overfeeding, plant maintenance or dysfunction. Because the production of biogas cannot be stopped immediately, the flaring system burns unused biogas, thereby releasing CO₂ instead of CH₄ to the atmosphere. We considered that 5.9% of the biogas produced was flared (Vargas-Gonzalez et al., 2015). Because flare efficiency was set at 96% (MELCC, 2019), 4% of the flared biomethane was in fact released into the atmosphere as CH₄. In addition, combustion during biogas flaring was considered to emit 0.0106 kg CO_{2eq} as N₂O and 5.6 10⁻³ kg CO_{2eq}/m³ biomethane as CH₄ (Base Carbone®, ADEME, 2020).

Because each biogas plant was associated with a CHP engine, we had to account for electricity and fuel consumption of those engines. The corresponding data were taken from measurements made during the survey. The electrical efficiency of the CHP engine, specific to each AD plant, were also taken from the survey (39% on average). The CHP unit heat efficiency was taken from a literature analysis and was estimated at 50% of produced energy (ADEME, 2016).

Finally, because the produced digestate could be submitted to phase separation and because this separation was energy consuming, we accounted for this emission process. The corresponding

electricity consumption of the separator was estimated to be 0.6 kWh/t of digestate (Vargas-Gonzalez et al., 2015) while a total of 0.12% of the N_{tot} in digestate was emitted as NH_3 during this process (ADEME et al., 2019). The nitrogen contents of the digestates were predicted by SYS-Metha which also predicted the amount and characteristics of the different phases after separation depending on the equipment used (screw press or centrifuge). Phase separation was simulated in the surveyed plant when more than 50% of the digestate quantity underwent this treatment.

Note that, while all the surveyed biogas plants were associated with a cogeneration unit, we conducted a sensitivity analysis to estimate GHG emissions if the produced biomethane was injected directly after biogas purification (see section 3.2.4.3). Because the equipment used for injection consumes electricity, we considered that the purifier, dryer and compression consumed 0.35 kWh electricity/ Nm^3 biomethane, 0.044 kWh/ Nm^3 raw biogas and 0.120 kWh electricity/ Nm^3 respectively (Vargas-Gonzalez et al., 2015). Moreover, because biogas losses could occur during purification and injection, we considered that 2% of biomethane was lost during purification and 0.1% during injection *stricto sensu* (Vargas-Gonzalez et al., 2015). Since heat would no longer be produced by the CHP engine in case of direct injection, we considered that 5.3% of the biogas would be self-consumed for heating the digester (AREC Nouvelle-Aquitaine, 2020).

3.2.3.5 Fossil energy substitution

In the case of cogeneration, the rate of heat recovery for uses other than heating the digester was extracted from the survey. Note that the corresponding data were measured for only 13 units, while an average of these units was used for the 17 others (i.e. 29%). We assumed that this amount of recovered heat replaced the same amount of thermal energy that would be produced by a boiler burning domestic fuel. Using a boiler heat efficiency of 88% (EcoSecurities et al., n.d.) and an emission factor for domestic fuel of 91.3 kg CO_{2eq} /GJ lower heating value (LHV) (Base Carbone ®, ADEME, 2020), we calculated that the production of 1 thermal kWh emitted 0.3735 kg CO_{2eq} . Finally, we assumed that the produced electricity replaced grid electricity from the French energy mix which emits 0.0599 kg CO_{2eq} /kWh (Base Carbone ®, ADEME, 2020).

In the context of direct injection of biomethane into gas grid (only for sensitivity analysis, see section 3.2.4.3), we assumed that the net quantity of biomethane injected would substitute the same quantity of energy provided by natural gas in France whose emissions amount to 63.1 kg CO_{2eq} /GJ LHV (Base Carbone ®, ADEME, 2020).

3.2.3.6 Composting process

In the baseline, a small fraction of the biomass (as vegetable waste, cereal residues, fruit marc, brewery waste, etc.) was considered as composted before being applied to soils. Composting requires energy and emits CH_4 and N_2O . Losses of biogenic carbon as CO_2 by respiration during composting are also considerable. Although those CO_2 losses are not accounted for in our GHG emission estimates (due to their biogenic origin, see above), they can significantly reduce the amount of carbon that is ultimately returned to soils.

We assumed that composting requires 47 kWh of electricity/t fresh matter (FM) and 27.8 kWh of fuel/t FM (ADEME et al., 2019). Direct N_2O and CH_4 losses during composting were calculated from the IPCC (2006) as 0.24 g N_2O /kg FM and 4 g CH_4 /kg FM. According to ADEME et al. (2019), $6.9 \cdot 10^{-4}$ kg NH_3 /t FM are also emitted while 50% of total carbon is lost as CO_2 .

3.2.3.7 Biomass application to soils

Applying biomass to agricultural soils both requires some fossil energy for spreading equipment and brings some climate benefits through carbon sequestration in soils. Biomass application may also help reducing nitrogen fertilization due to at least partial substitution with mineral N fertilizers, with effects on both direct and indirect N_2O emissions. We detail those different effects in the following lines.

CO_2 emissions from fossil energy use by the machinery used during spreading were calculated using emissions factors from the AGRIBALYSE v3.0 database (Koch and Salou, 2020). Liquid effluents (e.g., untreated slurry, raw digestates and liquid phase of digestates) were considered as spread with a tractor and a slurry tanker (16.66 kg CO_2_{eq} /h) whose working output was considered to be 17 t/h. Solid effluents (e.g., composts, solid manure and solid phase of digestates) were considered as spread with a tractor and a manure spreader (16.26 kg CO_2_{eq} /h) whose working output was 5 t/h (Nemecek and Kägi, 2007).

Direct and indirect N_2O emissions from the application of biomass to soils were calculated from IPCC (2019c). Direct N_2O emissions were estimated at 0.006 kg N- N_2O /kg N_{tot} for any application of biomass (as raw, composted or digested). Regarding indirect N_2O emissions, we assumed that NH_3 and NO_3^- losses were 0.21 kg N- NH_3 /kg N_{tot} and 0.24 kg N- NO_3^- /kg N_{tot}

respectively, while 1.4% of the volatilized N-NH_3 and 1.1% of the leached N-NO_3^- were considered as re-emitted as N_2O . A 80% abatement was applied to NH_3 emissions if the raw or liquid digestate was injected or incorporated into the soil (Brockmann et al., 2018). Such abatement was applied to any solid digestate and any effluent spread in the baseline.

Substitution of mineral N fertilizer by N from biomass was estimated by considering that the net amount of N applied (after losses through nitrification/denitrification, volatilization and leaching) was fully substituted to the same net amount of synthetic N fertilizer. The estimation of the net supply of synthetic N fertilizer was calculated as follows: for 1 kg of gross synthetic nitrogen supplied, 0.016 kg $\text{N-N}_2\text{O}$ /kg N, 0.11 kg N-NH_3 /kg N and 0.24 kg N-NO_3^- /kg N were considered as lost (IPCC, 2019c). Therefore, to supply 1 kg N net to soils, once the losses are deducted, it is necessary to supply 1.58 kg of nitrogen fertilizer. The GHG emissions related to the production, use and environmental losses of those 1.58 kg of nitrogen fertilizer were estimated at 21.67 kg CO_2 eq. We considered that 1 kg of net N supplied by biomass application to soils avoided this amount of emission to the atmosphere. We did not take into account the emissions resulting from fossil energy use by the machinery that would have been required to spread the synthetic mineral fertilizer.

Carbon stabilization in soils was simulated by using the AMG model (Andriulo et al., 1999). AMG simulates the carbon dynamics in soils at an annual time step, by accounting for carbon inputs, soil tillage, soil type and climate conditions. AMG has been calibrated for a wide range of cropping systems and soil and climate conditions in France (Clivot et al., 2020, 2019; Levavasseur et al., 2020). AMG considers three compartments of soil organic matter: fresh organic matter from carbon inputs, and stabilized organic matter split between active and stable pools. In AMG, carbon inputs to soils are either incorporated into the stabilized, active soil carbon pool (depending on the isohumic ' k_1 ' coefficient of carbon inputs, see Table 9 in Supplementary Information, section 7.1 of this manuscript) or directly mineralized (depending on their $1 - k_1$ coefficient). A secondary mineralization coefficient (k_2) is applied to the active soil carbon pool to simulate annual soil organic carbon mineralization. The stable (i.e. non-active) soil carbon stock is considered completely recalcitrant to mineralization. In this study, we only considered the gross stabilization of carbon in soil organic matter following biomass application to soils, without accounting for secondary mineralization of soil organic matter.

3.2.4 Sensitivity analysis

Because AD performances are likely to be affected by plant management practices, we conducted a sensitivity analysis of our GHG estimates to key management practices such as heat recovery rate, biogas end-use (cogeneration or injection), and biogas leakage. We also estimated the sensitivity of AD performances to the energetic context by changing the mix of electricity that is substituted thanks to biogas production.

3.2.4.1 Heat recovery

On average, 29% of the produced heat was used for other purposes than heating the biogas plant in our sample. We made this parameter varying from 0% (i.e. absence of heat use) to 61% (i.e. maximum technical use according to ADEME et al. (2019)). We also considered a 38% recovery rate corresponding to the average recovery rate at the national scale of France according to ADEME et al. (2019).

3.2.4.2 Biogas leakage

Biogas leakage from AD plants is quite variable according to the literature, and is strongly related to the technological quality of the digester and its maintenance. High leakage leads to both undesirable CH₄ emissions and lower fossil fuel substitution effects. We considered a 1% leakage rate corresponding to a high technology digester according to the IPCC. We varied it from a hypothetical no leakage (i.e. 0%) to a 10% rate corresponding to poor quality digesters according to the IPCC (2019b). We also considered two intermediate modalities of 0.5% (as proposed by Esnouf et al. (2021) for France) and of 5% (as mentioned by Esnouf et al. (2021) as being the maximum rate according to the literature).

3.2.4.3 Biogas end-use

Direct injection of biomethane into gas grid has developed later than cogeneration, but is growing rapidly. We explored its effects on GHG net emissions of AD plants by comparison to cogeneration, in the context of the French energy mix.

3.2.4.4 Energy mix

Also, we explored the effect of the energy mix that is substituted through biogas production and use. Such energy mix may have effect on both the emissions related to energy use in each scenario and on avoided emissions related to fossil fuel substitution. We compared our initial results based on the French energy mix – with high nuclear origin of electricity and hence highly decarbonized electricity production – to the average energy mix of the EU-27 by considering emission factors of 0.429 kg CO₂_{eq}/ kWh for electricity (Base Carbone ®, ADEME, n.d.) and 89.6 kg CO₂_{eq}/ GJ LHV for fossil fuel (Base Carbone ®, ADEME, n.d.).

3.2.4.5 Implementation of cleaner management practices

Finally, we estimated the climate benefits that could be achieved by implementing optimal management practices on AD plants (i.e. full digestate coverage during storage with residual biogas recovery, and lowest digester leakage rate (i.e. 0.5%)). We simulated these optimized conditions for both gas-grid injection and cogeneration with maximum heat use (i.e. 61%).

3.3 RESULTS

3.3.1 Small benefits of sampled AD plants in mitigating GHG emissions

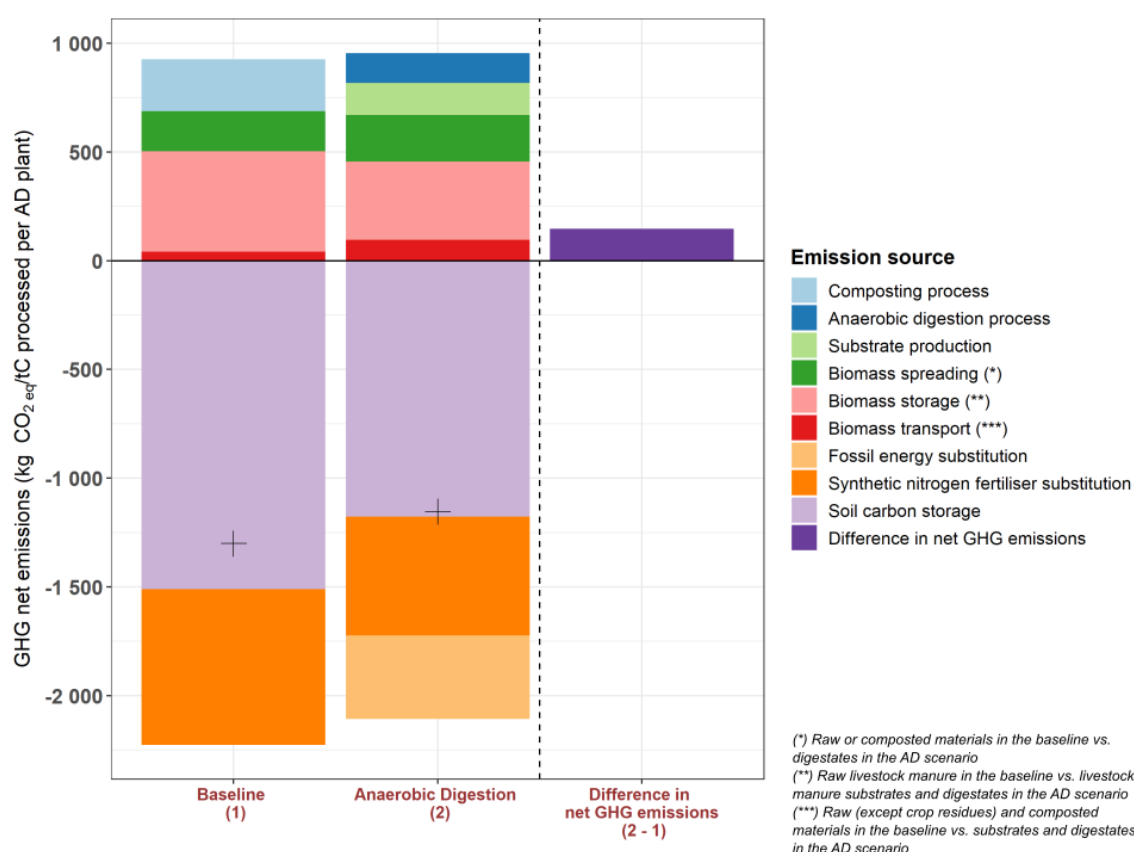


Figure 8 – Greenhouse gas net emissions from AD scenario compared to the baseline scenario

Values correspond to the arithmetic average of the emissions of each source for 30 AD plants. Emissions are standardized per ton of carbon processed in AD unit. The crosses (+) represent the average net emissions of each scenario, i.e. the sum of all emission sources.

Although AD is often promoted as a way to attenuate GHG emissions, we found no clear difference in net GHG emissions between the AD scenario and the baseline on average in our sample. More precisely, our results showed a non-significant 11% higher net emissions (+ 147 kg CO₂ eq/tC) from the AD scenario compared to the baseline (Figure 8). This slight difference resulted from a 28 kg CO₂ eq/tC higher gross and 118 kg CO₂ eq/tC lower negative & avoided emissions in the AD scenario compared to the baseline.

Higher gross emissions in the AD scenario resulted from (i) higher emissions for transporting substrates to the AD plants and transporting digestates to agricultural fields for spreading (+ 54 kg CO_{2 eq}/tC) and from (ii) AD specific emissions (i.e. additional biomass production for feed substitution and process) which were higher than those related to composting in the baseline (284 vs. 239 kg CO_{2 eq}/tC).

Note however that emissions from raw substrate storage before use were strongly reduced in the AD scenario compared to the baseline (- 421 kg CO_{2 eq}/tC) due to sharp reduction in storage duration (8 days vs. 90 days), thereby attenuating CH₄ emissions. Note also that this reduction in emissions from substrate storage were partially offset by emissions from digestate storage (319 kg CO_{2 eq}/tC), mostly under CH₄ form.

Lower negative & avoided emissions in the AD scenario resulted from three factors. First, fossil fuel substitution by biogas and electricity production from AD remained low (only - 386 kg CO_{2 eq}/tC). This was due to low heat recovery by the AD plant and its associated activities (29% on average) and to the highly decarbonized French electricity mix. Second, carbon sequestration in soils following digestate application on agricultural soils remained low compared to the baseline (- 1177 vs. - 1510 kg CO_{2 eq}/tC), mostly because a large fraction of the carbon from substrates was converted into biogas. Finally, substitution of synthetic nitrogen fertilizers by digestate was lower in the AD scenario (- 545 vs. - 716 kg CO_{2 eq}/tC) due to high NH₃ losses during digestate storage and spreading that attenuated the substitution potential offered by digestates.

The combination of those slightly higher gross and lower negative and avoided emissions resulted in non-significant benefits of AD for attenuating net GHG emissions on average for our sample.

3.3.2 Strong variability in the effectiveness of AD to mitigate GHG emissions

Beyond the estimated average non-significant difference in net GHG emissions between AD and the baseline, our results showed that the difference between both scenarios was highly variable, ranging from - 1302 to + 1081 kg CO_{2 eq}/tC (std dev 537 kg CO_{2 eq}/tC). Put differently, one third of AD plants in our sample had lower net GHG emissions compared to the baseline, while the contrary was observed for the remaining two third of AD plants (Figure 9).

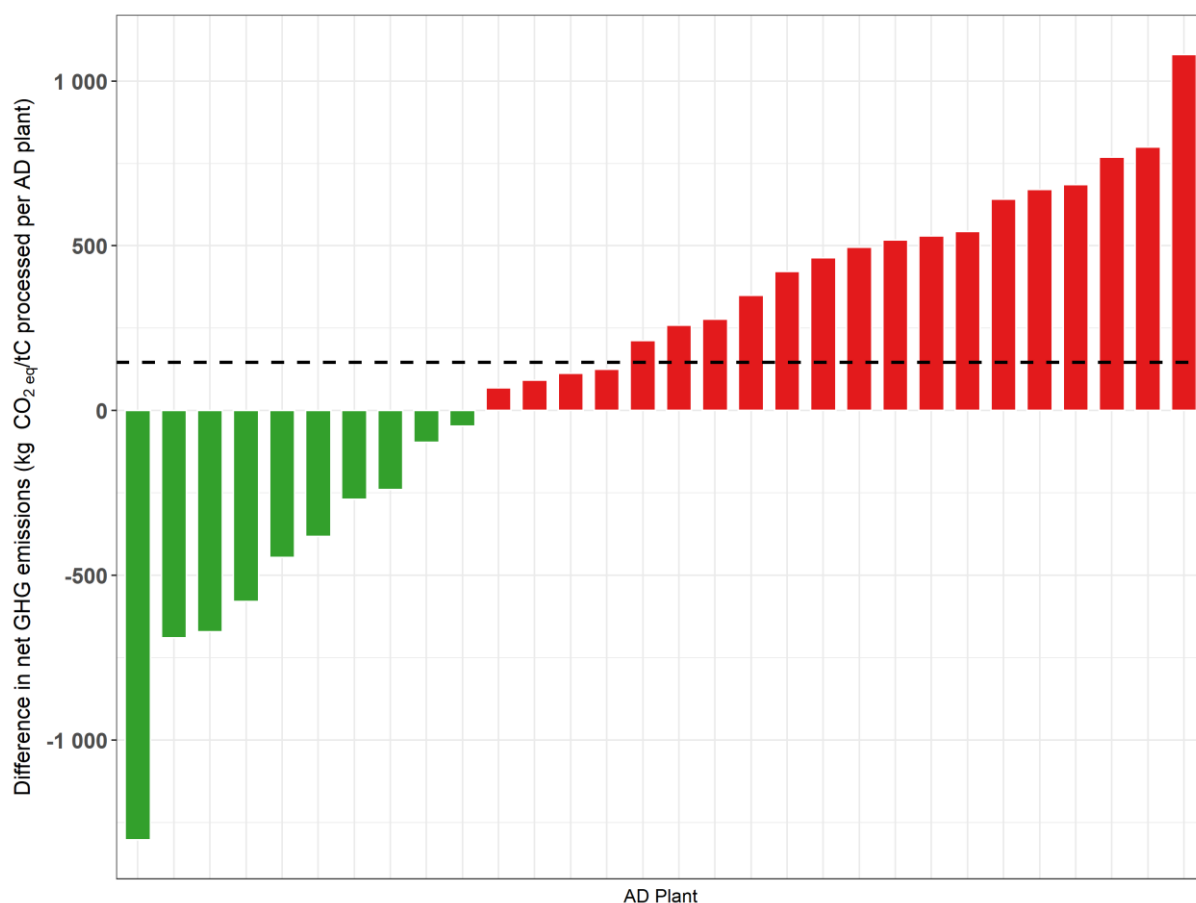


Figure 9 – Variability in difference of net GHG emissions between the AD and the baseline scenarios

The difference in net GHG emissions is calculated as $\text{net emissions}_{\text{AD Scenario}} - \text{net emissions}_{\text{Baseline}}$. Negative values (green bars) mean that the net emissions of the AD scenario are lower than those from the baseline. The dashed line represents the non-weighted mean of the difference in net GHG emissions calculated over the 30 units.

This variability in net GHG emissions was contributed by two main factors within our sample : (i) the efficiency of carbon storage in soil in the baseline; the more efficient it is, the less AD displays interest for mitigating GHG emissions; (ii) the efficiency of AD management, especially emission avoidance by covering digestates. Our results did not highlight any other relationship between AD operating profiles (e.g., process type, size, see Table 5 in Supplementary Information, section 7.1 of this manuscript) and their performance in mitigating GHG emissions.

Most of the variability in net GHG emissions observed in our sample – and especially the discrimination between AD plants mitigating more vs. less emissions than the baseline – was contributed by emissions of the baseline, and not by emissions of the AD scenario (Figure 10). AD

3 | DOES ANAEROBIC DIGESTION REALLY HELP TO REDUCE GREENHOUSE GAS EMISSIONS? A CASE STUDY BASED ON 30 COGENERATION PLANTS IN FRANCE

mitigated GHG emissions more than the baseline when baseline net emissions remained high (i.e. greater than $-1133 \text{ kg CO}_2\text{eq/tC}$). This was observed for one-third of the cases in our sample and was related to low carbon storage in soils following substrate application to soils (**Figure 11-A**). Low carbon storage in soils in the baseline resulted from two effects: low quantity of carbon that was returned to soils (as raw or composted) and high biodegradability of this carbon in soils (**Figure 11-B**). More precisely, the AD plants that use large amounts of feedstuff products as substrate (e.g., silage maize) were associated with a corresponding baseline where those products are not buried in soils (but are instead fed to animals). This led to lower negative emissions (in absolute value) due to soil carbon storage in the baseline. Furthermore, the more biodegradable the carbon applied to soils is, the lower the resulting carbon storage in soils.

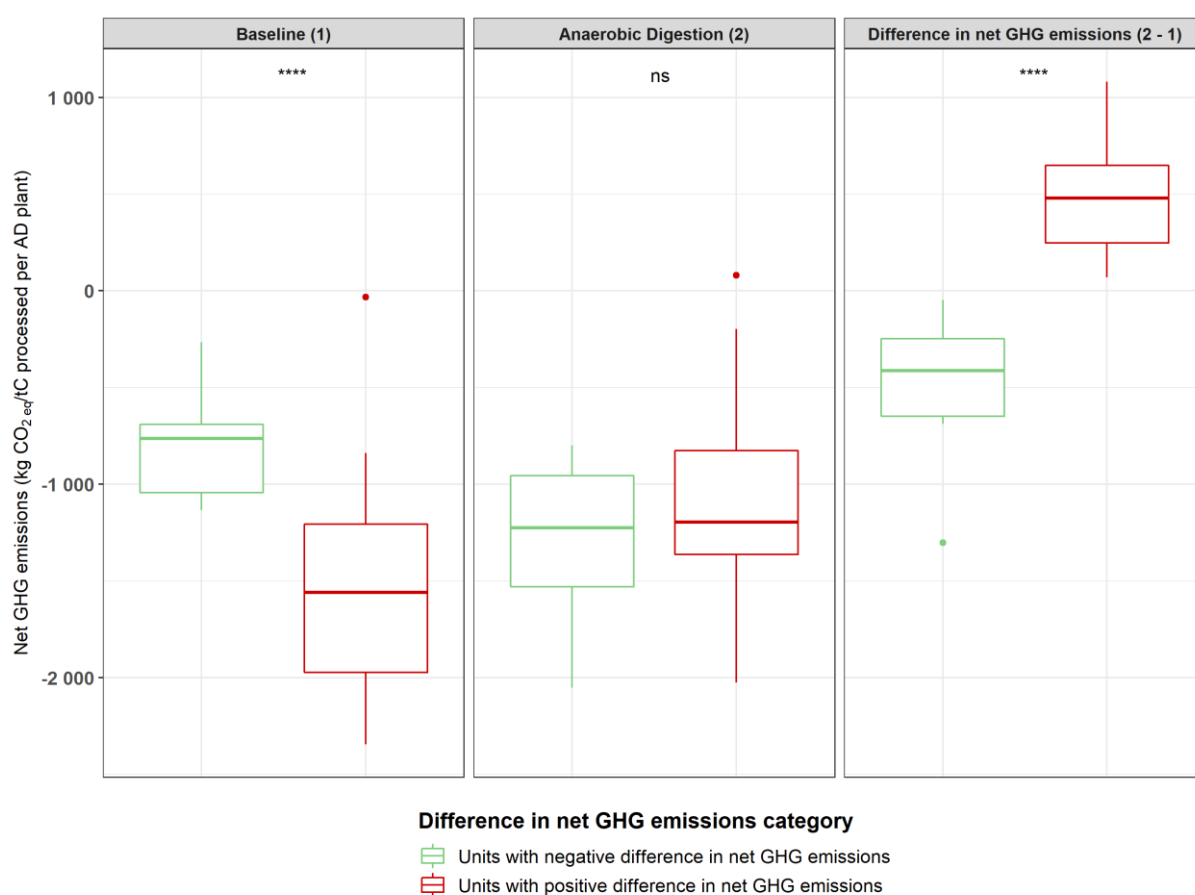


Figure 10 – Distribution of the net GHG emissions of the 30 units in the AD scenarios (middle) and in their corresponding baseline (left) and distribution of their difference (AD minus baseline, right)

Green boxes represent the units for which AD exhibits lower net GHG emissions than the baseline (i.e. difference in net GHG emissions < 0). Comparisons of distributions were performed using a Wilcoxon test.

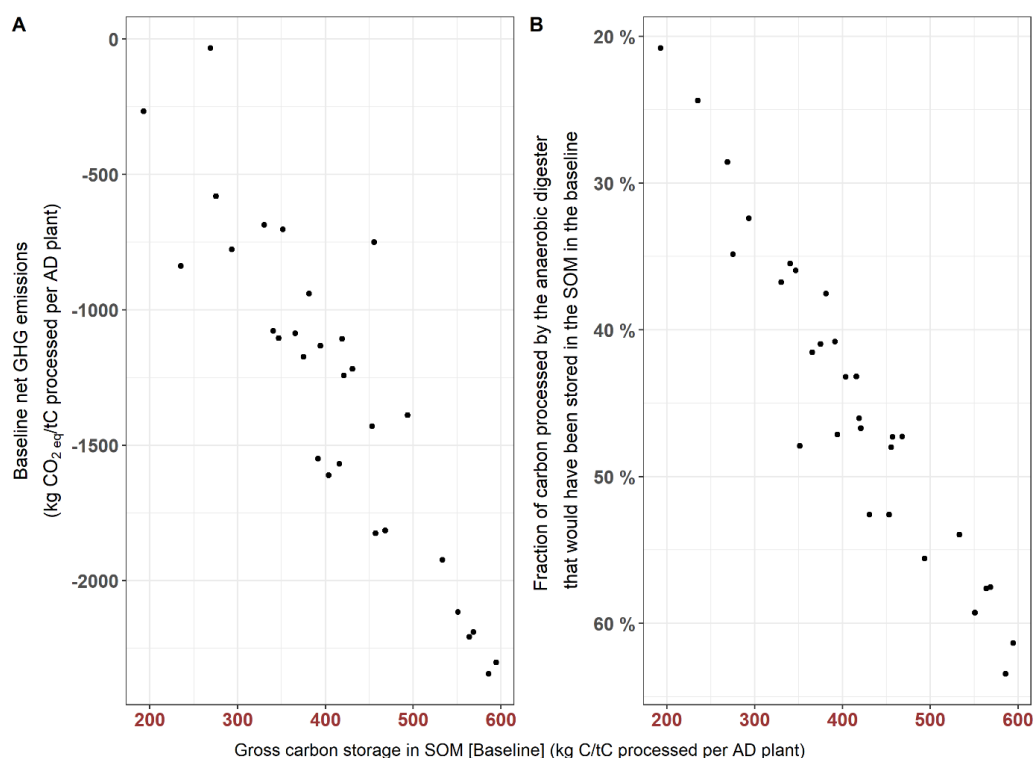


Figure 11 – Variability in carbon storage in soils in relation to net GHG emissions in the baseline scenario (panel A) and carbon biodegradability of substrates applied to soils (panel B)

Note the inverted Y axis in panel B.

Second, we found that the diversity in AD management contributed much to the variability of differences in net GHG emissions between the AD and the baseline scenarios. In particular, we found that covering digestate when stored before spreading on soils could attenuate GHG emissions from AD plants (Figure 12.A), mostly as CH_4 . Because covering digestate with residual biogas recovery could attenuate 80% of the digestate storage emissions – a large source of GHG emissions for the AD scenario (Figure 8) – covering management resulted in drastic effects on the compared performances of the AD and the baseline scenarios. This resulted in sharp differences among AD plants in terms of climate benefits: AD plants with digestate covering could achieve lower net GHG emissions than the baseline ($-233 \text{ kg CO}_2\text{eq/tC}$), while the contrary was observed for AD plants without covering ($+526 \text{ kg CO}_2\text{eq/tC}$, Figure 12.B).

3 | DOES ANAEROBIC DIGESTION REALLY HELP TO REDUCE GREENHOUSE GAS EMISSIONS? A CASE STUDY BASED ON 30 COGENERATION PLANTS IN FRANCE

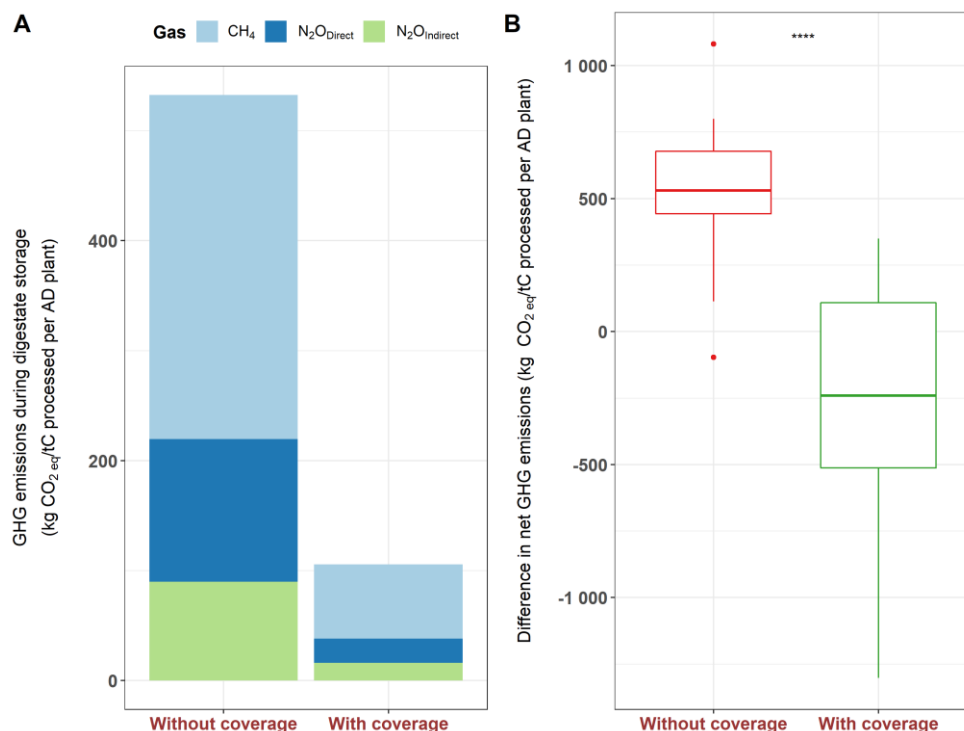


Figure 12 – GHG emissions in the AD scenario in relation to digestate storage conditions (panel A) and difference in net GHG emissions between the AD vs. the baseline scenarios in relation to digestate storage conditions (panel B)

Comparisons of distributions were performed using a Wilcoxon test.

Heat recovery was another critical management factor that drove AD performances. Based on our sensitivity analysis, we found that if heat were not recovered, the AD scenario would emit on average far more than the baseline (+ 416 kg CO₂ eq/tC, Figure 13.A). In contrast, achieving the 61%, maximum theoretical heat recovery would lead to lower net GHG emissions in the AD scenario compared to the baseline (- 153 kg CO₂ eq/tC).

In addition, we found that CH₄ leakage from digester plants had key effects on AD performances (Figure 13.B). If CH₄ leakage rose from 1 to 5% or 10%, GHG emissions from the AD scenario would rise sharply by 546 and 1045 kg CO₂ eq/tC, respectively. Above 5% leakage, only six AD plants out the 30 studied would bring benefits for attenuating net GHG emissions compared to the baseline.

Furthermore, we found that our results were highly sensitive to the type of biogas end-use (Figure 13.C). Based again on our sensitivity analysis, we found that, in the French energy context, direct injection of biogas would be far more effective to attenuate net GHG emissions than cogeneration,

even when AD management was optimized (i.e. with 61% heat recovery). On average, direct injection would mitigate GHG emissions by 317 kg CO₂ eq/tC compared to the baseline (i.e. 463 kg CO₂ eq/tC more compared to AD plants under current conditions). This was explained by a fairly large amount of the biogas-derived energy produced being transformed into electricity (39%) by the AD units in our sample. Because electricity is highly decarbonized in France, this leads to low GHG substitution effects. In contrast, substituting natural gas by direct injection would be much more efficient due to the almost four times higher emission factor of natural gas compared to the French electricity.

Similarly, we found that replacing the emission factor of the French electricity by that observed at the EU-27 scale would make AD more efficient than the baseline to achieve low net GHG emissions. In that case, the AD scenario mitigated GHG emissions by 525 kg CO₂ eq/tC compared to the baseline scenario (Figure 13.D).

Finally, we showed that managing all AD plants at the optimum (i.e., with full digestate coverage and lowest digester leakages) would significantly improve AD GHG emissions. While under current conditions, AD did not mitigate GHG emissions compared to the baseline, optimizing practices reversed the trend with almost all plants providing mitigation. Compared to the baseline scenario, AD would achieve net GHG emissions of 475 kg CO₂ eq/tC and 640 kg CO₂ eq/tC in cogeneration and gas-grid injection options, respectively (Figure 13.E).

3 | DOES ANAEROBIC DIGESTION REALLY HELP TO REDUCE GREENHOUSE GAS EMISSIONS? A CASE STUDY BASED ON 30 COGENERATION PLANTS IN FRANCE

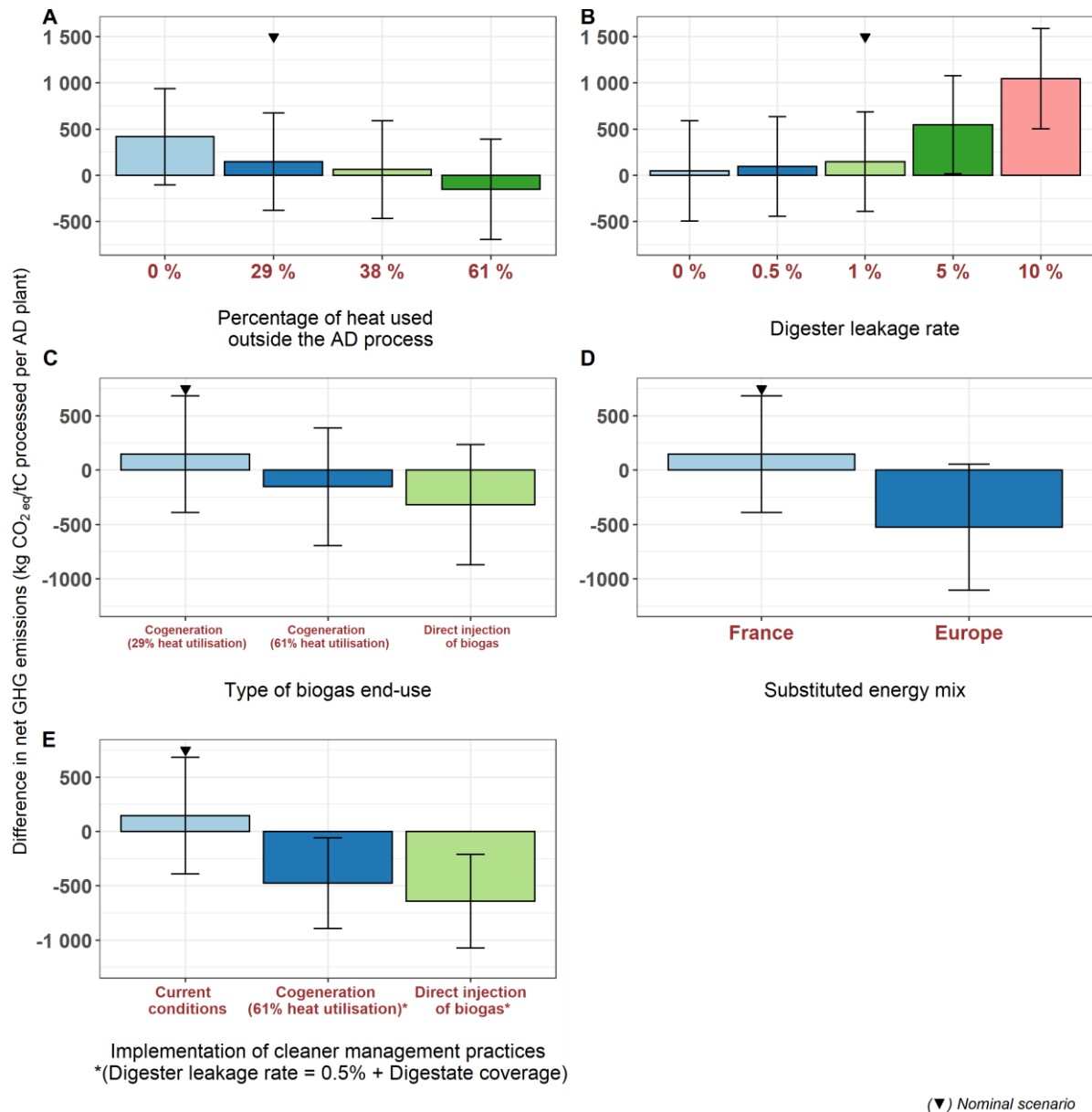


Figure 13 – Sensitivity analysis of the difference in net GHG emissions between the AD vs. the baseline scenario to AD management parameters

3.4 DISCUSSION

To the best of our knowledge, this study is the first to propose a detailed, comprehensive and balanced methodology for evaluating both AD systems and their corresponding baseline in a symmetrical way. In particular, specific attention has been paid to mass conservation for both carbon and nitrogen throughout both scenarios, a basic yet often missing principle for many studies in which fluxes are not reconstructed throughout the system under study. In addition, the fact that

we modelled soil carbon storage in both scenarios helped to estimate and compare negative GHG emissions related to carbon sequestration. Surprisingly, such carbon storage estimation is missing in many studies (Aziz et al., 2019; Bacenetti et al., 2016) whereas accurate estimate of carbon storage is key for disentangling the differences in net GHG emissions of the AD compared to their baseline. Finally, the sample of AD plants we considered, although not very large ($n=30$), is significantly greater than that analyzed in many studies (where it is often lower than 10 plants). Considering a large number of AD plants helped to capture, in this study, the diversity in AD systems (e.g., in terms of substrate type or AD management practices) and their effects on net GHG emissions of AD.

Our results highlighted that, on average in our sample, AD plants do not offer significant GHG mitigation benefits compared to their baseline due to a combination of changes in gross, negative, and avoided emissions. This suggests that AD could serve as an appropriate strategy for enhancing renewable energy production but its benefits for climate mitigation are not obvious. Such a result is in contrast with many studies concluding that AD can mitigate GHG emissions (Bacenetti et al., 2016, 2013; Bacenetti and Fiala, 2015; Bachmaier et al., 2013; Siddiqui et al., 2020). Although this calls for further investigation, it also stresses the need for rigorous assessment of biogas production. This requires, for instance, a thorough definition of the baseline against which biogas production is compared and an accurate estimation of soil carbon storage in the biogas and baseline scenarios. The contrast between our estimates and those reported in the literature about net GHG emissions of AD plants also suggests large variability and context-dependency of relative AD performances, a result that we also found in our study. The large variability of differences in net GHG emissions between the AD and the baseline scenarios that we found is consistent with the few studies that addressed AD performance variability. For instance, highly variable emissions from electricity generation by AD have been reported, with values ranging from - 0.188 to - 1.193 (Bacenetti et al., 2013), - 1.72 to + 0.55 (Bacenetti et al., 2016) or - 1.730 to + 0.821 kg CO_{2 eq}/kWh (Siddiqui et al., 2020). Although part of this variability may come from methodological differences among studies (Bacenetti et al., 2016), differences in AD management are likely to explain this variability in GHG performances. As found in our study, covering digestate during storage (with residual biogas recovery) before soil application is key to attenuate CH₄ emissions, a result already widely reported (Bachmaier et al., 2013; Boulamanti et al., 2013; Buratti et al., 2013; Gopal et al., 2020; Mezzullo et al., 2013; Paolini et al., 2018). Poor use of heat produced by cogeneration has also been reported as a critical factor that attenuates AD climate benefits, mostly by altering the potential for fossil

fuel substitution (Bacenetti et al., 2016; Bacenetti and Fiala, 2015; Bachmaier et al., 2013, 2010; Buratti et al., 2013; Hijazi et al., 2016; Lansche and Müller, 2012; Paolini et al., 2018; Siddiqui et al., 2020). In addition, our results highlighted that AD climate benefits were strongly dependent on the energy mix that the produced energy substitutes. In the case of cogeneration, substituting the produced electricity to electricity with lower environmental profile (e.g., coal- or oil-based electricity) leads to real benefits brought by AD in terms of GHG emissions (Bacenetti and Fiala, 2015; Salvador et al., 2019). Replacing cogeneration by direct biogas injection also appeared as a more efficient way to achieve low GHG emissions for energy production and use in the French energy context. Finally, our study showed that by implementing optimal management to AD plants (i.e. full digestate coverage and drastic reduction in biogas leakage) could lead to significant opportunities to improve net GHG emissions of anaerobic digestion.

Our study has implications for improving the environmental sustainability of biomass-based energy production. It highlights that to be effective in terms of GHG mitigation, AD must be carefully conducted. The findings of this study provide key levers for policy makers to improve the environmental sustainability of biogas production by encouraging direct biogas injection, efficient heat recovery, careful attention to digester leakages, and proper handling of digestate. Our study has also methodological implications regarding the assessment of GHG emissions of AD systems. It highlights the need for careful assessment of AD based on a rigorous definition of the baseline against which AD climate mitigation performances are compared and based on proper accounting for carbon storage and nitrogen restitution to soils. In this perspective, this study provides a detailed evaluation methodology that can be used for future assessments of comparable AD systems.

Finally, although we did our best to design rigorous and consistent estimation methods, our study remains with some limitations. First, GHG emissions related to the construction of the AD unit were not taken into account. Although constructing AD plants may lead to GHG emissions by using materials and energy, several authors have reported that those emissions are not significant (Bacenetti et al., 2013; Bacenetti and Fiala, 2015; Siddiqui et al., 2020) and accounting for them would not change the conclusions of our study. Second, although we simulated organic carbon stabilization in soils, further work is needed to estimate the long-term impact of the mineralization of stabilized soil organic carbon stocks. In particular, the lower soil carbon storage identified in the AD scenario contrasts with various empirical studies (Béghin-Tanneau et al., 2019; Chen et al., 2012; Thomsen et al., 2013). Although we used the most up-to-date parameterizations for the

biomass-specific isohumic coefficients (Clivot et al., 2019; Levavasseur et al., 2020), inherent uncertainties related to soil carbon dynamics and storage remain in our study, with likely consequences on estimated net GHG emissions. Further studies are needed to assess into greater details how such carbon sequestration may vary following digestate applications to soils, in order to derive more accurate assessment of AD potential climate benefits. Third, soil carbon storage is finite in time, unlike fossil energy substitution, a difference in timing of negative vs. avoided CO₂ emissions that was not considered in our study. Accounting for such difference in timing would have required additional assumptions on soil types, site history and modelling timeframe that would have made our study significantly more complex. Fourth, we did not take into account the interactions between the carbon and nitrogen cycles in soils. The more carbon is stored in soil organic matter, the more nitrogen is also stored, which in the short term reduces the amount of N available for plant nutrition. We assumed that considering this would not have significantly affected our results. Also, we did not consider differences in plant-available N in raw substrates vs. their corresponding digestates. We assumed that in both cases N was fully substituted to the equivalent amount of nitrogen provided by fertilizer. Although the fertilizing effect of digestates is widely documented (Barbosa et al., 2014; Greenberg et al., 2019; Möller, 2015; Nkoa, 2014), the often reported higher plant-available N in digestate (Riva et al., 2016) remains poorly quantified (Brockmann et al., 2018). Accounting for the higher plant-available N in digestates would result in greater substitution effects to mineral nitrogen fertilizers for the AD scenario, thus improving its net GHG emissions compared to the baseline in the short-term. However, because we considered our sampled AD at steady-state, we assumed that the nitrogen not immediately available from raw biomass could be released in the long term through biomass mineralization, thus providing the same amount of nitrogen to the soil. Again, additional investigations are required to explore how differences in N availability in raw substrates vs. corresponding digestates could affect net GHG emissions of AD. Fifth, the assumption of full substitution of produced renewable energies to fossil energy is disputed in the literature. Data on energy consumption patterns show that these bio-energies are actually added rather than substituted to fossil fuels (Marques et al., 2018; York and Bell, 2019). Finally, our analysis remained focused on France, a country with specific electricity mix as mentioned before. Note however that our sensitivity analysis helped to override this limitation by simulating the 30 units in the European energy context.

3.5 CONCLUSION

This thorough assessment of net GHG emissions of AD plants in comparison to a well-defined baseline showed that, on average, the considered 30 AD plants did not provide additional benefits for attenuating GHG emissions compared to their baseline. Substitution effects of fossil fuels by biogas were limited and offset by lower carbon storage in soils. However, the difference in net GHG emissions of AD compared to the baseline remained highly variable. It mostly depended on soil carbon storage efficiency in the baseline, differences in technical management of anaerobic digesters (CH₄ leakage, type of biogas end-use, heat recovery rate, digestate handling) and on the energy context in which AD plants are embedded. Our results also demonstrated the importance of careful assessment of the baseline and of proper accounting for carbon storage and nitrogen supply to soils. This study provides a reproducible methodology for AD plants evaluation and key information to make AD deployment more efficient for climate change mitigation.

Conflicts of interest

The authors declare no competing interests.

Acknowledgment

We would like to warmly thank the French Permanent Assembly of Chambers of Agriculture and in particular Pierre Quideau and Leonard Jarrige for extracting the survey data that formed the basis of this study. We are grateful to Lynda Aissani, Doris Brockmann and Antoine Esnouf who provided additional information from their publications. We would also like to thank Florent Levavasseur for his help in using the AMG soil carbon model. This work was supported by the French Environment and Energy Management Agency (ADEME) and Bordeaux Sciences Agro (Univ. Bordeaux).

Credit Author Statement

Nicolas Malet: Conceptualization, Methodology, Data Curation, Software, Formal analysis, Writing - Original Draft, Writing - Review & Editing, Visualization

Sylvain Pellerin: Funding acquisition, Project administration, Conceptualization, Methodology, Writing - Review & Editing, Supervision

Romain Girault: Software, Writing - Review & Editing

3 | DOES ANAEROBIC DIGESTION REALLY HELP TO REDUCE GREENHOUSE GAS EMISSIONS?
A CASE STUDY BASED ON 30 COGENERATION PLANTS IN FRANCE

Thomas Nesme: Funding acquisition, Project administration, Conceptualization, Methodology,
Writing - Review & Editing, Supervision

4 AGRICULTURAL BIOMETHANE PRODUCTION IN FRANCE: A SPATIALLY EXPLICIT ESTIMATE

Nicolas Malet, Sylvain Pellerin, Thomas Nesme.

En cours de soumission dans **Renewable and Sustainable Energy Reviews**.

Dans le chapitre précédent, nous avons démontré qu'en moyenne, dans le contexte énergétique français, les 30 unités de méthanisation enquêtées n'apportent pas d'avantages significatifs en matière d'atténuation des GES. C'est en partie attribuable au fait que la substitution des énergies fossiles est contrebalancée par un stockage de carbone plus faible dans les sols par rapport à l'enfouissement des biomasses non digérées au sol. Cependant, le bénéfice climatique de ces unités peut grandement s'améliorer en mettant en place des pratiques de gestion des méthaniseurs adéquates (i.e. couverture des digestats et récupération du biométhane résiduel, minimisation du taux de fuite, valorisation maximale de la chaleur, choix préférentiel de l'injection dans le contexte énergétique français). Avant d'évaluer les émissions nettes de GES d'un scénario de développement massif de la méthanisation en France des biomasses agricoles comparé à leur restitution au sol, nous allons estimer le potentiel de production de biogaz permis par ces gisements (Question 2 de la thèse). Dans ce chapitre, nous avons simulé de façon spatialement explicite le potentiel de production de biométhane en France à une résolution spatiale fine (canton) à partir de la biomasse agricole (effluents d'élevage, résidus de culture, plantes de couverture) et des boues d'épuration. Pour ce faire, nous avons utilisé le modèle créé dans le chapitre précédent en considérant seulement la production d'énergie et les pertes de CH₄ tout au long du procédé. Par ailleurs, nous avons mis en place une démarche d'optimisation de la quantité de chaque substrat utilisée dans chaque canton pour maximiser la production de biométhane, tout en respectant des contraintes liées au procédé de méthanisation (taux de MS et ratio C/N du mix de substrat traité).

Abstract

Biomethane production by anaerobic digestion can significantly contribute to the decarbonation and defossilisation of the European energy mix. Although previous estimates have been provided about biomethane potential production in several European countries, they suffer from coarse evaluation of substrate availability and lack of spatial resolution. This paper provides a spatially explicit assessment of the potential for biomethane production in France at a fine spatial resolution (NUTS4 region) from agricultural biomass (livestock manure, crop residues, and cover-crops) and sewage sludge. This assessment relied on (i) fine estimation of substrate availability, particularly for cover-crop production by combining a crop model with spatially explicit soil and climate databases; (ii) the use of an anaerobic digestion model that predicts biomethane production from agricultural biomass; and (iii) a procedure for optimizing biomethane production while respecting stoichiometric constraints of substrate mix. We found a significant potential for annual biomethane production of 64.1 TWh, mainly from cattle manure, a value that could rise up to 108.7 TWh through the generalization of cover-crops within arable cropping systems. Our results also highlighted the importance of detailed substrate availability data to account for their large spatial variations. Accordingly, we showed that biomethane production was highly variable across the French regions and that crop residues could only partly be used for anaerobic digestion – especially in arable regions – because they lead to excessively dry substrate mix. This study helped to identify the most suitable regions for biomethane production and to provide accurate estimates for biomethane development in France.

Keywords: *Biomass resource, Biomethane production, Anaerobic digestion, Spatial distribution, France*

4.1 INTRODUCTION

The European Union has set ambitious objectives for achieving continental carbon neutrality by 2050 through the European Green Deal (European Commission, 2019). Several European countries such as France have also adopted this objective by law (Ministry for ecological and solidary transition, 2020). Accordingly, the Energy and Climate Law (French Republic, 2019) has set ambitious targets for dividing by six greenhouse gas (GHG) emissions by 2050 compared to 1990, and for decreasing final energy and fossil fuel use by 40% by 2030 compared to 2012. To do so, the share of renewable energy in final consumption is expected to reach at least 33% by 2030. Making better use of agricultural biomass is instrumental in sustaining renewable energy production. This is especially true for biomethane production by anaerobic digestion, a process that produces renewable methane through the degradation of biomass in anaerobic conditions from different types of substrates (livestock manures, crop residues, energy crops, agro-industrial waste, municipal waste, etc.). Anaerobic digestion plants can either provide heat and electricity through cogeneration unit (CHP plants) or inject purified biomethane into gas grid.

Several studies have quantified the potential for agricultural biomethane production at the national scale of France, with values ranging from 76 to 148 TWh per year (ADEME et al., 2018; Couturier et al., 2016; Mourjane and Fosse, 2021; Négawatt Association, 2021; WWF France, 2022). However, these estimates have been obtained at rather coarse spatial scales (NUTS 2 or NUTS 3 European Union subdivisions as defined in Eurostat (2021)) which does not account for soil and climate variability, spatial heterogeneity in substrate availability and distance limitations for their collect and use. In addition, while all the above-mentioned studies have identified key contribution from cover-crop biomass for biomethane production, none of them has provided detailed estimates of this biomass by accounting for soils, climates and cropping management. Moreover, these estimates did not take into account constraints related to the anaerobic digestion process on the substrate mixture composition (dry matter content, carbon to nitrogen ratio) which are likely to limit biogas production. Finally, most of these studies have evaluated the biomethane production that could be achieved by 2050 by assuming that drastic changes in consumption habits would occur to make biomethane production more feasible (e.g., sharp decrease in meat consumption and related increase in feed biomass surplus), sometimes based on coarse assumptions. None of them focused on assessing the achievable biomethane production under the current conditions.

This work address those important knowledge gaps by using a spatially explicit approach based on detailed estimates of substrate availability at the national scale of France. More precisely, we performed a spatially explicit assessment of biomethane production potential in France based on current substrate availability (manure, crop residues, sewage sludges), agronomic modelling of cover-crop biomass production, and anaerobic digestion modelling. The simulations were performed using a resource-focused approach at the finest spatial resolution for which data were available (NUTS4 sub-national region of 148 km² on average). The latter made it possible to account for the spatial distribution of substrates throughout the country. We paid specific attention to cover-crop biomass estimates by simulating their production thanks to a crop model that accounted for soils, climates and cropping systems in which they are grown, as well as to stoichiometric constraints in substrate mix.

4.2 MATERIALS AND METHODS

The overall study was based on simulating biomethane production from agricultural biomass as animal manure, crop residues, and cover-crops, as well as sewage sludge. The simulations were performed for metropolitan France at the NUTS4 (canton) scale, assuming one anaerobic digestion plant per canton. We detail hereafter the substrates we considered, how their spatial availability has been estimated and how biomethane production has been modelled. We implemented an optimization approach for biomethane production in each canton, by setting anaerobic digestion biochemical constraints on substrate mixtures. The predominant substrate per canton is presented in Figure 27 (see Supplementary Information, section 7.2 of this manuscript).

4.2.1 Data collection and calculation of substrate supply

4.2.1.1 Manure

In this work, we considered livestock manure (as solid manure, liquid slurry or poultry droppings) from cattle, goats, equines, sheep, pigs, and poultry. The data were extracted from the ELBA database developed at the NUTS4 scale in France (Marsac et al., 2018). ELBA made use of statistical data from agricultural census on both animal numbers and yield production levels, combined with data about their manure production and handling. We considered the gross amount of manure that is usable on farms – after accounting for losses during handling and storage – for a

total of 23.6 million tons DM nationwide (see details by species and manure type in Figure 14.A and their spatial distribution in Figure 14.B). Note that most livestock manure came from cattle manure, by accounting for $\sim 3/4$ of the total manure amount, and was located in Western France. Manure deposited during grazing was not considered.

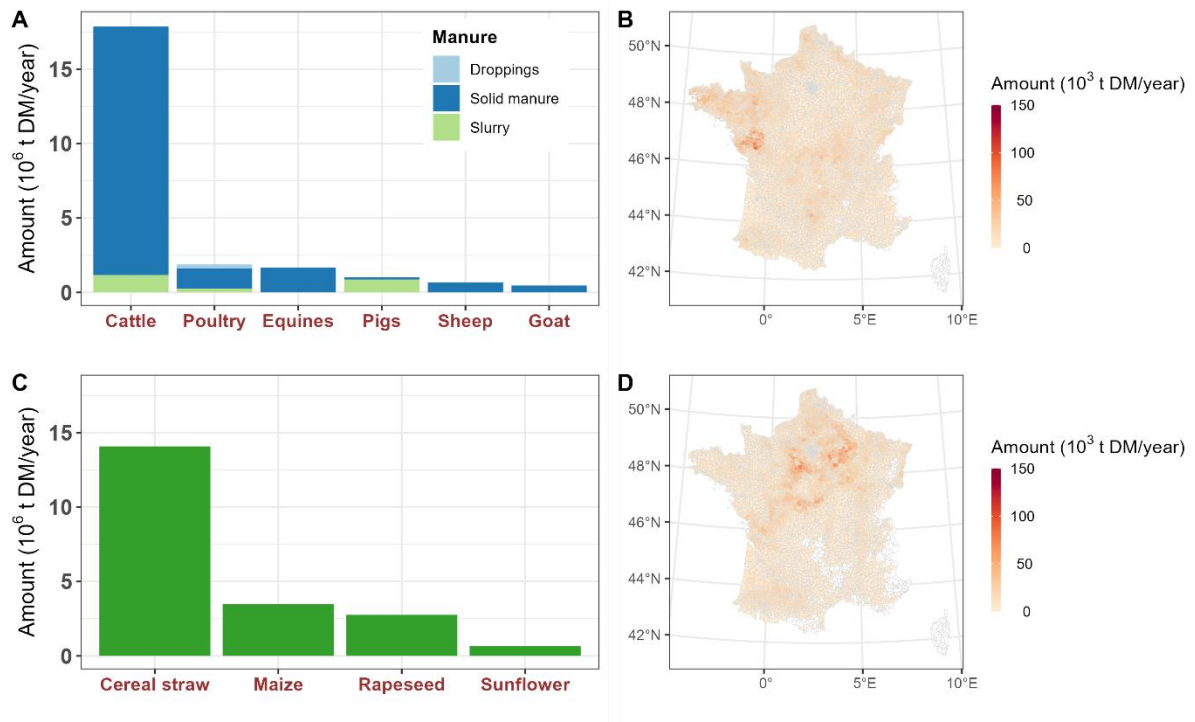


Figure 14 – Total amounts (panels A & C) and spatial distribution (panels B & D) of livestock manure (panels A & B) and crop residue (panels C & D) substrate availability at the national scale of France from the ELBA database

4.2.1.2 Crop residues

We considered crop residues from straw cereals, grain maize, rapeseed and sunflower – representing 71% of the French agricultural area under annual crops – by extracting the corresponding data from the ELBA database, accounting for losses during harvest and handling. The data were corrected by the amount of straw required for animal bedding, also derived from the ELBA database. The crop residue biomass amounted to 21.0 million tons DM from which $\sim 2/3$ came from cereal straws, as shown in Figure 14.C. Most crop residues were located within the Parisian basin (Figure 14.D).

4.2.1.3 Cover-crops

We considered the biomass provided by cover-crops – that are cultivated between two main cash crops for a few months only – by accounting for their harvestable above-ground biomass (i.e. 65% of the above-ground biomass, Brisson et al. (2009)). Although often buried in soils, cover-crops may also be harvested for bio-energy production. In this study, cover-crop biomass estimates were based on simulations performed by Launay et al. (2021). The latter was based on a high spatial resolution modelling approach using the soil-crop STICS model (Brisson et al., 2003) combined with statistical databases on current cropping systems in France thus accounting for the main factors controlling biomass production by cover-crops such as growing period duration, temperature, radiation, and water availability. The data from Launay et al. (2021) were provided at the resolution of spatial units combining cropping sequences, soil types and climate (average area = 17.72 km²), and were therefore aggregated at the canton scale in our study.

We considered two options for cover-crop (CC) biomass. In the first one (hereafter “Regulatory CC” option), cover-crops were simulated only where they are mandatory, i.e. in cropping systems located in nitrate vulnerable zones according to the European Nitrate Directive. This option is supposed to reflect the current cover-crop biomass production. In the second one (hereafter “Generalized CC”), cover-crops were simulated by maximizing their spatial and temporal extent, i.e. by considering that cover-crops could be cultivated in any cropping systems as long as a minimum duration of 2 months exist between two main cash crops. Note that cover-crop species would be shifted from white mustard and Italian ray-grass in the “Regulatory CC” option to Italian ray-grass, vetch and fababeans in the “Generalized CC” option based on agronomic feasibility considerations (see details in Launay et al. (2021)). In each of those options, the amount of all other substrate categories (i.e. manure, crop residues and sewage sludge) were considered unchanged and were added to cover-crop biomass.

Cover-crop biomass amounted to 2.0 and 12.1 million tons DM, in the “Regulatory CC” and “Generalized CC” options, respectively (Figure 15A). The generalization of cover-crop production thus allowed a six-fold increase in their biomass production. Most cover-crop production is located in the Northern half of France, especially within the Parisian basin (Figure 15B & C).

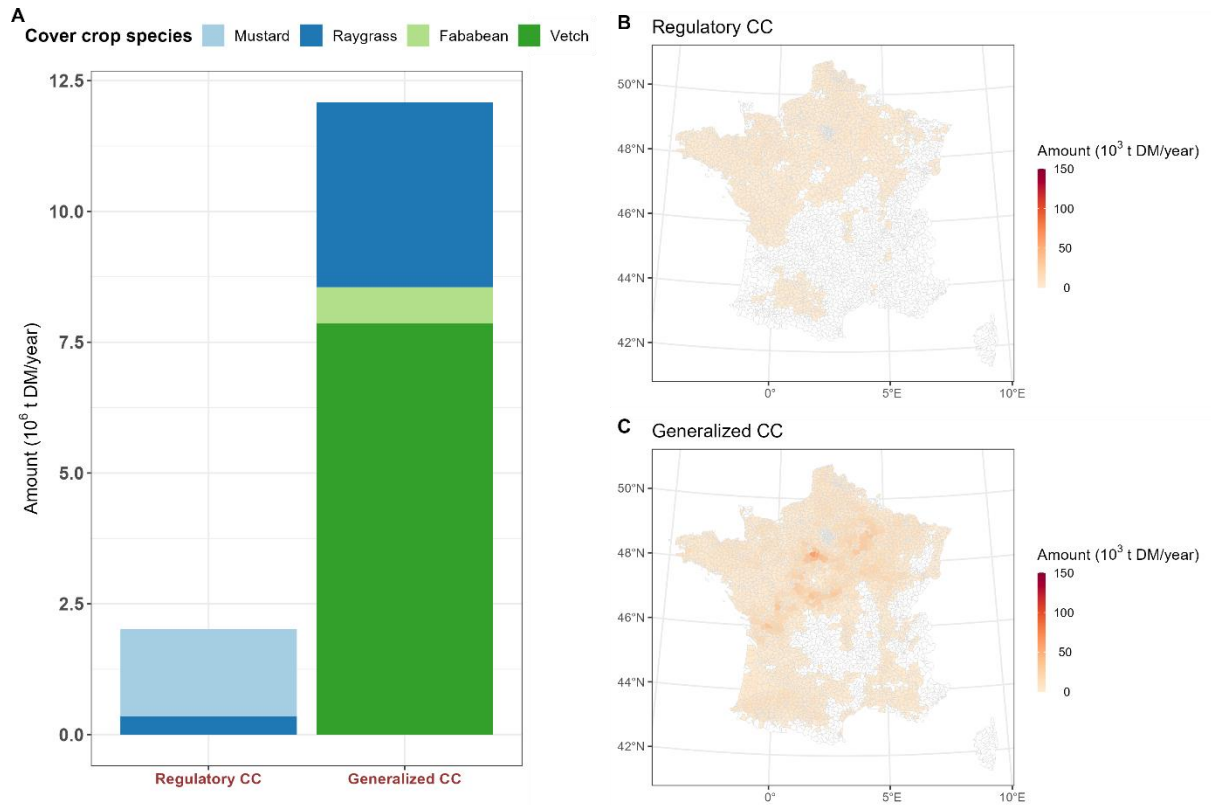


Figure 15 – Total amounts (panel A) and spatial distribution (panels B & D) of cover-crop biomass production by crop species at the national scale of France, according to the “Regulatory CC” and “Generalized CC” options, as derived from Launay et al. (2021)

4.2.1.4 Sewage sludge

Finally, we considered sewage sludge resulting from wastewater treatment as substrate for biomethane production. Data on sewage sludge production were extracted from the urban wastewater database of the French Ministry of Ecological Transition (available at <https://www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr/>). The annual sludge production in tons DM was extracted for each wastewater treatment plant for year 2020 and the data were then aggregated at the canton scale by spatial intersection. This substrate resource amounted to 1.0 million tons DM, and their spatial distribution was homogenous across France (Figure 28 in Supplementary Information, section 7.2 of this manuscript).

4.2.2 Biomethane production estimate

Biomethane production was simulated for each NUTS 4 region using SYS-Metha, a robust anaerobic digestion model that has been evaluated in a large range of contexts (Bareha et al., 2021). Based on substrate mix and by assuming additive properties, SYS-Metha predicts the amount of biomethane and digestate produced as well as their composition – based on a conservation of carbon and nitrogen mass throughout the entire process – with fairly good predictive performances (Bareha et al., 2021; Malet et al., 2022). SYS-Metha has been modified to simulate CH₄ losses occurring along the anaerobic digestion process (as storage emissions, fugitive losses, flared biogas) and CH₄ consumption during grid injection, since these amounts were not recoverable as usable biomethane. Because biomethane may follow different end-uses and may be directly injected into gas grid or be cogenerated to produce both electricity and heat, we implemented a module to simulate various biomethane end-uses through conversion efficiencies produced biomethane.

For each canton, the net biomethane production was defined as the amount of biomethane that could effectively be recovered after losses, as represented in Equation 1:

(Equation 1)

$$\text{Net CH}_4 \text{ production potential}_{\text{Canton}} = \sum_{\text{Substrate}} (\text{Gross CH}_4 \text{ production}_{\text{Substrate, Canton}}) - \text{CH}_4 \text{ process losses}_{\text{Canton}} - \text{CH}_4 \text{ selfconsumed}_{\text{Canton}}$$

With gross CH₄ production_{Substrate, Canton}, CH₄ process losses_{Canton} and CH₄ self-consumed_{Canton} represent the amount of biomethane produced in the digester (Equation 2), the biomethane losses (as digester leakages, flaring system, as well as purification and injection in case of direct biomethane injection into gas grid) (Equation 4), and the share of biomethane consumed to heat the digester, by substrate and by canton. All variables were expressed in normalized cubic meter (Nm³) of biomethane.

Biomethane gross production was calculated based on substrate mass and biomethane production potential, assuming that part of the methanogenic potential was lost during substrate storage (Equation 2).

(Equation 2)

$$\text{Gross CH}_4 \text{ production potential}_{\text{Substrate, Canton}} = [\text{DM}_{\text{Substrate, Canton}} \times \text{BMP}_{\text{Substrate}} \times \text{BMP rate achieved}_{\text{Substrate}}] - \text{CH}_4 \text{ storage emission}_{\text{Substrate, Canton}}$$

Where $DM_{\text{Substrate, Canton}}$ is the substrate dry matter mass for each canton (in ton), $BMP_{\text{Substrate}}$ is the biochemical methane potential (BMP, in $Nm^3 CH_4/\text{ton DM}$), $BMP_{\text{rate achieved Substrate}}$ (in %) is an adjustment factor of the BMP according to substrate characteristics (BMP, total solids and carbon contents) and hydraulic retention time, and $CH_4 \text{ storage emissions}_{\text{Substrate, Canton}}$ (in $Nm^3 CH_4$) is the amount of CH_4 previously emitted during manure storage, and therefore not recoverable in the digester (Equation 3). $DM_{\text{Substrate, canton}}$ data were extracted from the databases presented in Section 4.2.1 while the BMP data were extracted from the SYS-Metha substrate database. The hydraulic retention time was set at 60 days.

(Equation 3)

$$CH_4 \text{ storage emission}_{\text{Substrate, Canton}} = DM_{\text{Substrate, Canton}} \times BMP_{\text{Substrate}} \times \text{Storage } CH_4 \text{ emission factor}_{\text{Manure form}} \times \frac{8}{180}$$

Where $DM_{\text{Substrate, Canton}}$ is the substrate dry matter mass for each canton (in ton), $BMP_{\text{Substrate}}$ is the biochemical methane potential (BMP, in $Nm^3 CH_4/\text{ton DM}$). Storage CH_4 emission factor_{Manure form} is the fraction of BMP that is emitted during livestock manure storage (in %). CH_4 losses during manure storage were estimated at 4 and 37% of their BMP for solid manures and liquid manures, respectively (IPCC, 2019b). Manure were considered to be stored for 8 days before anaerobic digestion (Vargas-Gonzalez et al., 2015) and their CH_4 losses were linearly rescaled to this 8 days duration compared to the 180 days data provided in the literature (Esnouf et al., 2021). Biomethane losses from other substrates were not considered as they were negligible.

Fugitive biomethane losses may occur from the digester, during purification and injection (in case of direct biomethane injection into gas grid), and a fraction of the biogas may be flared, as represented in Equation 4.

(Equation 4)

$$CH_4 \text{ process losses}_{\text{Canton}} = \text{Digester } CH_4 \text{ emissions}_{\text{Canton}} + CH_4 \text{ flared}_{\text{Canton}} + \text{Purification } CH_4 \text{ emissions}_{\text{Canton}} + \text{Injection } CH_4 \text{ emissions}_{\text{Canton}}$$

Losses from the digester ($\text{Digester } CH_4 \text{ emissions}_{\text{Canton}}$) were assumed to be 1% of the produced biomethane (IPCC, 2019b). $CH_4 \text{ flared}_{\text{Canton}}$ represented the fraction of flared biomethane during plant maintenance or dysfunction, assumed to be 5.9% of biomethane production (Vargas-Gonzalez et al., 2015). In case of direct biomethane injection into gas grid, we considered that emissions occurred during biogas purification ($\text{Purification } CH_4 \text{ emissions}_{\text{Canton}}$) were equivalent to 2% of the biomethane production (after fugitive digester losses and flaring) and that biomethane

injection losses ($\text{Injection CH}_4 \text{ emissions}_{\text{Canton}}$) amounted to 0.1% of the produced and purified biomethane (Vargas-Gonzalez et al., 2015). All these variables were expressed in $\text{Nm}^3 \text{CH}_4$.

Finally, biomethane self-consumption to heat the digester was set at 5.3% of the purified production when biomethane is grid injected (AREC Nouvelle-Aquitaine, 2020).

Biomethane production was expressed in TWh higher heating value (HHV) considering a lower heating value (LHV) of 9.7 kWh/Nm^3 (Barcha et al., 2021) and a HHV/LHV ratio of 1.109 (Staffell, 2011). Finally, we assumed that cogeneration of electricity and heat from biomethane achieved a 39% electrical efficiency (Malet et al., 2022) and a 50% heat efficiency (ADEME, 2016), and that heat recovery for uses other than digester heating achieved a 61% rate (ADEME et al., 2019).

4.2.3 Biomethane production optimization

Substrate mix dry matter and carbon to nitrogen ratio (C/N) are two key criteria that control anaerobic digestion feasibility (Adekunle and Okolie, 2015; Laiq Ur Rehman et al., 2019; Weiland, 2009). We assumed a 30% maximum DM content and a maximum C/N ratio of 30 for each substrate mixture. Because of these stoichiometric constraints, some of the technically available substrate amounts could not be processed as they would lead to a mixture with too high DM or C/N ratio. Therefore, in order to determine the optimal amounts of each substrate to be digested in each canton, we implemented a linear optimization model to maximize biomethane production while fulfilling these stoichiometric constraints. Hereafter, biomethane production estimates were provided by considering the application of these constraints.

4.3 RESULTS

4.3.1 A significant potential for energy production that can be greatly improved through the generalization of cover-crops

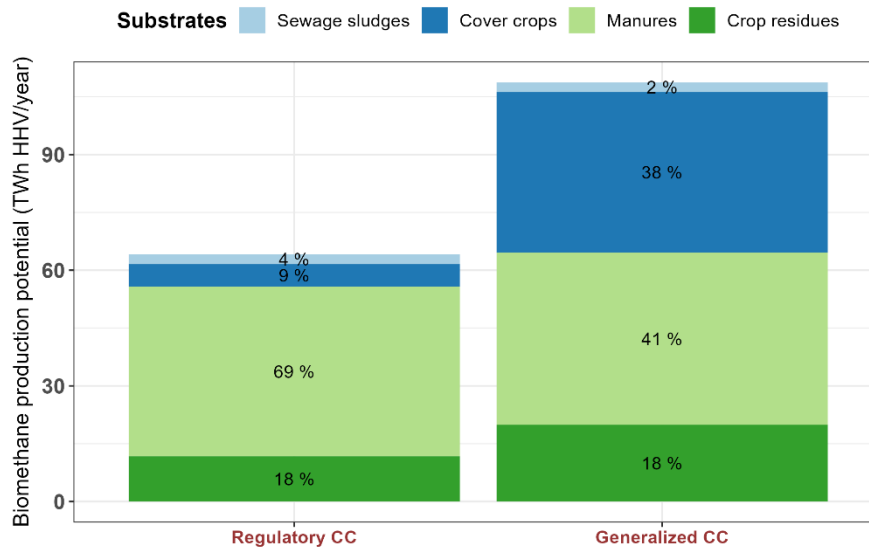


Figure 16 – Biomethane production potential for each substrate category with or without cover-crop generalization

Accounting for the C/N ratio and DM substrate mix constraints, the potential for biomethane production was estimated to be 64.1 TWh across the whole France, under the “Regulatory CC” option (Figure 16). Livestock manures made the bulk of this potential – with contribution of 69% – while sewage sludge contributed only to 4%. Cattle, poultry and equine manure accounted for 76, 9 and 6% of the manure-derived biomethane, respectively (see Table 10 in Supplementary Information, section 7.2 of this manuscript). Accounting for the losses and energy consumption specific to the transformation of biogas into end-use energy, this annual production of 64.1 TWh in the “Regulatory CC” option would translate into 59.4 TWh injection into gas grid. Such amount would represent 12% of natural gas consumption in France, considering an annual consumption of 498 TWh (INSEE, 2020). If cogenerated, this biomethane production would translate into 25.0 TWh of electricity and 19.6 TWh of heat annually, representing respectively 5% and 44% of the annual national consumption (considering a 468 TWh and 44 TWh annual consumption of electricity and heat (Ministry of Ecological Transition, 2021; RTE, 2022)).

While biomethane production from cover-crops was limited in the “Regulatory CC” option (with only 9% of the total production potential), the generalization of cover-crops within French cropping systems would greatly increase biomethane production by 70%, up to 108.7 TWh/year (Figure 16). This much higher biomethane production was due to both an increase in cover-crop biomass (mostly from ray-grass and vetch, Figure 15) and to a lesser extent to a higher methanogenic potential of these species. Interestingly, we found that the increase in cover-crop biomass allowed to digest more crop residues in mixture thanks to a sort of dilution of C/N ratio and DM content: while biomethane production from crop residues was only 11.8 TWh in the “Regulatory CC” option, this value increase to 19.9 TWh in the “Regulatory CC” option. Accordingly, cover-crop generalization would strongly increase the amount of end-use energy, with injection reaching up to 100.8 TWh of biomethane – representing 20% of national gas consumption – while cogeneration would deliver up to 42.4 TWh of electricity and 33.2 TWh of heat annually (representing 9 and 75% of the national consumption, respectively).

Note that the biomethane production potential would have been significantly higher without accounting for the stoichiometric constraints related to anaerobic digestion process (see Figure 29 in Supplementary Information, section 7.2 of this manuscript). Biomethane production would have been overestimated by 67 and 32% in the “Regulatory CC” and “Generalized CC” options, respectively, leading to a total production of 107.3 and 143.1 TWh/year. Most of this overestimation would have been due to the amount of crop residue used for anaerobic digestion due to their poor biochemical characteristics. Considering stoichiometric constraints, only 24% of crop residue biomass could be used in the “Regulatory CC” option while 40% could be in the “Generalized CC” option.

4.3.2 Strong spatial structure of biomethane production

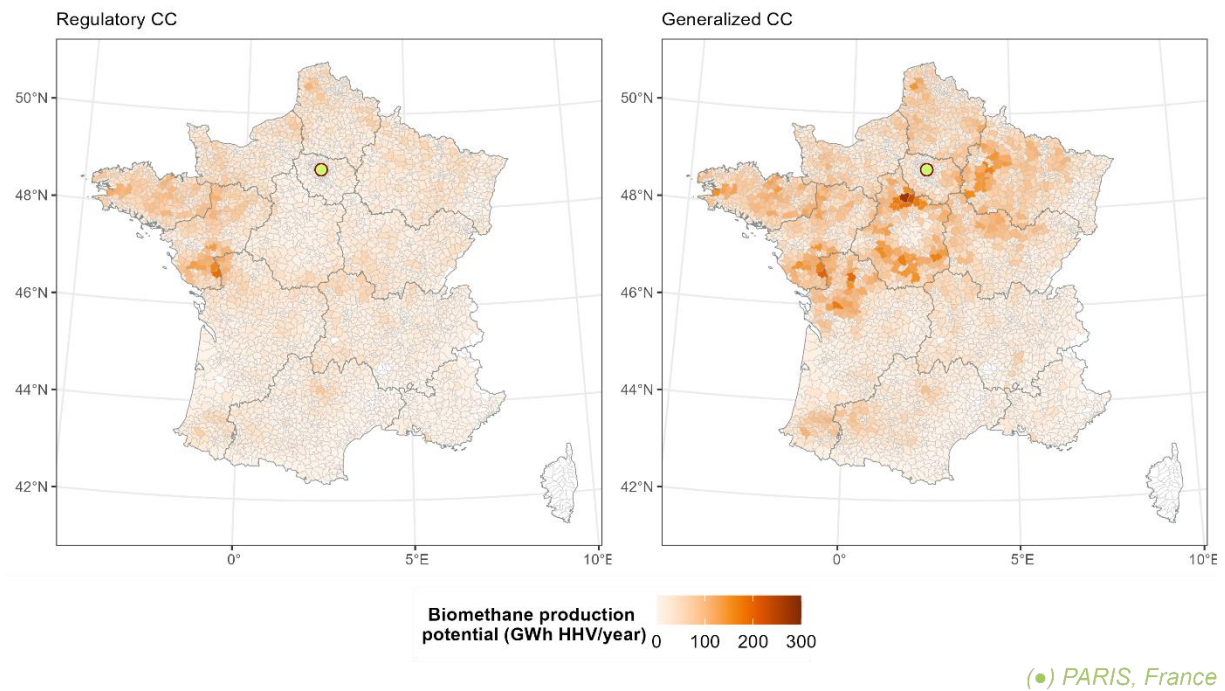


Figure 17 – Spatial distribution of biomethane production by canton

Our results showed that annual biomethane potential varied greatly among the French NUTS 4 regions, with values ranging between 0 and 187 GWh biomethane/canton in the “Regulatory CC” option (Figure 17). Biomethane production was the highest in regions specialized in livestock production of western France – and therefore with large amounts of animal manure available for anaerobic digestion. Taken together, these regions contribute to 50% of the national biomethane production potential. In contrast, the regions located in the Centre, Northeast and Southeast of France contributed little to the biomethane production.

Interestingly, our results showed that the generalization of cover-crops would dramatically change the spatial pattern of biomethane production. In addition to the livestock-oriented regions, large contribution to biomethane production would be provided by the cereal-oriented regions of the Parisian basin. Taken together, these cereal regions would account for 64% of the increase in biomethane production thanks to their large potential for cover-cropping. As a result, they would exhibit the highest potential for biomethane production in France. Interestingly, cover-crops would not only increase biomethane production by increased availability of their biomass, but also by

higher mobilization of crop residues in cereal-oriented regions. Nevertheless, a significant potential for biomethane production – mostly from crop residues – would remain untapped in these farming systems (see Figure 30 in Supplementary Information, section 7.2 of this manuscript).

4.4 DISCUSSION

This study provides a detailed assessment of the potential for biomethane production in France and its spatial distribution. Compared to previous studies, the spatial basis of our analysis helped to go one step further and to account for the large spatial heterogeneity in substrates availability. To the best of our knowledge, this is the first study that assessed agricultural biomethane production of a whole nation at such a fine spatial resolution. Specifically, the study was based on accurate estimation of the potential for biomass production through cover-crops by accounting for both agricultural practices and the soil and climate contexts. Such a high resolution mapping helped to capture the large spatial variability in biomethane production – a key result for guiding investment in anaerobic digestion plants – but also to get accurate estimates of the context-dependent substrate availability throughout the country.

Our study showed a substantial potential of 64.1 TWh/year for biomethane production in France under the “Regulatory CC” option that could rise up to 108.7 TWh/year under the “Generalized CC” option. These values are in line with previous estimates for France, which have estimated it between 76 and 148 TWh/year (ADEME et al., 2018; Couturier et al., 2016; Mourjane and Fosse, 2021; NégaWatt Association, 2021; WWF France, 2022). However, such studies are focusing on 2050 time horizon by assuming profound – and sometimes unrealistic – changes in food demand and agricultural systems that would be needed to achieve high levels of biomethane production. Although we considered similar types of biomass (i.e., livestock manure, crop residues, cover-crops), these studies also considered the grass surplus that could be digested without competing with animal feed (between 10 and 30 TWh depending on the study), often by assuming drastic decrease in ruminant animals. A few of them also included bio-waste which would represent 5 to 10 TWh (Couturier et al., 2016; NégaWatt Association, 2021; WWF France, 2022).

More specifically, we provided a biomethane production from animal manure (45.1 TWh/year) in line with the 42.6 TWh/year estimated for France by Scarlat et al. (2018) who have assessed the potential of biomethane production in Europe from manure. However, our estimate is significantly

higher than that proposed in the literature for year 2050, with values ranging from 15 (WWF France, 2022) to 30 TWh (NégaWatt Association, 2021). These differences can be explained by two opposite factors related to (i) the fact that those studies considered that only 60 to 90% of animal manure could be used, whereas we assumed that the entire amount of manure could be digested, and to (ii) strong reduction in livestock herds projected for year 2050 in these studies.

Our estimates of biomethane production from crop residues (11.7 to 19.9 TWh/year depending on the cover-crop biomass option) are in line with the 11-31 TWh values provided by other studies for the 2050 time horizon (ADEME et al., 2018; Mourjane and Fosse, 2021). Note however that the methodology related to these estimates differ again on two opposite points whose effects are likely to offset each other. First, these studies considered that only 20-30% of the crop residues biomass was available for biogas production based on agronomic considerations (i.e. preservation of soil fertility), whereas we assumed that the whole resource was available in our study. Second, in our study, we only used a fraction of crop residues biomass due to stoichiometric constraints (24 to 40% depending on the cover-crop biomass option). Although our results are difficult to compare, differences in amounts with other studies may also be due to the inclusion of additional crop species, modification of crop rotations in line with food consumption changes, and reduction of residue used for livestock bedding.

Finally, our estimates of biomethane production from cover-crops (41.7 TWh/year in the “Generalized CC” option) are similar to the 27-51 TWh/year reported in the literature (ADEME et al., 2018; Mourjane and Fosse, 2021). Note however that most previous studies considered that only 33-51% of cover-crop biomass could be used for biomethane production in contrast to 100% in our work. In other words, the cover-crop biomass they predicted for 2050 was significantly higher than the amount we estimated under current conditions. Although none of these studies clearly stated this assumption, this large difference could be explained by the fact that they considered fertilized and irrigated cover-crops, whereas this was not the case in our study. Also, none of those studies explicitly simulated cover-crop production based on a crop model and/or by accounting for soil and climate conditions, in contrast to our study. Their cover-crop estimates were therefore based on coarser assumptions than those used in this study.

Furthermore, our study highlighted that the potential for biomethane production was highly variable in space as identified by Scarlat et al. (2018) for livestock manure and Monforti et al. (2013) for crop residues. This reflects the large specialization of agricultural systems in livestock or arable production across French sub-regions (Nesme et al., 2015). Our results also showed that biomethane production estimates were strongly dependent on stoichiometric constraints related to the substrate mixtures, as already identified by Einarsson and Persson (2017). Coupled with our

spatially explicit approach (considering the local amount and composition of substrates), the optimization procedure we implemented allowed to identify that regions with high crop residue availability could digest only a limited fraction of this biomass. In these regions, the expansion of cover-crops would be strongly needed to alleviate the stoichiometric constraints related to substrate mix.

Our study has implications for the development of the biomethane sector. Our results showed that the estimated biomethane potential could represent a substantial share of the French energy consumption, provided that massive and rapid development of anaerobic digestion is achieved. More specifically, increased mobilization of agricultural biomass and widespread cover-cropping throughout French arable systems would be needed to make this potential reachable. This study helps to overcome those challenges by guiding public and private investments, extension and farmers' education in regions with the highest biomethane production potential.

Although we did our best to estimate the national biomethane production potential in a thorough way, some limitations remain in this work. First, the stoichiometric process constraints we considered for anaerobic digestion – although their innovative aspect compared to previous studies – remained fairly simple. More precise stoichiometric constraints would be needed to derive more accurate predictions. Furthermore, the full exploitation of biomethane production potential actually depends on the capacity to inject biomethane into gas distribution grids, and on the profitability of biomethane production. Accounting for those factors was beyond the scope of this paper but future investigations are clearly required to consider those important driving factors of biomethane production. Third, other substrates could be used for biomethane production – especially those with high methanogenic potential such as agro-industrial waste or household bio-waste – and should be considered in further estimates of biomethane production. However, these substrates remained relatively minor sources (Couturier et al., 2016; NégaWatt Association, 2021; WWF France, 2022), that are, in addition, expected to decrease with waste reduction policies.

4.5 CONCLUSION

The high-resolution estimate provided in this study showed that the potential for biomethane production in France is substantial, notably from cattle manure. Biomethane production could be greatly increased through the widespread cultivation of cover-crops in arable crop rotations. Our results also showed that biomethane production was highly variable across the French sub-regions, especially when widespread use of cover-crops is assumed. Biomethane production potential appeared to be highly clustered in both crop-oriented and livestock-oriented regions. Finally, our results highlighted the interest of a fine modelling approach to account for the large spatial variability in substrate availability and to identify the most suitable regions for biomethane production. This study also provides a tool that can be used at different spatial scales to estimate biomethane production potential in other geographical and political contexts.

Conflicts of interest

The authors declare no competing interests.

Acknowledgment

We would like to thank Sylvain Marsac for extracting the data from the ELBA tool. We would also like to thank Camille Launay for providing additional information and data from her publication to estimate the cover-crop biomass pool. We are grateful to Romain Girault and Florent Levavasseur for their help in calibrating SYS-Metha and AMG. Finally, we especially thank Fabrice Béline for his help in defining the technical constraints associated with the biogas production process. This work was supported by the French Environment and Energy Management Agency (ADEME) and Bordeaux Sciences Agro (Univ. Bordeaux).

Credit Author Statement

Nicolas Malet: Conceptualization, Methodology, Data Curation, Software, Formal analysis, Writing - Original Draft, Writing - Review & Editing, Visualization

Sylvain Pellerin: Funding acquisition, Project administration, Conceptualization, Methodology, Writing - Review & Editing, Supervision

Thomas Nesme: Funding acquisition, Project administration, Conceptualization, Methodology, Writing - Review & Editing, Supervision

5

LARGE-SCALE DEVELOPMENT OF BIOGAS PRODUCTION IN FRANCE: IMPROVED CLIMATE BENEFITS OVER THE LONG TERM COMPARED TO BIOMASS BURIAL

Nicolas Malet, Sylvain Pellerin, Thomas Nesme.

Dans le Chapitre 4, nous avons montré que la France disposait d'un potentiel de production de biogaz élevé et qu'il pouvait être largement augmenté par la généralisation des cultures intermédiaires au sein des systèmes de culture français. Nous avons également démontré que la production de biogaz était très variable au sein du territoire, notamment en fonction de l'orientation des systèmes de production agricole (régions orientées grandes cultures vs. élevage). Dans ce chapitre, nous allons évaluer – du point de vue des émissions nettes de GES – ces mêmes scénarios de massification de la méthanisation en France, comparés à la restitution directe de la biomasse au sol (Question 3 de la thèse). A notre connaissance, de telles évaluations n'ont jamais été menées à large échelle spatiale. Cette évaluation est réalisée de façon spatialement explicite, à la même résolution que les simulations de production de biométhane réalisées dans le chapitre précédent (i.e. canton). Les scénarios seront évalués de façon aussi minutieuse que dans le Chapitre 3, en considérant les mêmes limites des systèmes. A la différence du Chapitre 3, cette évaluation intégrera la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol sur le long terme en considérant qu'une partie du stock de carbone organique des sols se minéralise chaque année (Question 4 de la thèse).

Abstract

Several studies have reported benefits of anaerobic digestion (AD) in mitigating GHG emissions. However, none of them has been conducted comprehensively by considering long-term effects on soil organic carbon and by comparison with alternative substrate biomass use. The aim of this study was to determine the impact of agricultural biomass AD on GHG net emissions compared to direct soil burial by using a spatially explicit modelling approach at the national scale of France. This study was based on detailed modelling of carbon and nitrogen transformations in both the digester and the soil over 31 years – and related GHG net emissions – for both usages of agricultural biomass. We found that AD mitigated GHG net emissions more efficiently than biomass direct burial, mainly due to fossil fuel substitution and reduction in emissions during manure storage. Our results also showed that AD decreased carbon storage in soils compared to biomass direct burial in the short-term but that soil carbon storage converge in both scenarios in the long-term. If injected into gas-grid, biogas production could achieve savings of 10.8 Mt CO₂ eq/year at the national scale of France, a value rising up to 17.1 Mt CO₂ eq/year if cover-crops were generalized in French cropping systems (respectively 2.6 and 4.1% of national GHG emissions). This study provided insights for the sustainable development of the AD sector as well as a methodology that can be adapted to diverse geographical and political contexts.

Keywords: *Anaerobic digestion, Biomass burial, Greenhouse gas emissions, France, Modelling, Soil carbon sequestration*

5.1 INTRODUCTION

Anaerobic digestion (AD) is a well-established technology to produce biogas from a wide range of organic substrates (e.g., livestock manure, crop residues, energy crops, agro-industrial waste, municipal waste, etc.) thereby improving the security of energy supply and the defossilisation of the energy sector. In Europe, biomethane production has grown rapidly over the last two decades from 47 TWh in 2005 to 171 TWh in 2020 (“EurObserv’ER online database,” n.d.). In order to achieve carbon neutrality by 2050, the European Green Deal plans to reduce gross energy consumption and develop the share of renewable energy in order to reduce fossil fuel dependency (European Commission, 2019). Accordingly, biogas production is expected to contribute significantly to the achievement of these energy objectives (Scarlat et al., 2018a). France is currently the third largest producer of biogas in Europe, after Germany and Italy (“EurObserv’ER online database,” n.d.). It is also the country with the highest biomethane production potential in Europe by 2050 (Gas for Climate, 2022) especially because of its highest agricultural biomass resource.

Besides energy production, biogas plants are promoted in order to mitigate greenhouse gas (GHG) emissions (Bacenetti et al., 2016, 2013; Bacenetti and Fiala, 2015; Hamelin et al., 2014; Siddiqui et al., 2020; Styles et al., 2016; Vasco-Correa et al., 2018). However, although massive development of AD is promoted by many countries, the actual contribution of such strategies to the reduction of GHG emissions is uncertain due to the large variability in net GHG emission of AD compared to alternative substrate biomass use (Bacenetti et al., 2016, 2013; Bacenetti and Fiala, 2015; Bachmaier et al., 2013; Malet et al., 2022; Siddiqui et al., 2020; Vasco-Correa et al., 2018). By substituting fossil fuels, biomethane production from AD results in emission reductions from fossil fuel extraction, distribution and combustion. In addition, AD opens opportunities for better management of organic waste and livestock manure by recovering the CH₄ emitted during their storage. Furthermore, the so-called digestate resulting from biomass anaerobic digestion can be used as an organic fertilizer that substitutes synthetic mineral fertilizers and that helps sequester carbon in soils (Brockmann et al., 2018; Frøseth et al., 2014; Möller et al., 2009; Möller, 2015; Tambone et al., 2010). However, the operation of biogas plants is also associated with GHG emissions during biomass transport, energy consumption of the AD process, fugitive biomethane emissions, and biogas & digestate recovery.

In addition, agricultural biomasses such as livestock manure or crop residues – the main substrate resources for AD – can also be directly applied to soils, thereby providing both nitrogen and carbon to agricultural soils. Although the fertilizing value of digestates is widely acknowledged, its actual contribution to carbon storage compared to the direct land application of raw substrates remains unclear and poorly quantified. The uncertainty lies in the fact that AD results in less carbon being returned to soils because part of the substrate carbon is directed toward biogas with efficiencies varying across substrate types. In addition, the digestate carbon is often considered as more recalcitrant than that contained in the corresponding substrates (Bodilis et al., 2015; Thomsen et al., 2013), thereby affecting soil carbon dynamics in both the short and the long-term. As a result, the actual contribution of biogas production to the net reduction in GHG emissions requires considering both positive and negative GHG emissions from carbon and nitrogen cycles and to compare them with net emissions resulting from soil direct burial of agricultural biomasses.

To the best of our knowledge, there is no detailed assessment of the GHG net emissions of prospective/exploratory AD massive development scenarios on a large spatial scale (region, country). We only identify estimates of biomethane production potential (Anselmo Filho and Badr, 2004; Chinnici et al., 2015; Crawford et al., 2016; Fiorese and Guariso, 2010; Guerini Filho et al., 2019; Höhn et al., 2014; Wang et al., 2017; Zubaryeva et al., 2012). Only a few are supplemented by an estimate of the GHG balance, but it remains rather crude (Burg et al., 2018; Huopana et al., 2013; Sun et al., 2021). The estimates carried out do not take into account – exhaustively – all the emission sources throughout the substrate processing chain (equipment energy consumption, fugitive emissions, etc.). Furthermore, these studies do not take into account that biogas plants divert biomass from conventional use/processing, the latter being likely to provide environmental benefits (such as soil carbon storage for agricultural biomass) and/or be GHG emitting.

This study aims at estimating the net GHG emissions benefits related to AD of agricultural substrates in a context of large AD development, at the national scale of France and at fine spatial resolution (NUTS4 sub-national region of 148 km² on average). The net GHG emissions associated with AD sector development were compared to those of a scenario in which biomasses are directly returned to soils. Particular attention has been paid to mass conservation of both nitrogen and carbon throughout both scenarios, particularly through modelling of carbon storage in soils and its long-term evolution across French pedoclimatic contexts.

5.2 MATERIALS AND METHODS

The whole study relied on a spatially explicit modelling approach to simulate the net GHG emissions of a large-scale AD development scenario in France compared to those resulting from a scenario in which the same biomasses would be directly buried in soils. System boundaries of each scenario are presented in section 5.2.1. We focused on the most important agricultural biomass including livestock manure, crop residues, and cover-crops, as well as sewage sludges. Simulations were performed at the canton scale (NUTS4 sub-national region of 148 km² on average, see section 5.2.2), i.e. at the finest resolution for which agricultural biomass data were available. We developed a specific model to simulate both carbon and nitrogen fluxes and related GHG emission for each of the two considered scenarios. To do so, our tool combined an anaerobic digestion and a soil carbon models to simulate the carbon and nitrogen transformations in both the digester and soils, while respecting mass conservation laws (section 5.2.3). In each canton (n=3705 at the national scale of France, of which 3528 were simulated), we simulated a notional anaerobic digestion plant and an average agricultural soil with characteristics specific to the region. The methodology used to estimate GHG emissions was derived from extensive literature survey, as described in section 5.2.4. We draw upon a previous study that specifically estimated net GHG emissions from anaerobic digestion, using the same spatially explicit modelling approach (see Chapter 4).

5.2.1 Systems & boundaries definition

For both scenarios, we considered GHG emissions as soon as biomass management differed, i.e. after their agricultural production (Figure 18). GHG emission assessment ended after biogas use in the AD scenario and after digestate or raw biomass application to soils with related cultivated soil management emissions.

5.2.1.1 Anaerobic digestion scenario

We considered the following process in the AD scenario, with related GHG emissions. First, we considered that substrates were stored on the AD site after their delivery, thereby potentially emitting CH₄ and N₂O. Substrates were then conveyed to the digester in which the *stricto sensu* AD took place. This resulted in the production of biogas and digestate. Part of this biogas was considered lost due to leakage while another fraction was considered flared (e.g., during

maintenance periods). Biogas could be transformed to produce both heat and electricity through the well-known combined heat and power (CHP) cogeneration process. Alternatively, biogas could also be purified as biomethane and injected into natural gas-grid network. We considered that each of these end-use energies replaced the same amount of energy likely provided by fossil sources. Note however that the self-consumed fraction of the different energies has been deducted. Finally, the digestate was considered as stored after having undergone phase separation, transported and spread on agricultural soils thereby contributing to soil organic carbon sequestration. Since several authors reported that emissions from construction and decommissioning of AD plants were not significant (Bacenetti et al., 2013; Bacenetti and Fiala, 2015; Siddiqui et al., 2020), we did not consider them.

5.2.1.2 Direct biomass burial scenario

In the direct burial scenario, we assumed that exactly the same amounts of biomass that entered the digester would be directly applied to soils. We considered that livestock manure was first stored and then transported and spread on soils. Similarly, crop residues and catch and cover-crops were considered as buried directly in soils.

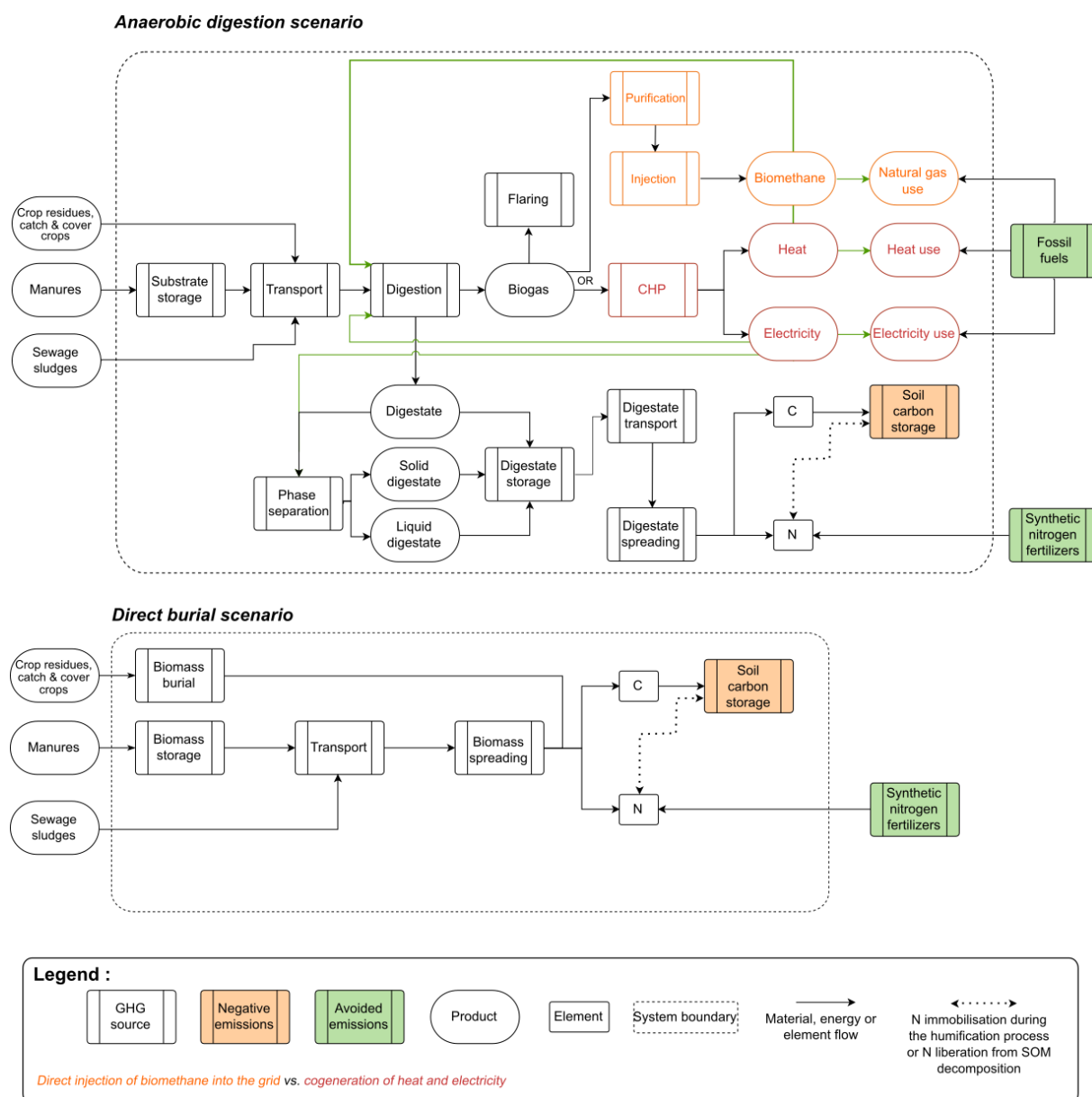


Figure 18 – Boundaries of the anaerobic digestion scenario and its corresponding raw biomass direct burial scenario

5.2.2 Substrates resource

The amounts of available biomass were estimated using the same approach as in Chapter 4. Manure and crop residues were extracted from the ELBA database which provided exploitable resources for each canton in France, using statistical data (mostly from agricultural census) and technical parameters (e.g., excretion ratios, allometric coefficients) (Marsac et al., 2018). The different forms

of manure (slurry, solid manure, droppings) were provided for cattle, poultry, equines, pigs, sheep, and goats. Residues of straw cereals, maize, rapeseed and sunflower were accounted for. Cover-crop biomass was derived from the processing of Launay et al. (2021) data, as explained in Chapter 4. Launay et al. (2021) conducted a high-resolution modelling of cover-cropping at the national scale of France. We used the same data by simulating cover-crop (CC) production either in regions where it is mandatory by law (“Regulatory CC”) or in a hypothetical option of massive generalization of cover-crops across arable cropping systems (“Generalized CC”). Finally, sewage sludge resources were estimated from the wastewater database of the French Ministry of Ecological Transition (available at <https://www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr>).

As mentioned, we considered two levels of cover-crop biomass production. For each of these levels, the resources from the other substrate categories were added to cover-crop biomass estimates. Finally, we optimized the amounts of substrates to be anaerobically digested by considering a series of AD process constraints. For this purpose, we implemented an optimization approach in each sub-region to maximize biomethane production while maintaining the C/N ratio of substrate mixture below 30 and its dry matter (DM) content below 30%. This led us to exclude part of the crop residue resource because of their too high dry matter or C/N ratio (see Chapter 4 for further details).

Overall, the considered substrate resources amounted to 31.2 million t DM and 45 million t DM in the “Regulatory CC” and “Generalized CC” options respectively (after mixture optimization based on C/N ratio and dry matter content of substrate mix, see Figure 19). Note that the generalization of cover-crops allowed for more crop residues to be digested thanks to dilution effect in the mixtures. Our spatially explicit approach enabled to consider the variability of substrate availability and technical feasibility of mixtures across cantons (see Figure 31 in Supplementary Information, section 7.3 of this manuscript).

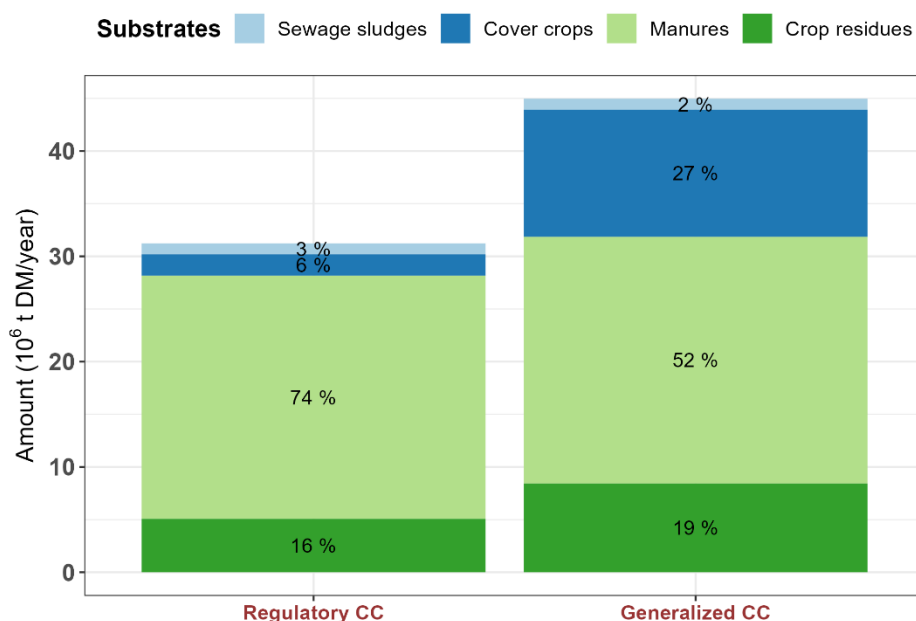


Figure 19 – Biomass resource for anaerobic digestion and direct biomass return to soil by substrate category and for both options of cover-crop (CC) production

Biomass resources are presented after mixture optimization based on C/N ratio and DM content of substrate mix.

5.2.3 C & N balance calculation

Biogas production was simulated with the SYS-Metha biophysical model (Barcha et al., 2021). SYS-Metha predicted the carbon and nitrogen fluxes within the biogas systems as well as the amounts and characteristics of both biogas and digestate as well as digestate phase separation. The model has been evaluated on full-scale anaerobic digestion plants and demonstrated good predictive performances (Barcha et al., 2021; Malet et al., 2022).

Soil carbon storage was simulated in both scenarios with the AMG model that simulates the changes in soil organic carbon stock on an annual time step, in response to cropping practices. In AMG, for each biomass applied to soils, only a part of the carbon supplied is stabilized and feeds the soil's active carbon pool (humification process, function of the isohumic coefficient k_1 , detailed for each biomass in Table 11, Supplementary Information, section 7.3 of this manuscript). Note that we considered a single 0.66 value for the k_1 parameter of digestates (Levavasseur et al., 2020). The remaining $(1 - k_1)$ is directly mineralized and released as CO_2 to the atmosphere. The active soil carbon pool also undergoes a so-called secondary mineralization process. The rate of secondary mineralization (coefficient k_2) depends on both the soil type (pH, clay content, lime content, C/N)

and the climatic context (precipitation, evapotranspiration, temperature). AMG has been widely calibrated for French soil-climate and agricultural contexts (Andriulo et al., 1999; Clivot et al., 2019; Levavasseur et al., 2020).

For each canton, we estimated an average k_2 using soil data from the GlobalSoilMap project (Mulder et al., 2016) – by assuming a C/N ratio of 12 for soil organic matter – as well as climate data from the Meteo-France database at 8 km resolution for the recent past climate (1990 to 2020). In this work, the changes in soil organic carbon stocks were simulated over a 31-year period, using canton- and year-specific values for k_2 parameter. We also assumed that initial soil organic carbon stocks were similar in both scenarios and that substrate supply were at steady-state. We defined the net soil carbon storage as the annual change in soil organic carbon stock, as detailed in Equation 1.

(Equation 1)

$$\begin{aligned} \text{Net carbon storage}_{\text{Canton, Year, Scenario}} &= \sum_{\text{Biomass}} (\text{Carbon flux applied to the soil}_{\text{Canton, Year, Scenario, Biomass}} \times k1_{\text{Biomass}}) \\ &\quad - (\text{Soil Organic Carbon Stock}_{\text{Canton, Year-1, Scenario}} \times k2_{\text{Canton, Year}}) \end{aligned}$$

Because the soil carbon and nitrogen cycles are in fact interrelated, we quantified the net amount of N available in soils by considering the gross N input from soil biomass application and removing the amount of N immobilized in soil organic matter during humification. We also took into account that soil organic matter secondary decomposition releases nitrogen (see Equation 2).

(Equation 2)

$$\begin{aligned} \text{Net nitrogen supply}_{\text{Canton, Year, Scenario}} &= \sum_{\text{Biomass}} (\text{Nitrogen flux applied to the soil}_{\text{Canton, Year, Scenario, Biomass}}) \\ &\quad + \text{Nitrogen flux secondary mineralization of soil organic matter}_{\text{Canton, Year, Scenario}} \\ &\quad - \text{Nitrogen flux immobilized during humification}_{\text{Canton, Year, Scenario}} \end{aligned}$$

With:

$$\begin{aligned} \text{Nitrogen flux secondary mineralization of soil organic matter}_{\text{Canton, Year, Scenario}} &= \frac{\text{Soil Organic Carbon Stock}_{\text{Canton, Year-1, Scenario}} \times k2_{\text{Canton, Year}}}{C/N_{\text{soil}}} \end{aligned}$$

Nitrogen flux immobilized during humification _{Canton, Year, Scenario}

$$= \frac{\sum_{\text{Biomass}} (\text{Carbon flux applied to the soil}_{\text{Canton, Year, Scenario, Biomass}} \times k1_{\text{Biomass}})}{C/N_{\text{soil}}}$$

When net nitrogen supply was negative (i.e. when nitrogen supply from biomass application to soils was lower than nitrogen immobilized during humification), we considered that a mineral nitrogen supply was performed to avoid restricting carbon storage, thus accounting for GHG emissions from the production and application of these fertilizers. When nitrogen supply was not limiting (i.e. when nitrogen supply from biomass application to soils was higher than nitrogen immobilized during humification), nitrogen in excess was considered substituted to mineral fertilizer use. Due to the decomposition of soil organic matter, we also took into account dynamically the associated environmental losses of nitrogen (through nitrification/denitrification, volatilization and leaching).

5.2.4 GHG emission calculations

For each of the considered scenarios, we estimated the net GHG emissions as the sum of gross, negative and avoided emissions. Gross emissions were related to biomass storage and spreading, methane leakage from the digesters and to fossil energy use (for transport, technical heating, etc.). Negative emissions corresponded to net removal of CO₂ from the atmosphere during carbon storage in soils. Avoided emissions corresponded to reductions in GHG emissions made possible by implementation of lower GHG-emitting practices for the supply of the same good or services (compared to a reference scenario). In our study, avoided emissions corresponded to the substitution of biogas-derived energy produced to fossil sources and the substitution of biomass-derived nitrogen to synthetic mineral fertilizers. Emission factors related to effluent and digestate management, cultivated soils and anaerobic digestion were gathered from well-referenced studies or from classical LCA databases (Base Carbone®, ADEME, n.d.; EMEP/EEA, 2016; Esnouf et al., 2021; IPCC, 2019b, 2019c; Koch and Salou, 2020; Vargas-Gonzalez et al., 2015; Wernet et al., 2016), as done in Chapter 3. Emission factors, assumptions, parameters and sources used are summarized in the Table 12 (see Supplementary Information, section 7.3 of this manuscript).

Note that we simulated optimal management practices for biogas plants. We considered that manures were stored for 8 days in the anaerobic digestion scenario versus 90 days in the direct

burial scenario. We also assumed that the CH₄ leakage rate from the digester *stricto sensu* was 1% according to the IPCC guidelines (IPCC, 2019b). We considered that digestates underwent phase separation and were covered during storage with residual biomethane recovery. Concerning the land application of digestates or raw biomasses, we assumed that they were buried/incorporated in soils in both scenarios. We hypothesized that the amount of energy generated or the net amount of nitrogen supplied fully displaced the equivalent amount supplied by the corresponding fossil-based product (i.e. substitution level = 100%).

Soil carbon and nitrogen dynamics were estimated over 31 years, together with the associated carbon storage, direct and indirect soil N₂O emissions and substitution of synthetic mineral fertilizers, and were presented either on a pluri-annual basis (section 5.3.3) or as mean annual values (sections 5.3.1 and 5.3.2). The other emission sources were considered unchanged over 31 years.

Emissions were converted to CO_{2 eq} using the classical global warming potentials of 1 for CO₂, 28 for CH₄ and 265 for N₂O (IPCC, 2013). Results were presented in absolute values (kt CO_{2 eq}/year or Mt CO_{2 eq}/year) or in kg CO_{2 eq}/tonne of digested carbon per year, a relevant functional unit for analysing GHG mitigation efficiency.

In order to determine the climate performance of AD compared to direct biomass burial, we calculated the difference in net GHG emissions between those of the AD scenario minus those of the biomass burial scenario. A negative difference meant that AD mitigated GHG emissions compared to direct burial of biomass in soils.

For comparisons in the discussion section, we provided an emission factor for biomethane (expressed in g CO_{2 eq}/kWh injected) as the difference in net GHG emissions – for which we did not include substitution to fossil energy in the AD scenario – divided by the amount of biomethane injected into the grid.

5.3 RESULTS

5.3.1 Anaerobic digestion is more effective in mitigating GHG emissions than direct biomass burial

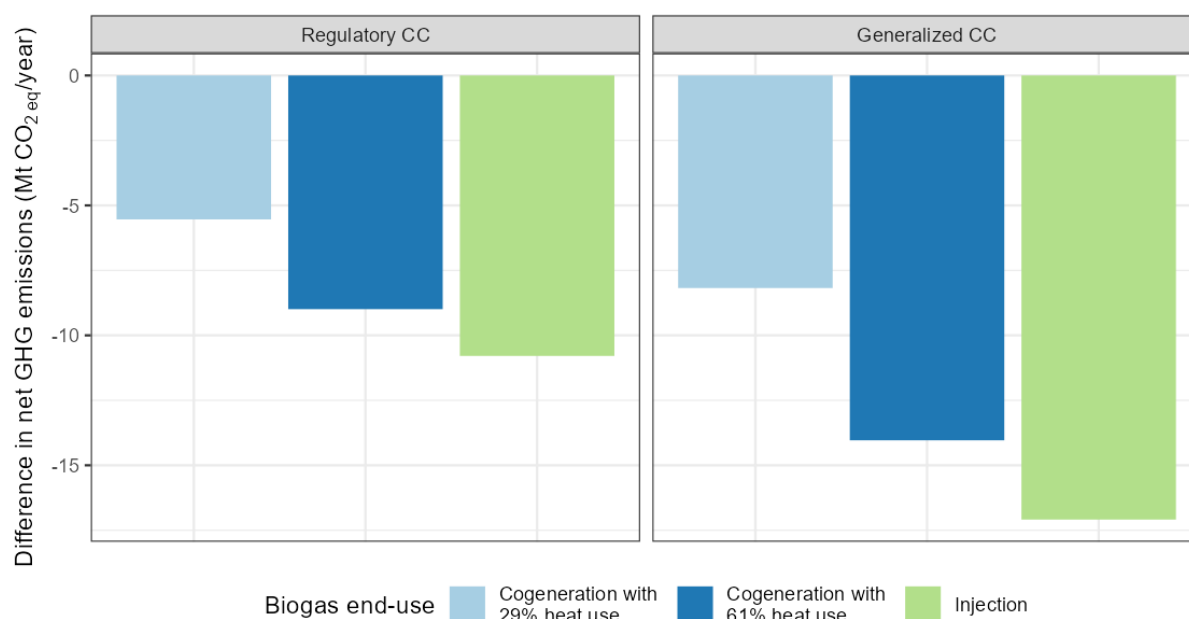


Figure 20 – Annual difference in net GHG emissions (in Mt CO₂ eq/year) between the AD minus the biomass burial scenarios at the national scale of France according to biogas end-use

Our results showed that biogas production performed more efficiently in mitigating GHG than biomass burial (Figure 20). In the “Regulatory CC” option, biomass digestion with biomethane injection into gas-grid would reduce GHG emissions by 10.8 Mt CO₂ eq/year compared to direct burial in soils corresponding to 2.6% of national GHG emissions or 13.3% of agricultural emissions in France (considering annual GHG emissions of 418 Mt CO₂ eq and agricultural sector emissions of 81.2 Mt CO₂ eq (CITEPA, 2022)). Cogeneration performed less effectively than direct biogas injection into gas-grid, notably because of the highly nuclear, decarbonized electricity mix in France. Heat rate recovery was a major determinant of GHG emissions for cogeneration systems. If heat is used efficiently (i.e. at 61%), AD would mitigate GHG emissions by 9.0 Mt CO₂ eq/year. Low heat use, as observed in a sample of anaerobic digesters surveyed in France, would halve the climate benefits of AD compared to direct biogas injection.

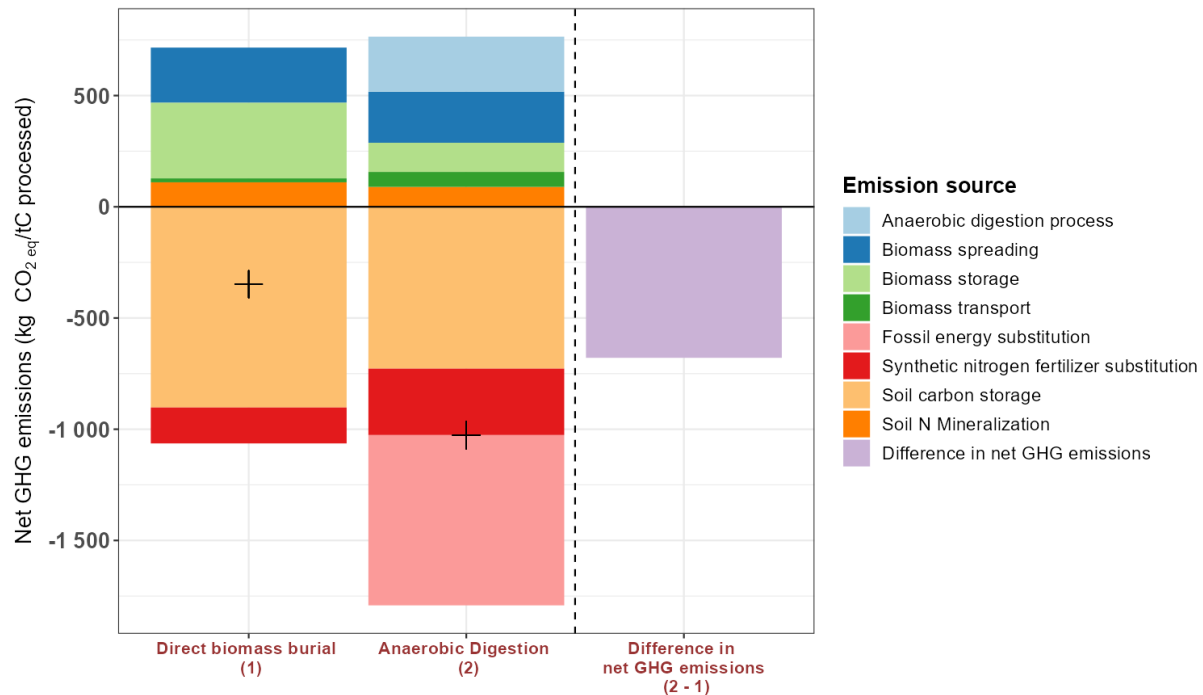


Figure 21 – Greenhouse gas net emissions from AD scenario compared to the direct burial scenario, for the biogas direct injection and the “Regulatory CC” options

Emissions have been standardized per ton of carbon entering each scenario. The crosses correspond to the net emissions for each scenario, i.e., the sum of gross positive, negative and avoided emissions.

When expressed per ton of carbon processed, the standardized difference in net GHG emission ranged from - 679 kg CO₂ eq/tC for direct injection (Figure 21) to - 348 kg CO₂ eq/tC for cogeneration with low heat recovery (see Figure 32 in Supplementary Information, section 7.3 of this manuscript). The lower GHG emissions observed in AD compared to direct biomass burial were due to (i) large substitution of fossil fuels (- 766 kg in direct injection and - 499 kg in cogeneration with 61% heat used) and (ii) significantly lower CH₄ emissions during livestock effluent storage in the AD scenario. Note that these attenuated emissions were partly offset by AD process emissions (248 kg CO₂ eq/tC for injection and 94 kg CO₂ eq/tC for cogeneration) mainly as CH₄. In addition, we found lower carbon storage in soils in the AD scenario compared to direct biomass burial. As a result, more N was immobilized during humification in the direct burial scenario, thus limiting the N available to plants and the associated N fertilizer substitution effects compared to the AD scenario. Note however that these two opposite effects compensated each

other and led to no difference in climatic benefit from (digested or not) biomass soil application between both scenarios.

Significant improvement in climate benefits from AD would arise if cover-crop production were generalized, as in the “Generalized CC” option. The difference in net GHG emissions between AD minus the direct burial scenario would amount to 17.1 Mt CO₂ eq/year in injection or 14.0 Mt CO₂ eq in cogeneration, corresponding to 4.1 and 3.4% of national GHG emissions, respectively (i.e. 21.0 and 17.3% of agricultural sector emissions). Cover-crop generalization would therefore help to mitigate 58% more GHG emissions at the national level compared to the “Regulatory CC” option. This would be achieved by (i) a seven-fold increase in cover-crop biomass and (ii) a slightly higher mitigation efficiency of AD (- 751 kg CO₂ eq/tC compared to - 679 kg CO₂ eq/tC in the “Regulatory CC” option, for injection, see details in Figure 33, Supplementary Information, section 7.3 of this manuscript). In the “Generalized CC” option, the standardized CH₄ production was higher and the agronomic benefits related to the soil application of digestates vs. raw biomass were improved compared to those observed in the “Regulatory CC” option (i.e. difference in carbon storage lowered and difference in substitution of mineral N fertilizers increased). However, this was partly balanced by a lesser benefit of AD in terms of emission abatement during biomass storage (the latter being due to livestock manure dilution in a vegetal-rich substrate mix).

5.3.2 A significant difference in net GHG emissions in both livestock- and crop-oriented farming systems depending on the level of cover-crop production

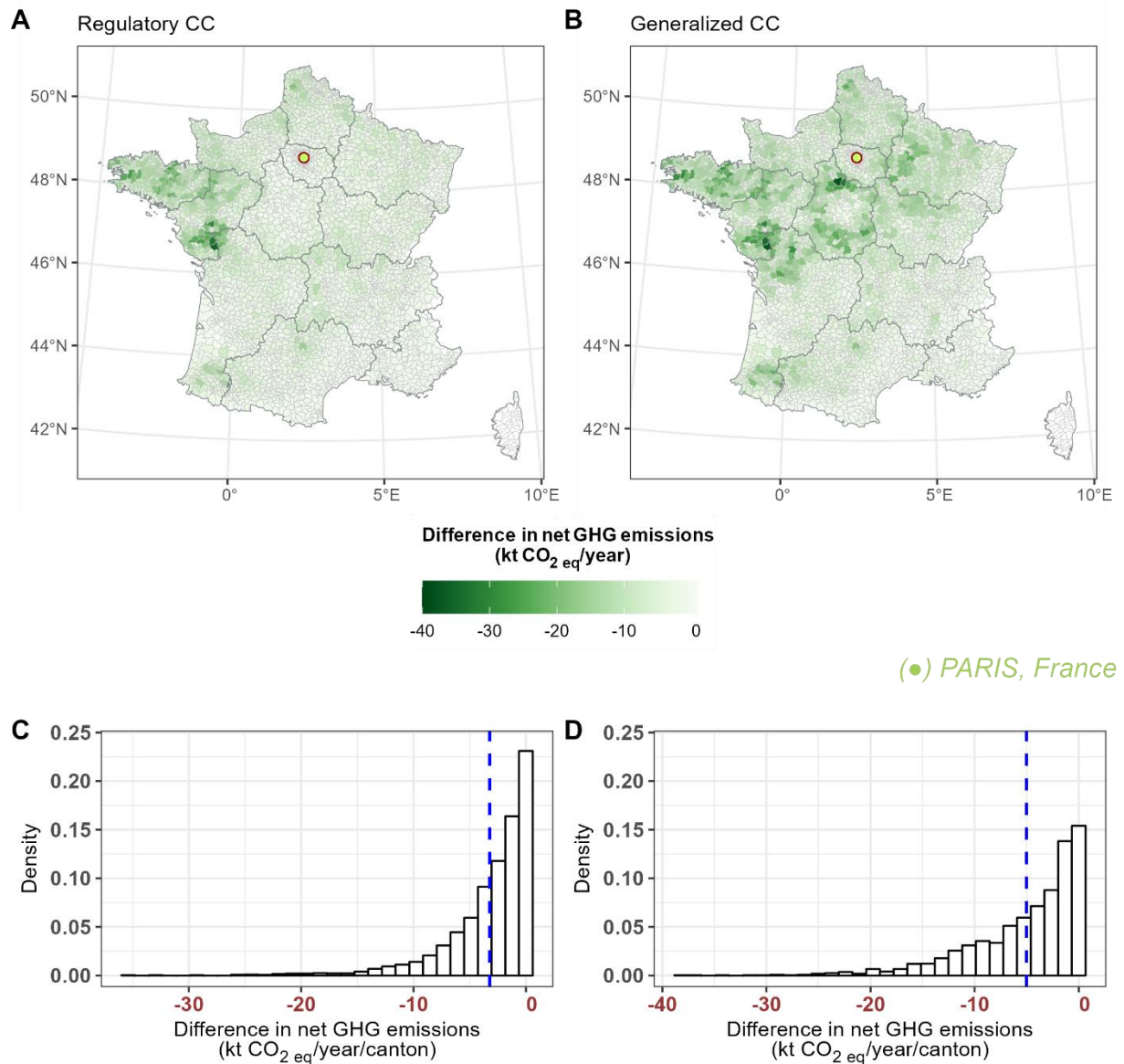


Figure 22 – Annual difference in net GHG emissions between the AD minus the direct burial scenario by canton, with biomethane injection, according to cover-crop generalization (panels A & B) and distribution of the difference by canton (panels C & D)

For panels C and D, the vertical dashed blue line corresponds to the arithmetic average of the difference in net GHG emissions per canton.

Our results also showed that the difference in net GHG emission exhibited a strong spatial variability across cantons ($\text{std dev}_{\text{Regulatory CC}} = 3.88 \text{ kt CO}_2 \text{ eq/canton}$ [$\text{CV} = 121\%$] and $\text{std dev}_{\text{Generalized CC}} = 5.25 \text{ kt CO}_2 \text{ eq/canton}$ [$\text{CV} = 105\%$] for biomethane injection). This variability was mainly driven by the amount of substrate carbon processed per canton and by the intensity of GHG mitigation through anaerobic digestion compared to direct biomass burial standardized to the amount of carbon processed.

Our study showed that in the “Regulatory CC” option, GHG emission mitigation was significant in livestock regions, such as the west of France representing 54% of the difference in net GHG emissions at the French level (Figure 22.A). The difference in net GHG emission was much greater in livestock-oriented cantons compared to crop-oriented cantons (see Figure 34 in Supplementary Information, section 7.3 of this manuscript), with values reaching up to $-2029 \text{ kg CO}_2 \text{ eq/tC}$ due to efficient mitigation of CH_4 emissions during manure storage in livestock regions (see Figure 35 in Supplementary Information, section 7.3 of this manuscript). In contrast, in the “Generalized CC” option, AD climate benefits would clearly appear in the cereal-oriented regions of the Parisian basin due to their high cover-crop biomass production potential (Figure 22.B). Cumulatively, these crop-oriented cantons contributed to 64% of the evolution in net GHG emission difference at the national level between the “Regulatory CC” and the “Generalized CC” options.

The strong spatial structure of differences in net GHG emissions due to the high specialization of French agricultural systems was also identified when differences are expressed per hectare of arable land by canton, thereby removing the effect of the sub-national region surface variability (see Figure 36 in Supplementary Information, section 7.3 of this manuscript).

5.3.3 The difference in carbon storage fades over time

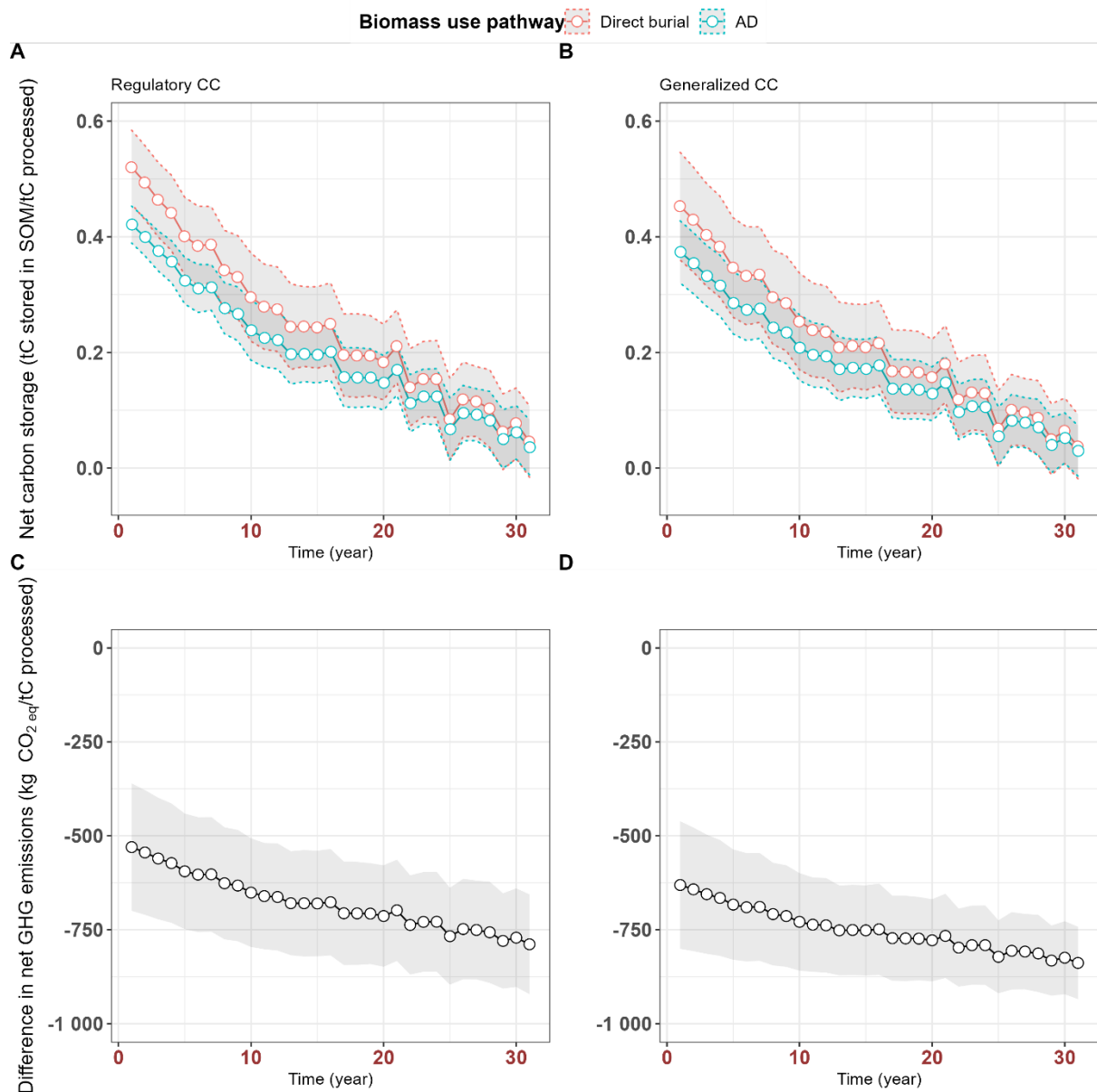


Figure 23 – Net soil organic carbon storage in the AD and the direct biomass burial scenarios (panels A and B) and difference in net GHG emissions between the AD minus the direct burial scenarios over time (panels C and D), for both the Regulatory (panels A and C) and the Generalized (panels B and D) cover-crop options

The shaded areas around the curves correspond to +/- the standard deviation around the mean.

Both biomass use scenarios resulted in net soil carbon storage (Figure 23, panels A and B). However, our results showed that net carbon storage decreased over time and reached almost zero

after 31 years, regardless of whether biomass was used for AD or for direct burial. Put differently, our simulations showed that soil organic carbon stocks reach new equilibriums in both biomass use scenarios, although not at the same level. Such equilibriums result from increased organic carbon stocks over time due to repeated carbon inputs, compensated by increased and carbon stock-proportional carbon losses through secondary mineralization. As a result, in the long term, no more soil carbon storage is expected for both biomass use scenario.

Our results also showed that, cumulated over 31 years and over the whole national territory, carbon storage was lower in the AD scenario compared to direct biomass burial. For instance, in the “Regulatory CC” option, AD would sequester 359 Mt CO₂ eq in comparison to 445 Mt CO₂ eq for the direct burial scenario. In the “Generalized CC” option, AD would store 449 Mt CO₂ eq vs. 547 Mt CO₂ eq for the direct biomass burial scenarios, with values significantly higher than under the “Regulatory CC” option. The difference in soil carbon storage between scenarios was mainly observed in livestock regions (see Figure 37 in Supplementary Information, section 7.3 of this manuscript). As large fraction of manure carbon is stabilized in soils (due to higher k_1 coefficient compared to crop residues), direct burial of manure is more profitable for soil carbon storage than AD, which partly degrades the carbon to produce biogas.

Note that net carbon storage per ton of carbon input was slightly lower in the “Generalized CC” compared to the “Regulatory CC” option (Figure 23, panels A vs B) due to higher share of cover-crop biomass in substrate mix, resulting in more biodegradable biomass returned to soils.

Finally, the difference in total net GHG emissions widened in favor of AD over time (Figure 23, panels C and D), from - 530 to - 789 kg CO₂ eq/tC in the “Regulatory CC” option and from - 631 to - 838 kg CO₂ eq/tC in the “Generalized CC” option. This results from the fact that soil carbon storage – the main benefit of the direct burial scenario – is finite over time, unlike fossil fuel substitution. Over the long-term, biogas production is likely to provide substitution effects to fossil fuels, while the difference in soil carbon storage will tend to zero between both biomass use scenarios.

5.4 DISCUSSION

Using a spatially explicit modeling approach coupled with fine estimation of agricultural substrate resources available in France, we compared net GHG emissions from agricultural biomass anaerobic digestion vs. direct burial in agricultural soils. To our knowledge, this is the first study (i) that has focused on such a large spatial scale while accounting for spatial soil and climate variability and (ii) that relied on both anaerobic digestion and soil organic matter carbon and nitrogen modelling.

Our study showed that biogas production was overall more effective in mitigating GHG emissions than direct biomass burial. Put differently, we found that biomethane resulted in 25.8-39.2 g CO₂ eq/kWh_{Low Heating Value} if injected depending on cover-crop availability – a reduction of 83 to 89% compared to natural gas. Our results are lower than the 44.6 g CO₂ eq/kWh of biomethane estimated by Adelt et al. (2011), even though their estimated 82% savings compared to natural gas are consistent with our estimates or the 44 g CO₂ eq/kWh LHV provided by the French emission factor database (Base Carbone®, ADEME, n.d.). However, our biomethane emission factor was higher than the 23.4 g CO₂ eq/kWh LHV estimated for France by Vargas and Maurice (2020). The variability among studies in GHG emission savings achieved by AD reflects the large differences existing in methodology, assumptions, and data inputs. For instance, in the study of Adelt et al. (2011), biogas production is not compared to direct biomass burial in soils since authors only consider crops exclusively produced for energy purposes. Or again, the emission factor provided by the Ademe Base Carbone is derived from an attributional LCA, focusing only on the energy production function, i.e. not considering the impacts induced and avoided by the biogas sector compared to conventional biomass management.

The overall lower emissions in the AD scenario compared to direct biomass burial was mainly achieved by (i) substitution of biogas to fossil energy sources and (ii) lower CH₄ losses from manure during storage, a result often reported (Chadwick et al., 2011; Hijazi et al., 2016; Miranda et al., 2015). At the French national level, the wide variation among regions in differences in net emissions between scenarios was driven by the capacity to mitigate emissions during manure storage. This means that the more substrate mix is manure rich, the more AD can achieve GHG emissions savings by reducing storage duration. This important result was found thanks to our spatially explicit approach, without which we could not have identified the variability in GHG mitigation

efficiency provided by AD (compared to direct biomass burial) within the French national territory and its main driver. Nevertheless, CH₄ losses from AD process remained a major gross emission source, partly offsetting the savings in emissions from livestock manure storage. Finally, we showed that AD scenario would lead to lower soil organic carbon storage than the biomass direct burial scenario. This result is not consistent with the few empirical studies that reported similar soil carbon storage between both scenarios (Béghin-Tanneau et al., 2019; Pastorelli et al., 2021; Thomsen et al., 2013; Zicker et al., 2020). Most of them are conducted in laboratory from incubation and show a stronger recalcitrance of digestates to mineralization compared to undigested substrates. However, they focus on specific substrates (corn residues (Chen et al., 2012), corn silage and sugar-cane sucrose (Béghin-Tanneau et al., 2019)) and on a limited number of soils. Results from medium to long-term field experiments show more contrasting results (Pastorelli et al., 2021). Such variability can be explained by the diversity of the pedoclimatic contexts in which the trials are conducted and the variety of substrates and their chemical compositions. Also, in these field or laboratory studies, one aspect remains unclear concerning the respect of mass balances, i.e. whether the amount of digestate (and more particularly of carbon) applied to soil corresponds to the amount that would have been strictly produced from the corresponding substrate(s). This inaccuracy is likely to affect the observed difference in soil carbon storage, a limitation that has been overcome in our study due to its strict C & N mass balance conservation. Finally, our results highlighted that the difference in net carbon storage between both scenarios fades in the long term. As a result, the climate benefits of AD are likely to improve over time due to the permanence of its energy substitution effects unlike finite carbon storage. To our knowledge, this result has never been reported in the literature, in particular because empirical or modelling studies about long-term effects of digestate application compared to undigested biomasses remain limited (Zicker et al., 2020).

Numerous implications can be drawn from this study. The findings contribute to better understanding of the impact of AD on GHG emissions in order to ensure sustainable development of the sector. This becomes even more necessary in the context of the bio-economy, which is leading to an increase in the use of biomass and the diversification of its use. This study has resulted in spatially explicit maps and datasets that can be used for local policy-making to support the AD plant investments at the local level. The resulting maps helped to identify the most favorable regions for the installation of biogas plants, i.e., those in which it would be possible to produce significant energy amounts and to massively reduce GHG emissions. However, these potentials

will only be reached if agricultural biomass is accessible, a major technical and economical issue. From a methodological perspective, this study suggests modelling of carbon and nitrogen transformation in both the digester and in soils and especially the consideration of long-term process dynamics. In this regard, this study provides a reproducible methodology to evaluate exploratory scenarios of anaerobic digestion massive development at large spatial scales.

Although we based our methodology on vast and widely used databases as well as on validated models, we acknowledge that our work suffers from limitations. First, we showed that carbon storage was a key variable in the difference in net GHG emissions and its dynamics over time. However, uncertainties remain on the biomass-specific isohumic coefficient ' k_1 ', especially for digestates, whose amending potential has been studied more recently. The refinement of such coefficients would allow more accurate GHG balance estimates to be provided. Second, we did not account for soil carbon saturation. When the mineral phase saturation is reached, most organic carbon will accumulate as particulate organic matter instead of mineral-associated organic matter, the former being less protected from mineralization than the latter. Therefore, it is likely that we overestimated carbon storage in soils close to saturation. However, most French cropland soils remain far from saturation (Martin et al., 2021), suggesting that this overestimation remained limited. In addition, AD remain more advantageous when carbon storage decreases. Third, we did not account for emissions related to AD plant construction and dismantling. However, several studies have reported that these emissions are in fact negligible over the AD plant lifetime (Bacenetti and Fiala, 2015; Siddiqui et al., 2020). Fourth, we did not consider the potential valorization of the CO_2 fraction in biogas such as agricultural use for crops under greenhouses and algae, use in the food industry (gasification, cooling), use in chemistry or its conversion into CH_4 by methanation, notably because these valorization options are at different stages of development (Batlle-Vilanova et al., 2019; Voelklein et al., 2019; Wu et al., 2021; Xu et al., 2021). These additional ways of using CO_2 from AD are likely to improve the climatic benefits provided by biogas production. Fifth, although widely accepted, we assumed that energy from biogas would fully substitute fossil energies. However, data on energy consumption show that renewable energies do not displace fossil energies in their entirety, but rather add to them at least partly (Marques et al., 2018; York and Bell, 2019). In the "Regulatory CC" option, a partial or even non-existent substitution of the biomethane produced to natural gas would strongly reduce or even negate the climatic interest of biogas production. With natural gas substitution levels of 50% and 0%, the difference in net GHG emissions would be - 295.8 and + 87 $\text{kg CO}_2\text{eq/tC}$ respectively, compared to - 678.8 $\text{kg CO}_2\text{eq/tC}$ with full substitution. More research efforts are needed to determine the

degree to which renewable energies substitute to fossil energy sources. These results also showed that to be sustainable, the development of biogas sector must be combined with effective measures to promote actual substitution rather than additional use of the produced energy.

5.5 CONCLUSION

While the role of AD in defossilising the energy sector is widely acknowledged, its impact on GHG mitigation compared to direct biomass burial is poorly documented. Using a spatially explicit modelling approach, we found that AD was overall more effective in mitigating GHG emissions than burying biomass directly into soils. This climate benefit from AD resulted mostly from fossil fuel substitution and lower emissions during manure storage, the latter being prominent in livestock regions. Cover-crop generalization would significantly increase biomethane production and mitigate larger amount of GHG emissions due to the increased mobilization of biomass. Finally, we found that soil carbon sequestration would be lower in the AD scenario compared to direct biomass burial but this difference is likely to fade out over long-term period. Because substitution effects to fossil energy will last, AD is likely to hold long-term climatic benefits. Future research should clarify the effects of AD on other impact categories such as water use, biodiversity and soil quality.

Conflicts of interest

The authors declare no competing interests.

Acknowledgment

We warmly thank Romain Girault and Florent Levavasseur for their help in parameterizing the SYS-Metha and AMG models respectively. We gratefully acknowledge Camille Launay and Sylvain Marsac for their support in the use and processing of the agricultural substrate resource datasets. We would also like to thank Fabrice Béline and his collaborators for discussions about AD process constraints elaboration at national scale. This work was supported by the French Environment and Energy Management Agency (ADEME) and Bordeaux Sciences Agro (Univ. Bordeaux).

Credit Author Statement

Nicolas Malet: Conceptualization, Methodology, Data Curation, Software, Formal analysis,
Writing - Original Draft, Writing - Review & Editing, Visualization

Sylvain Pellerin: Funding acquisition, Project administration, Conceptualization, Methodology,
Writing - Review & Editing, Supervision

Thomas Nesme: Funding acquisition, Project administration, Conceptualization, Methodology,
Writing - Review & Editing, Supervision

6 DISCUSSION GENERALE ET CONCLUSIONS

Dans ce chapitre, nous synthétiserons et combinerons les résultats majeurs des chapitres précédents. Ces résultats seront également comparés à des études antérieures. Ensuite, nous discuterons du modèle d'estimation des émissions nettes de GES créé, et en particulier des nouveautés qu'il apporte ainsi que de ses limitations, tout en apportant quelques pistes d'amélioration. Puis, nous discuterons des choix méthodologiques sur lesquels repose ce travail. Pour finir, nous aborderons les perspectives de ce travail notamment en proposant des études scientifiques complémentaires. Nous analyserons également les implications de nos résultats pour le développement de filières de méthanisation durables.

6.1 RESUME DES PRINCIPAUX RESULTATS ET COMPARAISON A D'AUTRES ETUDES

Dans ce manuscrit, nous avons estimé l'impact sur les émissions nettes de GES d'un scénario de massification de la méthanisation de la biomasse agricole en France comparé à sa restitution directe au sol. Ce travail repose sur une estimation spatialement explicite des gisements de substrats agricoles disponibles ainsi que sur l'évaluation comparée du bilan GES complet des deux voies de valorisation de la biomasse. Dans les lignes suivantes, nous résumons nos principaux résultats relatifs aux quatre sujets suivants : (i) le potentiel de production de biogaz en France, (ii) l'impact de la méthanisation sur les émissions de GES comparée à l'enfouissement direct de la biomasse, (iii) l'impact à long terme de l'enfouissement de digestats comparé à l'enfouissement de biomasses non digérées sur la dynamique du carbone dans le sol et son effet sur (iv) la dynamique des émissions nettes de GES de chacune des deux voies.

6.1.1 Un fort potentiel de production de bioénergies, susceptible de contribuer significativement à l'autonomie énergétique

Dans le **Chapitre 4**, nous avons estimé le potentiel de production de biométhane actuel à 64.1 TWh PCS¹⁴/an majoritairement permis par les effluents d'élevage (69% du volume total de biométhane). Cela permettrait d'injecter annuellement dans les réseaux 59.4 TWh PCS de biométhane¹⁵ ou encore jusqu'à 19.6 TWh PCS de chaleur et 25.0 TWh PCS d'électricité (représentant respectivement 12, 44 et 5% de la consommation nationale). Les territoires d'élevage, et en particulier l'Ouest de la France (Pays de la Loire, Bretagne, Normandie et Nouvelle-Aquitaine) contribueraient pour moitié au potentiel national de production de biométhane. Nous avons aussi montré que la généralisation des cultures intermédiaires et la digestion anaérobie de la biomasse aérienne produite permettrait d'augmenter la production de biométhane de 70% soit au total 108.7 TWh PCS/an (100.8 TWh si le biométhane était injecté ou encore 33.2 TWh de chaleur et 42.4 TWh d'électricité en cogénération). Cela représenterait 20% de la consommation française de gaz naturel, 75% de la consommation de chaleur et 9% de la consommation d'électricité. Le recours accru aux cultures intermédiaires modifie aussi la distribution spatiale de la production de biométhane au sein du territoire français. Les régions orientées grandes cultures auraient – au même titre que les régions orientées élevage – un potentiel de production de biométhane conséquent grâce à leur capacité de production de biomasse de cultures intermédiaires élevée. Grâce à la démarche spatialement explicite et à l'approche d'optimisation mise en œuvre tenant compte des contraintes de composition des mélanges de substrats (rapport C/N, teneur en eau), nous avons pu identifier qu'actuellement seulement 24% du gisement de résidus de culture techniquement exploitable pourraient être valorisés car au-delà de ce seuil, cela mènerait à des mix de substrats trop secs. Ce phénomène est surtout identifiable dans les régions orientées grandes cultures. Ainsi, la généralisation des cultures intermédiaires présenterait aussi comme bénéfice collatéral de permettre de valoriser une quantité plus importante de résidus de cultures (c'est-à-dire de valoriser 40% du gisement disponible contre 24% dans un scénario sans généralisation des cultures intermédiaires). En effet, l'introduction des cultures intermédiaires, dont le rapport C/N et le taux de MS sont plus faibles que ceux des résidus de culture, permet de mobiliser ces derniers en quantités plus importantes par effet de dilution dans le mix global.

¹⁴ Pouvoir Calorifique Supérieur (High Heating Value en anglais)

¹⁵ En considérant les pertes ayant lieu durant les étapes d'épuration et d'injection ainsi que la quantité de biométhane autoconsommée.

Nos résultats confirment que la France dispose d'un gisement de biomasse agricole élevé et que la méthanisation pourrait contribuer significativement à son mix énergétique. En 2021, les unités de méthanisation en fonctionnement ont injecté 4.3 TWh de biométhane dans les réseaux, et produit 1.5 TWh d'électricité et 1.1 TWh de chaleur (SINOE®, 2022). En conséquence, avec le gisement de substrats actuel, la France pourrait multiplier par 13.8 la quantité de biométhane injectée, ou par 16.7 et 17.8 les quantités d'électricité et de chaleur produites grâce à la méthanisation. D'après nos résultats, le gisement actuel de biomasse peut donc permettre d'atteindre l'objectif de 10% de gaz renouvelable à l'horizon 2030 fixé par la LTECV (*LOI n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte*, 2015) ou de produire 24 à 32 TWh de biogaz en 2028 comme fixé par la Programmation Pluriannuelle de l'Energie (*Décret n° 2020-456 du 21 avril 2020 relatif à la programmation pluriannuelle de l'énergie*, 2020), à condition que le parc d'unités de méthanisation se développe en conséquence.

Nos résultats sont conformes aux estimations de production de biogaz antérieures se situant entre 76 et 148 TWh PCS/an mais restent difficilement comparables du fait de différences méthodologiques significatives (ADEME et al., 2018; Couturier et al., 2016; Mourjane and Fosse, 2021; Négawatt Association, 2021; WWF France, 2022). Ces différences portent notamment sur les aspects suivants : (i) La plupart des estimations antérieures ont été réalisées à l'horizon 2050 et supposent des évolutions profondes des modes de production (i.e. augmentation de la part d'agriculture biologique, instauration de pratiques agroécologiques, etc.) et/ou des modes de consommation (e.g., diminution de la consommation de viande et baisse du gisement d'effluents associé ou encore hausse des surplus d'herbes non pâturées). Cependant, les hypothèses et modes de calculs associés ne sont pas ou peu explicités dans ces études. Ensuite, (ii) les catégories de substrats prises en compte sont différentes. Plus particulièrement, nous ne considérons pas les gisements de surplus d'herbes et les déchets d'industries agroalimentaires qui représenteraient respectivement 10 à 30 TWh et 5 à 10 TWh à l'horizon 2050 (Couturier et al., 2016; Négawatt Association, 2021; WWF France, 2022). Pour les catégories de substrats communes avec nos travaux, (iii) les sources et méthodes d'estimation utilisées sont également différentes. En particulier, des taux de mobilisation spécifiques à chaque gisement sont appliqués dans ces études alors que nous considérons que l'intégralité de la biomasse (aérienne pour les végétaux) est soit méthanisée soit restituée au sol dans une perspective d'évaluation comparée de ces deux voies. C'est notamment le cas pour le gisement de biomasse de cultures intermédiaires. Nos estimations de production de biométhane à partir de cette ressource sont similaires à celles rapportées dans la littérature alors que ces dernières ne mobilisent que 33 à 51% du gisement pour des raisons

agronomiques. Autrement dit, la biomasse de cultures intermédiaires que ces études estiment à l'horizon 2050 est nettement supérieure à la quantité que nous avons estimée dans les conditions actuelles. Dans ces travaux, l'estimation de la biomasse de cultures intermédiaires est réalisée à partir d'hypothèses frustes sur le rendement, sans forcément clarifier les choix méthodologiques et hypothèses sous-jacentes (e.g., fertilisation ou non). Dans notre travail, nous avons accordé une attention particulière à l'estimation fine du potentiel de production de cultures intermédiaires, en prenant en compte de façon explicite les pratiques agricoles et les contextes pédoclimatiques dans lesquels elles s'insèrent. En outre, cette différence pourrait être aussi expliquée par les évolutions systémiques considérées, alors que nous avons fait l'hypothèse que la production de biomasse serait identique et constante dans un scénario de massification de la méthanisation, sans considérer l'adaptation des systèmes de culture. Une autre lacune méthodologique demeure dans ces études : (iv) elles ne prennent pas en compte les contraintes de composition des mélanges de substrats liées au procédé de méthanisation (rapport C/N et teneur en eau). Dans le **Chapitre 4**, nous avons pu démontrer que ces contraintes réduisaient le potentiel de 24 à 40% selon la modalité de disponibilité de culture intermédiaire considérée, et ce en optimisant la quantité de biométhane produite. A notre connaissance, seuls Einarsson and Persson (2017) ont tenu compte de ces contraintes à l'échelle européenne et ont montré la forte sensibilité du potentiel de production de biométhane à leur prise en considération. Méthaniser des résidus comme les pailles de céréales est compliqué techniquement car il s'agit de matières ligno-cellulosiques, très sèches et à très fort C/N. Leur valorisation par méthanisation suppose de pouvoir les mélanger à d'autres substrats, à C/N plus faible et à teneur en eau plus élevée. Nous avons ainsi mis en évidence que la généralisation des cultures intermédiaires avait comme co-bénéfice de permettre la valorisation d'une quantité plus importante de résidus de culture, en particulier de pailles, le mélange étant plus compatible avec le procédé de méthanisation, une idée rarement évoquée dans la littérature.

6.1.2 Un effet contrasté de la méthanisation sur les émissions de GES (Hypothèse 1)

Les **Chapitres 3 et 5**, visaient l'évaluation comparée des bilans nets de GES des deux voies de valorisation de la biomasse agricole : méthanisation vs. retour direct au sol¹⁶. Ces bilans nets de GES ont été établis en délimitant rigoureusement les systèmes évalués et en intégrant de façon exhaustive les postes d'émission impactés par chaque voie de valorisation. Ces travaux se sont

¹⁶ Ou majoritairement dans le cas du **Chapitre 3**. Une partie des substrats a été compostée avant d'être restituée au sol.

appuyés sur une modélisation semi-mécaniste des deux processus majeurs au cœur de ces deux voies, la digestion anaérobie et le stockage de carbone dans les sols. Le **Chapitre 3** s'est intéressé à des unités de méthanisation en cogénération enquêtées, dont nous avons simulé le fonctionnement et estimé le bilan GES sur la base des pratiques qu'elles mettent en œuvre (substrats mobilisés, temps de rétention hydraulique, pratiques de stockage des digestats, taux de valorisation de la chaleur), par comparaison à un scénario hypothétique de retour au sol majoritaire des biomasses considérées. Le **Chapitre 5** s'est intéressé quant à lui à un scénario exploratoire de développement massif de la méthanisation en France métropolitaine, faisant suite à l'estimation du potentiel estimé dans le **Chapitre 4**. Autrement dit, dans ce **Chapitre 5**, pour chaque canton de France, nous avons estimé les émissions nettes de GES des deux voies de valorisation de la biomasse au cœur de cette thèse, en optimisant le mix de sorte à produire le maximum de biométhane tout en respectant des contraintes de procédé.

Dans les deux chapitres nous avons pu identifier que la méthanisation était plus efficace que l'enfouissement pour atténuer les émissions de GES dès lors qu'elle est conduite avec un bon niveau de technicité (maîtrise des fuites de méthane, couverture pendant le stockage des digestats). Comparativement à l'enfouissement direct de la biomasse, nos résultats montrent que la méthanisation peut atténuer les émissions de GES françaises à hauteur de 10.8 Mt CO₂ eq/an, soit 2.6% des émissions nationales ou 13.3% des émissions du secteur agricole. La généralisation des cultures intermédiaires et leur méthanisation permettrait d'atténuer les émissions de GES jusqu'à 17.1 Mt CO₂ eq/an, i.e. 4.1% des émissions nationales ou 21.0% des émissions du secteur agricole. A notre connaissance, aucune étude ne s'est consacrée à l'évaluation comparée de ces deux voies à large échelle spatiale. Cependant, comme identifié par certains auteurs (Bacenetti and Fiala, 2015; Salvador et al., 2019), les bénéfices climatiques de la méthanisation sont fortement dépendants du mix énergétique substitué. Dans le contexte énergétique français, ces fortes atténuations ne seraient permises qu'à condition d'injecter le biométhane dans le réseau gaz, permettant ainsi de bénéficier d'effets de substitution à des sources d'énergie fossile. Dans le **Chapitre 5**, nous avons obtenu un facteur d'émission global du biométhane allant de 25.8 à 39.2 g CO₂ eq/kWh PCI¹⁷ injecté selon le niveau de disponibilité de la biomasse de cultures intermédiaires, soit une réduction de 83 à 89% comparé au gaz naturel. De telles performances ne sont atteignables que si la méthanisation est conduite avec un bon niveau de technicité. Dans ce cas, l'injection directe de biométhane serait en accord avec les objectifs de réduction des émissions de GES de 50 à 80% comparée aux sources d'énergies fossiles fixés par l'Europe dans la directive « RED II » puis retranscrits en France plus

¹⁷ Pouvoir Calorifique Inférieur (Low Heating Value en anglais)

récemment dans le code de l'énergie ("Article L281-2 - Code de l'énergie - Légifrance," n.d.; *Directive (UE) 2018/2001 du Parlement européen et du Conseil du 11 décembre 2018 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables*, 2018). Les **Chapitres 3 et 5** s'accordent à dire que la cogénération en France serait moins performante pour réduire les émissions de GES principalement parce que le mix électrique français est très décarboné. Également, nous avons pu démontrer qu'une faible utilisation de la chaleur en dehors du procédé dégradait fortement les performances environnementales de la méthanisation, voire qu'elle pouvait neutraliser son intérêt climatique (**Chapitre 3**). Ce résultat est largement admis par la communauté scientifique (Bacenetti et al., 2016; Bacenetti and Fiala, 2015; Bachmaier et al., 2013, 2010; Buratti et al., 2013; Hijazi et al., 2016; Lansche and Müller, 2012; Paolini et al., 2018; Siddiqui et al., 2020). Aussi, ces deux chapitres démontrent que la gestion des émissions de CH₄ tout au long de la filière de méthanisation est le déterminant principal de sa performance climatique et que des pratiques adéquates doivent être mises en œuvre pour les minimiser. La couverture des digestats au stockage et la récupération du méthane résiduel permettent de drastiquement atténuer les émissions de CH₄ et améliorent ainsi l'efficacité de la méthanisation, comme identifié par plusieurs études antérieures (Bachmaier et al., 2013; Boulamanti et al., 2013; Buratti et al., 2013; Gopal et al., 2020; Mezzullo et al., 2013; Paolini et al., 2018). Ensuite, nos résultats ont montré que l'efficacité était très sensible à la variation du taux de fuite du digesteur. Au-delà de 5%, quelle que soit la valorisation finale du biogaz, l'intérêt climatique de la méthanisation est fortement diminué, voire annihilé.

Cependant, nos estimations de différences d'émissions nettes de GES (Méthanisation - Enfouissement direct de la biomasse) diffèrent entre les **Chapitres 3 et 5**. Dans le **Chapitre 3**, la méthanisation en cogénération avec un faible taux d'utilisation de la chaleur atténue de façon moins efficace les émissions de GES que l'enfouissement direct des biomasses (+ 147 kg CO₂ eq/tC traitée) alors qu'à l'échelle nationale avec les mêmes conditions de valorisation du biogaz la méthanisation permettrait de les atténuer à hauteur de - 348 kg CO₂ eq/tC (**Chapitre 5**). Cette contradiction apparente entre les **Chapitres 3 et 5** est également notable dans le cas de l'injection directe de biométhane dans les réseaux. Dans le **Chapitre 3**, nous simulons aussi les 30 unités enquêtées sous hypothèse d'injection directe du biométhane dans les réseaux ce qui leur permettrait d'atténuer les émissions de GES de - 317 kg CO₂ eq/tC comparées à l'enfouissement de la biomasse contre - 679 kg CO₂ eq/tC à l'échelle nationale (**Chapitre 5**). Ces différences apparentes sont liées à quatre différences dans les périmètres d'étude :

- Dans le **Chapitre 3** nous nous sommes focalisés sur un panel d'unités de méthanisation en cogénération en fonctionnement en prenant en compte la diversité de leurs pratiques (i.e.

approvisionnement, gestion des digestats, valorisation de la chaleur), influençant leur efficacité pour atténuer les émissions de GES. La prise en compte des mix réels de substrats qui les alimentent a nécessité de considérer l'impact du détournement de certaines biomasses pour un usage énergétique (e.g., ensilage de maïs). Lorsque la biomasse était détournée d'un usage en alimentation animale, nous avons considéré les émissions de GES liées à la production de cette biomasse dans le scénario méthanisation. Ces émissions représentaient 147 kg CO₂ eq/tC et diminuaient l'efficacité de la méthanisation pour atténuer les émissions de GES comparée à l'enfouissement direct de la biomasse. De nombreux travaux de bilan GES de la méthanisation ont identifié que la prise en compte de ces effets réduisait fortement l'intérêt de la méthanisation (Hamelin et al., 2014; Styles et al., 2015a, 2015b; Tonini et al., 2016). Cet effet n'est pas présent dans le **Chapitre 5** car les biomasses considérées (effluents d'élevage, résidus de culture, cultures intermédiaires, boues de station d'épuration) ne sont pas détournées d'un usage alimentaire.

- De plus, les pratiques d'approvisionnement réelles des méthaniseurs nous ont conduit à simuler une phase de compostage puis d'épandage des composts pour des matières spécifiques qui ne seraient pas classiquement restituées au sol directement (e.g., biodéchets des ménages ou des industries agroalimentaires). Les émissions durant la phase de compostage s'élevaient en moyenne à 239 kg CO₂ eq/tC (**Chapitre 3**). Dans le **Chapitre 5**, ce type d'émission n'intervient pas dans les calculs puisque les deux voies de valorisation de la biomasse sont comparées sous hypothèse d'une identité parfaite des biomasses traitées, en nature et en quantité.

- Aussi, nous avons considéré les pratiques réelles de stockage des digestats dans le **Chapitre 3**, dont nous avons montré qu'une mauvaise gestion (i.e. absence de couverture et de récupération du biogaz) détériorait très fortement l'intérêt climatique de la méthanisation. Dans ce chapitre, nous avons aussi montré que si ces 30 unités optimisaient leurs pratiques (notamment en couvrant les digestats), elles pourraient atténuer jusqu'à 640 kg CO₂ eq/tC en injection et 475 kg CO₂ eq/tC en cogénération, ce qui est cohérent avec nos estimations à l'échelle nationale dans lesquelles nous avons fait l'hypothèse que les méthaniseurs étaient conduits avec bon niveau de technicité.

- Pour finir, nous avons modélisé plus finement le stockage de carbone dans le sol dans le **Chapitre 5** que dans le **Chapitre 3**, en prenant en compte la persistance du carbone à long terme (via la simulation explicite de la minéralisation secondaire de l'humus) et les interactions avec le cycle de l'azote. L'impact comparé de la restitution des digestats vs. des biomasses non digérées est approfondi dans la section suivante.

6.1.3 La méthanisation ne permet pas de stocker autant de carbone dans le sol que l'enfouissement des biomasses non-digérées (Hypothèse 2)

Dans les **Chapitres 3 et 5**, nous avons identifié qu'à quantité de carbone traitée identique entre scénarios (ou quasiment pour le **Chapitre 3**), la méthanisation suivie de l'épandage des digestats ne permettait pas de stocker autant de carbone dans les sols que l'enfouissement des biomasses non digérées car une partie du carbone entre dans la composition du biogaz. Et ce, même en considérant que les digestats de méthanisation sont fortement récalcitrants à la minéralisation. Bien que le potentiel amendant des digestats soit largement reconnu, l'impact sur la dynamique du carbone dans le sol comparé à l'enfouissement direct de la biomasse non digérée reste peu quantifié (Cayuela et al., 2010). Les quelques études expérimentales qui s'y intéressent montrent que la restitution au sol des digestats comparée à celle des biomasses non traitées permettrait de stocker autant de carbone dans les deux cas (Béghin-Tanneau et al., 2019; Pastorelli et al., 2021; Thomsen et al., 2013; Zicker et al., 2020), ce qui n'est pas en accord avec les résultats de notre travail. Dans ces travaux, une ambiguïté importante demeure dans les quantités de digestats restituées au sol comparé aux biomasses brutes et sur quelle base ces quantités sont déterminées (en masse, en carbone, en azote). Nous avons levé cette ambiguïté dans cette thèse en respectant strictement les bilans de masse dans les deux scénarios à l'aide du modèle développé. Cette apparente contradiction peut s'expliquer par le fait que ces études sont limitées à un nombre de biomasse/digestat et de contextes pédoclimatiques restreints. Il semblerait qu'aucune étude antérieure n'ait considéré le stockage de carbone dans l'estimation des émissions de GES dans des scénarios de développement massif de la méthanisation à large échelle spatiale en intégrant la multiplicité des contextes pédoclimatiques et des mix de substrats.

6.1.4 La différence de stockage du carbone s'estompe avec le temps, avantageant ainsi la méthanisation sur le long terme

Nos résultats nous ont permis d'identifier que la différence de stockage de carbone dans le sol entre les deux scénarios était plus faible dans le **Chapitre 5** que dans le **Chapitre 3**. Dans le **Chapitre 5**, la restitution au sol des digestats de méthanisation stocke 175 kg CO₂éq/tC par an de moins que la restitution des biomasses brutes contre 333 kg CO₂éq/tC dans le **Chapitre 3**. C'est attribuable au fait que dans le **Chapitre 5**, nous avons simulé la dynamique à long terme des cycles du carbone et de l'azote dans le sol (ainsi que leurs interactions), en prenant en compte la minéralisation du stock

de carbone organique des sols en fonction des contextes pédoclimatiques. Grâce à cela, nous avons pu identifier qu'à long terme (environ 30 ans), le stockage net annuel de carbone tendait vers zéro dans chaque scénario. Autrement dit, pour chaque tonne de carbone apportée au sol, le stock de carbone organique des sols n'augmenterait plus (ou très peu), parce qu'un nouvel état d'équilibre serait atteint. A cet état d'équilibre, les sorties de carbone par minéralisation compensent les entrées par apport répété de digestats ou de biomasses non-digérées. La simulation des interactions entre les cycles du C et N dans le sol nous a aussi permis d'identifier que la différence de stockage de carbone avait un impact sur la disponibilité de l'azote. En effet, l'enfouissement direct de la biomasse stocke plus de carbone dans le sol. Ainsi, plus d'azote est immobilisé durant l'humification, limitant la disponibilité de l'azote et les effets de substitution associés comparé au scénario « Méthanisation » sur 31 ans.

Au final, ces résultats nous ont permis de démontrer que l'intérêt climatique de la méthanisation s'améliorait sur 31 ans car nous avons montré que le stockage de carbone dans les sols était fini dans le temps alors que la méthanisation permettait de fournir de l'énergie et les effets de substitution associés de façon illimitée. Bien que l'atteinte d'un équilibre lié à l'apport répété de matières organiques au sol soit reconnu, il n'a jamais été discuté – à notre connaissance – dans la littérature spécialisée sur la méthanisation et les digestats. C'est notamment lié au fait que le stockage de carbone est très peu considéré dans les évaluations environnementales des méthaniseurs et que la dynamique pluriannuelle ne soit pas étudiée.

6.2 CHOIX DE MODELISATION : ORIGINALITES ET LIMITATIONS

6.2.1 Originalité de notre approche

A notre connaissance, l'outil de bilan de GES développé dans cette thèse est le premier qui permet d'estimer à large échelle spatiale, d'une part, le potentiel de production de biométhane offert par un scénario de développement massif de la méthanisation et d'autre part, les émissions nettes qui lui sont associées par comparaison à un scénario de retour au sol des biomasses tout en considérant les répercussions systémiques sur les cycles du C et du N et en respectant les bilans de masse. Le modèle permet également de simuler les émissions nettes de GES d'un scénario de référence (ou ligne de base) dans lequel la biomasse serait directement épandue au sol, et dont les bénéfices

environnementaux sont souvent peu considérés dans les évaluations environnementales de la méthanisation. C'est également un des premiers outils à proposer le couplage d'un modèle de digestion anaérobie avec un modèle de stockage de carbone dans les sols, ainsi qu'une série de facteurs d'émission, pour proposer une évaluation complète et équilibrée des deux voies de valorisation. Il permet une évaluation allant de la mobilisation des substrats jusqu'à la valorisation énergétique du biogaz et agronomique des biomasses, et des répercussions sur les émissions des sols cultivés. Cette méthodologie originale est reproductible dans différents contextes agro-pédoclimatiques.

La deuxième innovation principale de notre outil repose dans sa nature spatialement explicite. Celle-ci a permis de prendre en compte l'impact de la diversité des contextes pédoclimatiques et agricoles sur l'hétérogénéité de la disponibilité en substrats au sein du territoire – ainsi que la production de biométhane associée – et sur la dynamique du carbone dans le sol à une échelle spatiale fine. Couplée à la démarche d'optimisation, elle a permis de démontrer que l'ensemble de la biomasse disponible sur le territoire n'était pas forcément valorisable car les mix ne respectaient pas des contraintes liées au procédé de méthanisation (rapport C/N, taux de matière sèche). A l'échelle française, nous avons identifié que la prise en compte de ces contraintes avait un impact significatif sur le potentiel de production de biométhane estimé, ce qui n'avait jamais été discuté dans les estimations menées jusqu'alors.

Un autre atout majeur de notre outil réside dans sa considération du temps long pour évaluer la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol, ainsi que son impact sur les émissions nettes de GES des deux voies de valorisation de la biomasse considérées. Cette nouveauté a été essentielle pour démontrer que la différence de stockage de carbone s'estompait à long terme entre les deux scénarios, améliorant ainsi le bénéfice climatique apporté par la méthanisation au cours du temps.

6.2.2 Limitations

Une des premières limitations du modèle est qu'il repose sur l'hypothèse centrale de SYS-Metha, à savoir l'additivité des substrats. Ainsi, dans SYS-Métha, la production totale de biogaz et de digestat correspond à la somme des quantités produites pour chaque biomasse traitée. Pourtant, cette hypothèse est critiquable dans la mesure où la codigestion de différents mix de substrats peut fournir des effets synergiques ou antagonistes selon les teneurs en nutriments, la concentration en composés inhibiteurs et récalcitrants, le pH, le ratio C/N ou encore le pouvoir tampon (Castro-

Molano et al., 2018; Himanshu et al., 2018; Ma et al., 2019; Montesdeoca-Pichucho et al., 2020). L'existence d'interactions fait que la production globale de biométhane peut-être améliorée ou dégradée comparée à la somme des contributions individuelles des substrats. Malgré cette limite, SYS-Metha est un modèle robuste qui affiche une bonne qualité prédictive (Bareha et al., 2022) et dont les efforts d'amélioration sont en cours. Comparé aux modèles dynamiques complexes, SYS-Metha est à l'heure actuelle le seul modèle qui permet de simuler la production de biométhane et de digestats à partir d'un large panel de substrats et avec seulement quelques paramètres d'entrée. A notre connaissance, c'est le seul modèle de digestion anaérobie qui permette de faire une évaluation environnementale de la méthanisation à large échelle spatiale.

Une autre limitation de notre outil est qu'il ne simule pas le mécanisme de saturation des sols (voir section 2.2.1) et son impact sur le stockage carbone. Ainsi, nous considérons que les sols peuvent stocker du carbone jusqu'à l'atteinte d'un nouvel équilibre entre les entrées de carbone et les pertes par minéralisation secondaire. Pourtant, lorsque la saturation des fractions minérales fines du sol est atteinte grâce aux liaisons avec les MO associées à des minéraux (MAOM), le pool de MO particulaires (POM) dont le turnover est plus rapide se développe majoritairement. Ce sont des composés relativement peu décomposés, moins protégés et plus vulnérables à la décomposition que les MAOM (Benbi et al., 2014). Ainsi, nous surestimons probablement la capacité de stockage de carbone si les sols sont proches de la saturation, ce qui ne serait pas le cas pour la plupart des sols agricoles français (Martin et al., 2021). Même si la saturation de la phase minérale du sol était atteinte, cela n'altérerait pas la validité de nos résultats. L'atteinte de la saturation avant l'équilibre impliquerait que la différence de stockage de carbone net entre les deux scénarios s'annulerait plus rapidement dans le temps, avantageant ainsi encore davantage la méthanisation par rapport à l'enfouissement en terme d'atténuation des émissions de GES.

Ensuite, dans notre étude, nous avons couplé un modèle de digestion anaérobie à un modèle de stockage de carbone. Cependant, nous n'avons pas pu tester l'incertitude qui pourrait se propager suite à la combinaison des deux modèles. Elle impacterait la quantité de digestat produite et sa teneur en carbone (incertitude liée au modèle de digestion anaérobie) puis la fraction de ce carbone qui serait stabilisée à long terme dans la matière organique du sol (incertitude liée au modèle d'évolution du stock de carbone). Par ailleurs, le modèle de stockage de carbone ne dispose que d'un seul paramétrage pour les digestats. Ainsi, il existe un potentiel d'amélioration pour affiner le coefficient isohumique des digestats en fonction des substrats initiaux, même si de tels travaux sont déjà en cours (Levavasseur et al., 2022). Une piste intéressante serait de modéliser la stabilité de la

MO durant le procédé de digestion anaérobie avec SYS-Metha, en considérant les caractéristiques des substrats digérés. Des estimations de stockage de carbone dans le sol plus précises seraient à même de modifier la différence de stockage de carbone entre les deux scénarios et l'intensité d'atténuation des émissions de GES offerte par la méthanisation. Toutefois, l'atteinte d'un équilibre à long terme ne serait pas remise en cause.

Pour finir, bien que nous ayons paramétré notre modèle d'estimation des émissions nettes de GES à partir de sources publiées, actualisées et largement approuvées, nous sommes conscients que des incertitudes associées aux facteurs d'émission demeurent. C'est en particulier le cas pour les émissions liées au stockage et à l'épandage des effluents d'élevage, à l'épandage des engrais minéraux et organiques, ainsi que pour les émissions des sols cultivés, calculées à partir de recommandations internationales (EMEP/EEA, 2016; IPCC, 2019b, 2019c). Bien que de telles approches soient robustes (Hergoualc'h et al., 2021), l'utilisation de facteurs d'émissions manque tout de même de précision. C'est particulièrement vrai pour la phase de **stockage des biomasses (traitées ou non)** pour laquelle les facteurs d'émission utilisés ne tiennent pas compte de la température de l'air par exemple. Aussi, nous avons constaté que l'atténuation des émissions au stockage des effluents d'élevage était un atout majeur de la méthanisation, notamment grâce à la réduction des temps de stockage. Pourtant, ce résultat repose sur une hypothèse simpliste de linéarité des émissions en fonction de la durée de stockage comme réalisé dans des études antérieures (Esnouf et al., 2021; Rigolot et al., 2010). Une évaluation plus fine de l'impact de la durée de stockage des effluents sur les émissions de GES et en particulier le CH₄ permettrait de raffiner ce co-bénéfice apporté par la méthanisation. Ensuite, pour le **stockage des digestats**, nous avons utilisé un facteur d'émission de CH₄ unique fourni par l'IPCC. Néanmoins, plus le temps de rétention hydraulique de la biomasse dans le digesteur augmente, plus la MO est dégradée, ce qui diminue les émissions de CH₄ liées au stockage des digestats (Møller et al., 2022; Muha et al., 2015). Ces facteurs d'émission génériques ne permettent pas non plus de prendre en compte certains déterminants des émissions à **l'épandage des biomasses** comme les conditions météorologiques (e.g., température, vent). Mais encore, les digestats contiennent une fraction d'azote ammoniacale plus importante que les substrats initiaux, à l'origine de pertes par volatilisation plus conséquentes (Møller et al., 2022). Cependant, les recommandations IPCC fournissent le même facteur d'émission de NH₃ pour l'épandage de matières digérées ou non. A noter qu'à l'échelle nationale (**Chapitre 5**), nous avons considéré que l'épandage des biomasses était réalisé avec des équipements à faible émission de NH₃ (injection ou incorporation dans le sol). Par ailleurs, nous avons calculé les **effets de substitution aux engrais minéraux de synthèse** en

prenant en compte les émissions liées à la production et à l'épandage des fertilisants proportionnellement à la quantité considérée selon les recommandations IPCC. Cependant, la relation entre la quantité d'azote épandue et les émissions directes de N_2O des sols serait exponentielle (Shcherbak et al., 2014). Dans notre étude, lorsque la quantité d'azote substituée est élevée, il est probable que nous ayons sous-estimé les effets de substitution associés. Pour finir, bien que les propriétés fertilisantes des effluents d'élevage et des digestats soient largement reconnues, nous ne savons pas dans quelle mesure les agriculteurs substituent ces apports organiques à des engrais azotés de synthèse en pratique. Bien que nous ayons considéré que la quantité nette d'azote apporté par les fertilisants organiques se substituait à la même quantité nette apportée par les fertilisants minéraux, le taux de substitution demeure incertain et peu quantifié. Une substitution partielle, inexistante ou différente selon que les biomasses seraient digérées ou non, influencerait les émissions évitées liées à la substitution des engrais minéraux de synthèse. Afin de mieux mettre en perspective les bénéfices climatiques apportés par la méthanisation, il serait nécessaire de poursuivre ces travaux avec une analyse d'incertitude associée aux différents facteurs d'émission et paramètres de notre outil de bilan GES.

6.3 DISCUSSION DES CHOIX MÉTHODOLOGIQUES

Dans ce manuscrit, nous avons fait le choix de nous concentrer sur l'évaluation des émissions de GES dont l'atténuation reste un défi majeur dans ce contexte d'urgence climatique. Cependant, nous avons vu que ces deux voies avaient un impact différent sur le stockage de carbone dans les sols. Au-delà de l'intérêt climatique, le stockage de carbone est bénéfique pour les propriétés des sols. Il permet d'améliorer la fertilité chimique des sols (capacité d'échange cationique, pH), la biodiversité ainsi que l'activité biologique (ressource trophique) et la fertilité physique (porosité, stabilité structurale, rétention d'eau). Les deux usages de la biomasse évalués ont également des effets sur d'autres compartiments environnementaux (qualité des eaux, qualité de l'air). Par exemple, la plus grande volatilité de l'azote dans les digestats augmenterait les pertes d'ammoniac au stockage et à l'épandage comparé à des effluents bruts. Au-delà de l'impact agronomique (perte de valeur fertilisante), cela induirait une dégradation de la qualité de l'air (Van Stappen et al., 2016). Nos jeux de données et le modèle développé constituent un socle solide pour évaluer ces deux voies sur d'autres catégories d'impact.

Ensuite, nous avons fait le choix de considérer – à l'échelle nationale – les gisements de biomasse majoritaires disponibles pour la méthanisation dont l'usage classique est l'enfouissement direct au sol. Cependant, la méthanisation s'applique à d'autres catégories de biomasses comme nous avons pu l'observer dans le **Chapitre 3** (i.e. biodéchets des ménages, des agro-industries, etc.). En ce sens, il serait intéressant de les considérer à l'échelle nationale même si ces ressources supplémentaires restent minoritaires par rapport à celles que nous avons prises en compte. Bien que le modèle s'applique à une grande variété de biomasses agricoles, cela nécessiterait de le calibrer plus finement pour des biomasses de type biodéchets. Cela demanderait aussi de modéliser les émissions de GES associées à l'usage classique de ces biomasses, qui ne seraient pas forcément restituées au sol directement ou bien compostées (i.e. incinération, mise en décharge ou autre valorisation matière ou énergie). L'avantage environnemental de la méthanisation doit être évalué au regard des pratiques auxquelles elle se substitue.

Nous avons assumé le choix d'un développement de la méthanisation qui n'engendrerait pas de concurrence d'usage des sols et ne menacerait pas la sécurité alimentaire. A l'échelle nationale nous n'avons pas simulé des pratiques de méthanisation qui modifient les systèmes de culture actuels pour produire plus de biomasse pour alimenter le digesteur¹⁸. Plus précisément, nous n'avons pas considéré les mécanismes d'expansion, de déplacement et d'intensification de cultures pour la production d'énergie (Marvuglia et al., 2013). L'expansion est définie comme la transformation d'une terre en terre arable. Le déplacement fait référence au remplacement d'une culture par une autre, ce qui est particulièrement le cas pour les cultures énergétiques dédiées. Ensuite, l'intensification vise à produire plus sur une même culture en utilisant plus d'intrants. Ce cas s'applique notamment pour les CIVE qui peuvent être fertilisées, irriguées ou entraîner le décalage des semis/récoltes des cultures principales pour allonger leur cycle. Le détournement d'une production agricole destinée à l'énergie plutôt qu'à l'alimentation aurait des répercussions environnementales (modification des flux de C et N, de la disponibilité en eau, production d'intrants) et sur la sécurité alimentaire (disponibilité de biens alimentaires) qu'il serait important d'évaluer à l'échelle nationale. Par exemple, le décalage des semis des cultures principales inhérent à une récolte tardive des CIVE, peut entraîner des pertes de rendement des cultures suivantes (Marsac et al., 2019) et impacter la production destinée à l'alimentation humaine ou animale. L'impact de cette baisse de production et du potentiel changement d'affectation des sols associé, ainsi que de la fertilisation de ces cultures nécessite d'évaluer les émissions de GES directes et indirectes inhérentes à leur production. Cette nécessité est exacerbée par le fait que la prise en

¹⁸ Mis à part l'insertion de cultures intermédiaires mais qui n'impacte pas le cycle des cultures principales.

compte du changement d'affectation des sols dans l'évaluation des méthaniseurs impacterait lourdement leur bilan GES (Bartoli et al., 2019; Budzianowski and Postawa, 2017; Tamburini et al., 2020). Ainsi, notre étude constitue une base solide pour des travaux futurs visant à considérer ces degrés croissants de modification des systèmes de culture par l'introduction de méthaniseurs dans le territoire. C'est déjà le cas au travers du projet BioCIGES dans lequel des simulations sont en cours pour estimer le potentiel de production de CIVE à l'échelle nationale. A partir de ce travail, notre modèle pourra être modifié pour prendre en compte ce gisement de biomasse en considérant les émissions de GES liées à leur production, et la différence de stockage de carbone permis par les racines et les chaumes comparé à des cultures intermédiaires classiques.

Nous avons considéré que les gisements de biomasse étaient identiques au cours du temps en supposant qu'il n'y aurait pas de changements majeurs dans les habitudes des consommateurs et dans les modes de production. Cependant, la transition vers des modes de production moins consommateurs d'énergies fossiles et de ressources diminuerait certainement les gisements de biomasse disponible et le potentiel de production de biométhane associé. C'est particulièrement vrai pour les gisements d'effluents d'élevage, puisqu'une baisse des effectifs animaux est attendue avec les préoccupations relatives à la consommation de viande et ses impacts sur la santé et l'environnement (Haut conseil pour le climat, 2022). Également, nous n'avons pas pris en compte l'effet que pourrait avoir le dérèglement climatique sur la production de biomasse et sur la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol. L'absence de jeux de données fiables et détaillés sur les changements des modes de production et de consommation ainsi que sur l'impact du dérèglement climatique nous a empêché d'explorer les conséquences en termes de production de biométhane et d'atténuation des émissions de GES associées. Avec de telles données, le modèle pourrait être facilement adapté pour considérer l'évolution des gisements en substrats au cours du temps.

Nous avons assumé le choix de raisonner à une résolution cantonale, maille la plus fine pour laquelle nous disposions des données sur les gisements de substrats. Cette maille était pertinente pour analyser le développement de filières de méthanisation puisqu'elle permet de cerner la variabilité spatiale des gisements en substrats au sein du territoire et de tenir compte – bien qu'indirectement – des contraintes de transport des biomasses (distance moyenne au centroïde = 8 km, sd = 3 km). Cependant, la taille des cantons est variable au sein du territoire national, ce qui peut expliquer une partie de l'hétérogénéité spatiale des gisements de substrats. Par ailleurs, cela nous a conduits à considérer un seul méthaniseur virtuel adimensionné par canton. Bien que cette

hypothèse soit peu réaliste, la prise en compte de plusieurs méthaniseurs dans un canton n'aurait pas modifié nos résultats car notre outil repose sur une hypothèse d'additivité des substrats et les calculs d'émissions de GES sont linéaires. Pour estimer le stockage de carbone dans le sol, cela nous a conduits à considérer un sol « moyen » par canton, ce qui est une approche discutable du fait de la forte diversité spatiale des sols même à l'échelle cantonale. De fortes incertitudes restent associées à l'utilisation de cartes numériques prédisant les propriétés des sols et au calcul de leurs moyennes à la résolution cantonale. Ces incertitudes seraient à même d'impacter le calcul du k_2 , qui correspond à la vitesse de dégradation de la MO du sol. L'incertitude relative à l'estimation du k_2 impacterait la vitesse avec laquelle le nouvel équilibre du stock de carbone des sols serait atteint. *A priori*, l'accélération du turnover du carbone dans le sol (i.e. k_2 plus élevé), accélérerait l'atteinte de l'équilibre, et donc le moment où la différence de stockage de carbone net annuel s'annulerait entre les deux scénarios. Notons qu'avec le jeu de données actuel et la diversité des contextes pédoclimatiques, la diversité de k_2 observée parmi l'ensemble des cantons impacte peu le différentiel d'émissions nettes de GES.

6.4 PERSPECTIVES

6.4.1 Études scientifiques complémentaires

Dans cette étude, nous avons évalué la capacité de production théorique de biométhane en France. Nous avons fait l'hypothèse que l'intégralité des gisements pouvait être disponible pour l'une ou l'autre des voies de valorisation de la biomasse. Cependant, l'accessibilité de ces biomasses pour la production de biométhane reste un défi sociotechnique et économique majeur. Tout d'abord, cela nécessite de considérer la saisonnalité de la production de biomasse et l'instabilité de la production au cours du temps (notamment à cause des conditions climatiques). Cela nécessite aussi que la récolte/collecte de la biomasse soit techniquement réalisable, mais aussi que sa valorisation en méthanisation soit économiquement viable. Autrement dit, les produits de sa valorisation (prix de vente, mesures de soutien) doivent être attractifs comparés au coût de production, de stockage et d'acheminement. La compétitivité de la méthanisation est d'autant plus nécessaire dans le contexte actuel de développement de la bioéconomie et de multiplication des usages de la biomasse. Socialement, cela nécessite l'entente et la coopération des différents acteurs de la filière biogaz pour exploiter au maximum ces gisements. Il serait nécessaire d'améliorer les connaissances sur les

déterminants de la disponibilité de chaque substrat et d'estimer leurs impacts sur le potentiel de production de biométhane et les émissions de GES associées.

Nous n'avons pas non plus pris en compte les contraintes d'injection des énergies produites sur le réseau. Autrement dit, nous avons considéré que l'ensemble de l'énergie produite par méthanisation pouvait être injectée sur le réseau¹⁹. La pleine exploitation du potentiel de production de biogaz dépendra de la proximité aux gazoducs (pour l'injection) ou aux lignes électriques et aux hotspots de consommation de chaleur (pour la cogénération). Il conviendrait de poursuivre ce travail en estimant la part qui serait réellement injectable dans les réseaux. Pour cela, il serait nécessaire de cartographier explicitement les réseaux de distribution d'énergie existants et d'analyser l'adéquation avec la production.

Par ailleurs, cette étude s'est concentrée sur l'impact climatique de ces deux voies de valorisation de la biomasse, choix méthodologique discuté en section 6.3. Pour poursuivre ce travail, il serait nécessaire d'évaluer quantitativement et de cartographier l'effet de l'augmentation de la teneur en carbone organique sur les **propriétés des sols**. Certaines des propriétés (capacité d'échange cationique, réserve utile en eau, densité apparente) pourraient être déterminées en appliquant des fonctions de pédotransfert à nos simulations d'évolution de stocks de carbone organique des sols. Aussi, il serait pertinent d'évaluer les effets directs et indirects de l'accroissement des stocks de MO des sols dans chaque scénario sur la productivité des cultures qui est à même de modifier le gisement de biomasse disponible pour la méthanisation ou pour l'enfouissement. Il serait également intéressant de modéliser les **autres impacts environnementaux** de ces deux voies sur d'autres catégories d'impacts comme la protection de la biodiversité, l'acidification, l'eutrophication, l'épuisement des ressources naturelles, etc. Notre modèle pourrait ainsi être réutilisé et paramétré pour réaliser une ACV de ces deux voies à l'échelle nationale. La **faisabilité économique** de tels scénarios doit également être étudiée en calculant les coûts additionnels associés à chacun d'entre eux à l'échelle nationale. Cela conduirait à évaluer les coûts de fonctionnement et d'investissement, les coûts évités et les produits générés notamment par la vente de l'énergie dans le scénario méthanisation en particulier sous différents régimes de prix du biogaz. Ce travail fournit des jeux de données complets et réutilisables permettant l'évaluation de ces voies de valorisation de la biomasse sous d'autres perspectives que le bilan GES. Il est notamment prévu qu'ils resservent au travers du projet BioCIGES dont un volet s'intéressera à l'évaluation économique de tels scénarios.

¹⁹ Sauf pour la chaleur

Au-delà des aspects environnementaux et économiques, des travaux en lien avec **l'acceptabilité sociale** d'un développement massif de la méthanisation seraient nécessaires. Parce que de telles installations doivent s'insérer dans le paysage, qu'elles peuvent générer des nuisances à cause du trafic généré par la logistique, qu'elles sont potentiellement sources de bruit et d'odeurs, et qu'elles peuvent être sources d'inquiétude vis-à-vis des pollutions (air, eau, sol), il serait important d'évaluer l'impact des oppositions citoyennes dans cette éventualité.

Dans cette thèse, nous avons appliqué le modèle que nous avons développé à l'échelle d'unités de méthanisation et du territoire français. Le modèle pourrait être facilement utilisé pour simuler de façon spatialement explicite des scénarios de développement massif de la méthanisation et de l'enfouissement direct de la biomasse à d'autres échelles géographiques. Par exemple, il pourrait être utilisé à l'échelle européenne ou globale, mais cela nécessite de disposer de données sur les gisements de substrats et sur les contextes pédoclimatiques. Par ailleurs, le modèle peut être utilisé à n'importe quelle résolution spatiale (plus fine ou plus large). Cependant, il a été construit de sorte à prendre en compte les contraintes locales de filières de méthanisation (disponibilité en substrats, distances de transport, respect des contraintes de procédé). Des résolutions spatiales plus larges auraient tendance à nuire au réalisme des simulations réalisées.

6.4.2 Quelles conséquences pour les décideurs publics ?

Grâce à nos simulations, nous avons démontré que la méthanisation de l'ensemble des biomasses agricoles permettrait d'injecter dans les réseaux 59.4 à 100.8 TWh PCS de biométhane par an et ainsi d'atteindre l'objectif de 10% de gaz renouvelable à l'horizon 2030 fixé par la LTECV. Comparée à la restitution directe de la biomasse au sol, la méthanisation répondrait aux objectifs d'atténuation des émissions de GES fixés par la directive RED II. Cependant, ce résultat doit être utilisé avec précaution car il dépend fortement de toutes les hypothèses. En particulier, nous avons montré que l'intérêt relatif de la méthanisation par rapport au retour au sol reposait principalement sur des postes d'émission estimés avec beaucoup d'incertitude. Nous avons considéré que l'azote fourni au sol et l'énergie produite se substituaient intégralement à la production et la distribution de produits équivalents dérivés de sources fossiles. Or, les courbes de consommation, en particulier pour l'énergie, montrent que la production d'énergie renouvelable s'ajoute plus qu'elle ne se substitue aux autres formes d'énergie. Par conséquent, cette thèse souligne qu'il y a de la place pour l'expansion de la méthanisation tout en réduisant les émissions de GES, à condition qu'elle

s'accompagne de réelles politiques de réduction de l'utilisation d'énergie fossile à hauteur équivalente de la production d'énergie renouvelable.

Aussi, cette thèse a souligné que pour être bénéfiques d'un point de vue climatique, les unités de méthanisation devaient être conduites à haut niveau de technicité. Les résultats de cette étude fournissent des leviers clés aux décideurs politiques pour améliorer la durabilité environnementale de la production de biogaz en formant les acteurs à la conduite technique des unités de méthanisation et en mettant en place des mesures incitant à leur mise en œuvre. Cela passe notamment par le choix de l'énergie finale dérivée du biogaz qui permet de décarboner au maximum le mix énergétique. Dans le cas du contexte énergétique français, il conviendrait de privilégier l'injection directe de biométhane, ou alors des unités en cogénération qui valorisent au maximum la chaleur produite. Cela passe en particulier par l'implantation des unités à proximité d'industries ou de lieux résidentiels à forte consommation d'énergie pour une valorisation optimale de la chaleur dans l'écosystème industriel dans lequel elle s'insère de sorte à élaborer des symbioses industrielles territoriales (Diemer, 2016). D'autres mesures efficaces s'articulent autour de la maîtrise des émissions de CH_4 des filières de méthanisation en minimisant les émissions fugitives du digesteur et en couvrant les digestats au stockage (avec récupération du biogaz résiduel). Par ailleurs, parce que l'atténuation des émissions au stockage des effluents d'élevage est un enjeu majeur de la réduction des émissions de GES, ce travail pourrait guider la mise en place de mesures propres de gestion des effluents quelle que soit la voie utilisée pour diminuer les émissions de GES, conserver le potentiel méthanogène (dans le cas de la méthanisation) et restituer plus de carbone et d'azote au sol (dans le cas de la méthanisation et de l'enfouissement direct de la biomasse). Il est intéressant de noter que la mise en place de pratiques de gestion propres des effluents d'élevage serait un levier efficace pour diminuer les émissions nettes de GES du scénario de restitution directe de la biomasse au sol. Par ailleurs, ces pratiques diminueraient l'efficacité comparée de la méthanisation pour atténuer les émissions de GES dont la meilleure gestion des effluents est un des principaux atouts.

Notre étude incite également à l'optimisation de la collecte des effluents d'élevage pour maximiser la production de biométhane et minimiser les pertes de nutriments. Elle démontre également l'intérêt d'un recours massif aux cultures intermédiaires pour produire une quantité plus importante de biométhane et stocker plus de carbone dans les sols (dans les deux scénarios). Mais dans le cas de la méthanisation, la recherche de la maximisation de la production de biométhane et du revenu de vente associé pourrait conduire à des effets pervers comme l'intensification des systèmes

d'élevage en diminuant le recours au pâturage pour collecter plus facilement les effluents dans les bâtiments. Elle pourrait aussi inciter à l'intensification des cultures intermédiaires (i.e. fertilisation, irrigation, allongement du cycle en décalant celui des cultures principales). Également, l'installation d'un méthaniseur représente un investissement lourd et peut se manifester par une tendance forte à la recherche d'économie d'échelle. Cette optimisation du coût de production serait également susceptible d'encourager l'intensification et le verrouillage des systèmes de production. Il est donc nécessaire de mieux cerner, évaluer et encadrer les effets induits par la méthanisation sur les systèmes agricoles.

Au final, notre étude a permis d'identifier les régions les plus favorables à la production de biogaz et à l'atténuation des émissions de GES associées, mais peut aussi aider à orienter les investissements publics et privés pour l'installation de méthaniseurs et le développement de réseaux de distribution d'énergie. Au vu des bénéfices qui seraient apportés par la méthanisation, cette thèse pourrait inciter à la mise en place de mesures pour soutenir la collecte et la méthanisation de la biomasse agricole et déverrouiller les contraintes économiques associées à leur mobilisation. Comme mentionné plus haut, ce travail ne doit pas inciter à la mise en place de mécanismes d'expansion, de déplacement ou d'intensification des systèmes de production dans la mesure où la durabilité de ces derniers ne serait pas assurée. Mais aussi, notre travail a permis d'identifier dans quelles régions la restitution directe de la biomasse au sol permettrait de stocker davantage de carbone que la restitution des digestats correspondants. Ainsi, cela pourrait aider à aiguiller la prise de décision publique en fonction des caractéristiques de chaque région. Cependant, cela nécessitera d'arbitrer entre des objectifs de natures diverses : agronomiques, climatiques et énergétiques. Par exemple, les régions d'élevage sont celles dans lesquelles la méthanisation permet de stocker moins de carbone dans les sols que la restitution directe de la biomasse mais également celles dans lesquelles la méthanisation permet de réduire drastiquement les émissions de GES et de produire une quantité importante de biométhane.

En conclusion, en utilisant une approche méthodologique innovante, cette thèse apporte des références solides et actualisées sur la capacité de la méthanisation à contribuer significativement au mix énergétique et à réduire les émissions de GES par rapport à l'enfouissement direct des biomasses. Cette nouvelle approche a confirmé que l'intensité de l'atténuation des émissions de GES est conditionnée à la mise en œuvre de bonnes pratiques de gestion des méthaniseurs. Elle a aussi permis de mettre en avant des résultats, qui, à notre connaissance, n'ont pas été discutés dans la littérature jusqu'à présent : le bénéfice climatique de la méthanisation comparée à l'enfouissement

direct de la biomasse s'accroît à long terme. Même si la méthanisation permet un moindre stockage de carbone dans les sols, celui-ci est fini dans le temps, avantageant ainsi la production d'énergie par méthanisation et la substitution des énergies fossiles associées.

7

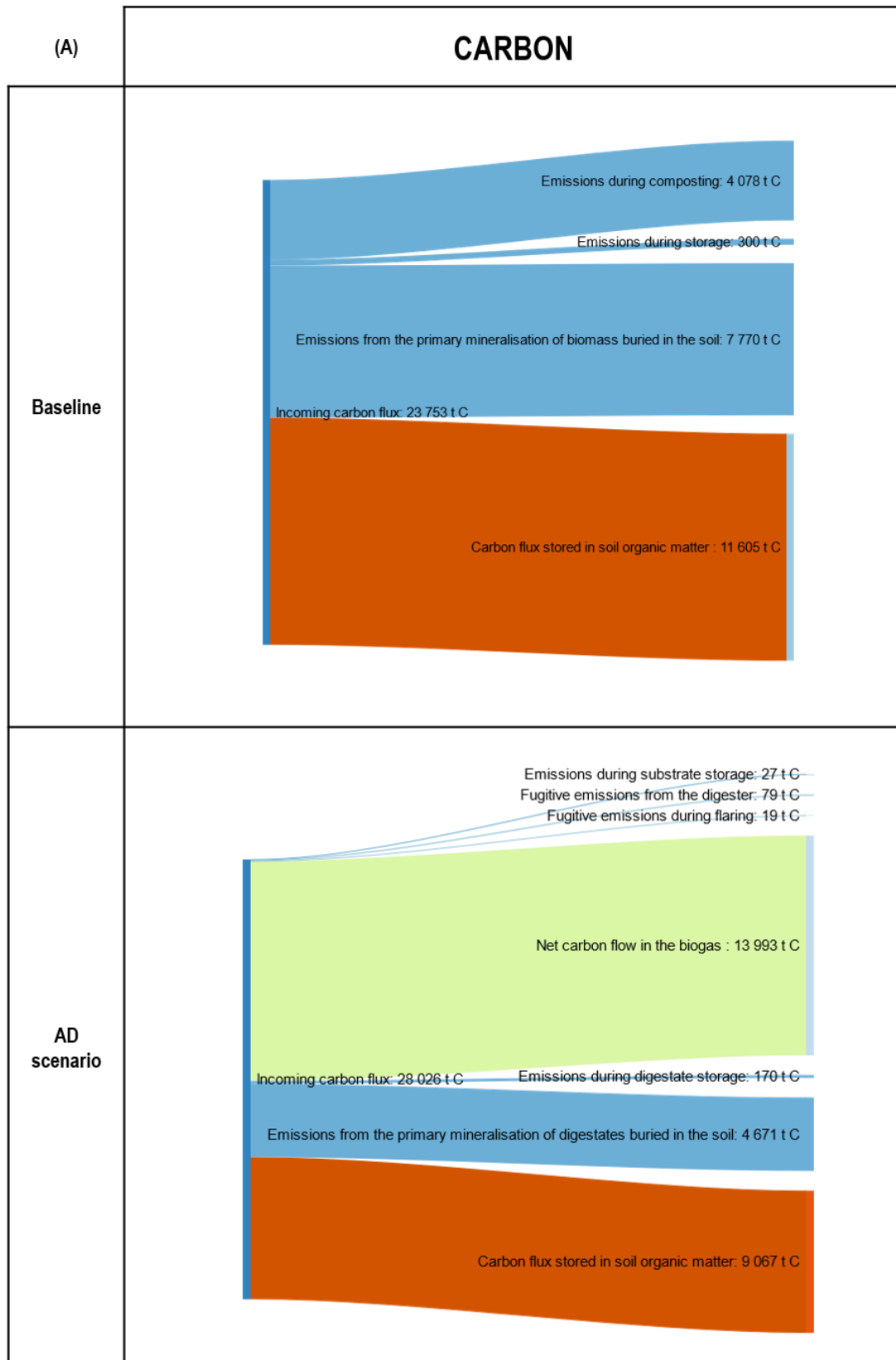
SUPPLEMENTARY INFORMATION

7.1 SUPPLEMENTARY INFORMATION FOR **CHAPTER 3**

Table 5 – AD characteristics and net GHG emissions

AD Plant id	Processed substrate flow (t DM/year)	Dominant substrate type	Share of the dominant substrate in the total substrate inflow	Hydraulic retention time (days)	Operating time of the cogeneration unit (h/year)	Simulated biomethane production (m ³ /year)	Primary energy produced (kWh/year)	Electrical efficiency of the cogeneration unit	Electrical energy produced (kWh of electricity/year)	Thermal energy produced (thermal kWh/year)	Share of heat recovered outside the process	Amount of digestate produced (t DM/year)	Phase separation	Digestate coverage during storage	Difference in net GHG emissions [AD – Baseline] (kg CO _{2eq} /tC processed)
1	855	Industrial	60%	33	7 600	186 184	1 805 985	29%	523 736	902 992	24%	431	NO	YES	-580
2	650	Manures	90%	34	8 557	113 830	1 104 155	36%	397 496	552 077	4%	486	NO	NO	+800
3	1 073	Manures	66%	57	7 460	419 160	4 065 848	38%	1 545 022	2 032 924	24%	573	NO	YES	+69
4	1 037	Manures	89%	31	7 414	196 735	1 908 333	36%	687 000	954 166	45%	723	NO	YES	-1 302
5	528	Manures	77%	34	8 690	102 789	997 050	36%	358 938	498 525	16%	357	NO	NO	+1 081
6	2 086	Manures	48%	32	7 181	448 799	4 353 348	38%	1 654 272	2 176 674	37%	1 243	YES	NO	+463
7	1 239	Manures	61%	46	8 150	265 767	2 577 940	39%	1 005 397	1 288 970	40%	751	NO	NO	+496
8	1 065	Crop residues	59%	44	7 977	367 221	3 562 046	38%	1 353 578	1 781 023	16%	395	NO	NO	+114
9	987	Manures	50%	57	8 394	233 087	2 260 948	38%	859 160	1 130 474	37%	533	NO	YES	-382
10	1 742	Crop residues	47%	37	8 196	451 225	4 376 883	39%	1 706 984	2 188 442	11%	894	NO	NO	+530
11	2 092	Industrial	47%	59	8 377	526 845	5 110 392	37%	1 890 845	2 555 196	45%	1 059	NO	YES	-689
12	1 819	Industrial	48%	29	8 100	428 415	4 155 628	40%	1 662 251	2 077 814	20%	1 072	YES	YES	-672
13	779	Crop residues	50%	60	8 462	196 299	1 904 102	39%	742 600	952 051	58%	410	YES	NO	+670
14	1 872	Crop residues	43%	66	7 784	494 413	4 795 808	41%	1 966 281	2 397 904	29%	802	NO	NO	+641
15	1 986	Industrial	57%	64	6 723	515 726	5 002 540	39%	1 950 991	2 501 270	29%	1 053	NO	NO	-96
16	2 434	Manures	56%	37	8 430	531 070	5 151 380	38%	1 957 524	2 575 690	29%	1 462	YES	YES	-445
17	804	Manures	50%	57	8 220	208 164	2 019 187	39%	787 483	1 009 593	29%	415	YES	NO	+422
18	1 187	Crop residues	68%	66	7 559	315 752	3 062 793	41%	1 255 745	1 531 397	29%	575	YES	YES	+213
19	1 769	Crop residues	65%	100	8 305	533 986	5 179 660	39%	2 020 067	2 589 830	29%	737	NO	YES	+125
20	2 086	Manures	92%	52	8 684	380 728	3 693 064	40%	1 477 226	1 846 532	29%	1 541	NO	YES	+278

21	5 383	Manures	72%	41	8 676	1 068 370	10 363 192	39%	4 041 645	5 181 596	29%	3 543	NO	NO	+686
22	3 628	Crop residues	59%	46	8 545	965 827	9 368 522	40%	3 747 409	4 684 261	29%	1 765	YES	YES	-269
23	2 382	Manures	90%	49	8 377	439 472	4 262 877	41%	1 747 780	2 131 439	29%	1 739	YES	NO	+543
24	2 547	Manures	85%	54	8 714	471 418	4 572 750	44%	2 012 010	2 286 375	29%	1 823	YES	NO	+770
25	1 941	Manures	45%	85	8 640	552 592	5 360 142	41%	2 197 658	2 680 071	29%	744	YES	YES	+93
26	3 679	Crop residues	53%	23	8 152	949 346	9 208 657	41%	3 775 549	4 604 328	29%	1 740	YES	NO	+259
27	2 297	Crop residues	73%	56	8 376	710 339	6 890 292	41%	2 825 020	3 445 146	29%	896	NO	YES	-240
28	649	Manures	37%	58	8 500	170 705	1 655 837	38%	629 218	827 918	29%	312	NO	YES	-47
29	1 881	Manures	69%	88	8 688	434 386	4 213 544	40%	1 685 418	2 106 772	29%	1 165	NO	YES	+349
30	5 310	Crop residues	68%	48	8 002	1 810 215	17 559 089	38%	6 672 454	8 779 545	29%	2 107	YES	NO	+517



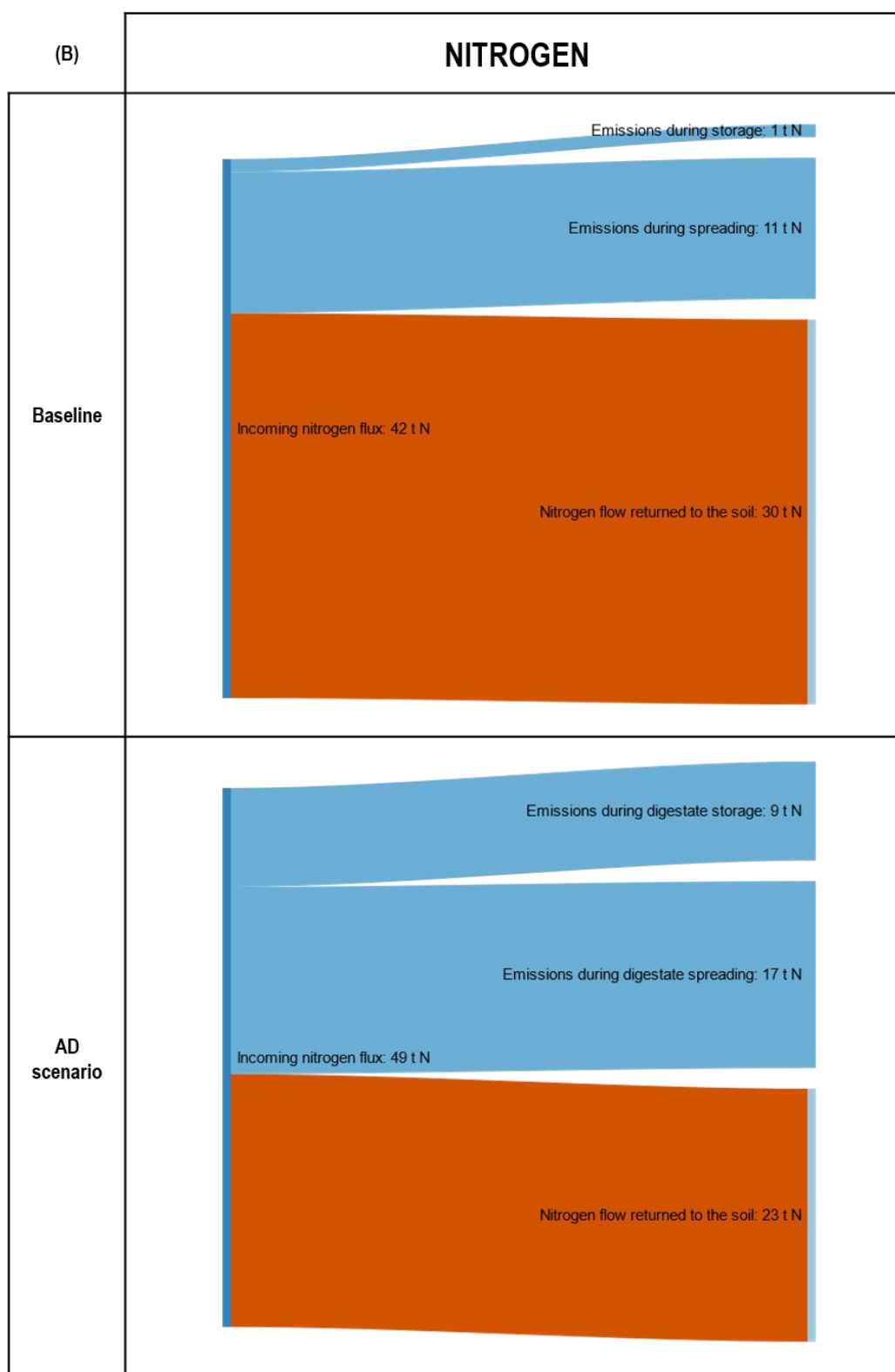


Figure 24 – Carbon (A) and nitrogen (B) flow diagrams in the Anaerobic Digestion and Baseline scenarios

The flows presented are the sum of the flows for the 30 plants assessed. Note that there is a difference in the carbon and nitrogen inflows between the anaerobic digestion and the baseline scenarios. This is due to the consideration of additional biomass in the anaerobic digestion scenario (i.e. animal feeds).

Table 6 – Substrate used by the surveyed AD plants, disposal use in the baseline and correspondence with inputs parameterised in the SYS-Metha and AMG models

Organic material	Use in the baseline	Corresponding input in SYS-Metha	Corresponding input in AMG
Beet pulp	Animal feed	Pressed beet pulp	NA ¹
Corn feed	Animal feed	Waste from cereal storage	NA
Corn silage	Animal feed	Corn silage	NA
Food oil	Animal feed	Slaughterhouse WWTP grease	NA
Rapeseed meal	Animal feed	Waste from cereal storage	NA
Roughage grass	Animal feed	Rye	NA
Silage grass	Animal feed	Grass silage	NA
Whey or thickened milk	Animal feed	Whey permeate	NA
Bread	Composting	Kitchen Waste	Compost
Brewer's barley meal	Composting	Spent oignons	Compost
Dehydrated vegetable waste	Composting	Spent oignons	Compost
Flotation grease food industry	Composting	Slaughterhouse WWTP grease	Compost
Fruit Marc	Composting	Spent oignons	Compost
Fruit waste	Composting	Vegetable waste from supermarkets	Compost
Glycerine	Composting	Slaughterhouse WWTP grease	Compost
Grain waste	Composting	Mix 1/3 dust + 2/3 silo waste	Compost
Grease trap residue	Composting	Slaughterhouse WWTP grease	Compost
Onions (from sorting)	Composting	Vegetable waste from supermarkets	Compost
Potatoes (from sorting)	Composting	Potatoes peeling	Compost
Starch and other food industry waste	Composting	Waste from cereal storage	Compost
Vegetable waste	Composting	Vegetable waste from supermarkets	Compost
Yeast	Composting	Waste from yeast production (ELVI)	Compost
Bovine manure	Direct burial in soil	Cattle manure (TS = 13%)	Bovine manure
Bovine slurry	Direct burial in soil	Cattle slurry (TS = 9%)	Bovine slurry
Equine manure	Direct burial in soil	Equine manure	Horse manure
Corn residues	Direct burial in soil	Mix 1/3 dust + 2/3 silo waste	Maize
Catch & cover-crops (CIVE)	Direct burial in soil	Mustard	Mustard
Ovine manure	Direct burial in soil	Ovine/Caprine manure	Other manures
Pig manure	Direct burial in soil	Pig manure	Pig manure
Pig slurry	Direct burial in soil	Pig slurry	Pig slurry
Duck manure	Direct burial in soil	Poultry manure (chicken)	Poultry manure
Duck slurry	Direct burial in soil	Manure Duck Mulards	Poultry manure
Poultry manure	Direct burial in soil	Poultry manure (chicken)	Poultry manure
Rabbit droppings	Direct burial in soil	Poultry manure (chicken)	Poultry manure
Lawn mowing	Direct burial in soil	Grass clippings	Raygrass
Sewage plant sludge	Direct burial in soil	Boues STEP	Urban sewage sludge
Cereal straw	Direct burial in soil	Menue Paille (straw)	Winter wheat
Milking parlour effluent	Other	Cattle slurry (TS = 9%)	NA

¹NA : Not applicable because not buried into the soil

Table 7 – Emission factors for GHG emissions related to the production of substrates diverted from animal feed use in the AD scenario (source Agribalyse)

Substrate	Emission factor (kg CO ₂ eq / kg FM substrate)
Maize silage	0.17
Grass silage	0.19
Rapeseed meal	0.38
Whey	0.04
Beet pulp	0.06
Rapeseed oil	1.80
Corn Gluten Feed	0.23

Table 8 – Emission factors for manure storage

Gas	Source	Livestock effluent	Emission factor
Direct N ₂ O	(IPCC, 2019b)	Solid manure	0.01 kg N-N ₂ O/kg N _{tot}
		Slurry	0.005 kg N-N ₂ O/kg N _{tot}
CH ₄	(IPCC, 2019b)	Solid manure	4% BMP ¹
		Slurry	37% BMP
NH ₃	(EMEP/EEA, 2016)	Cattle manure (TS = 13%)	0.27 kg N-NH ₃ /kg TAN ²
		Cattle slurry (TS = 9%)	0.20 kg N-NH ₃ /kg TAN
		Equine manure	0.35 kg N-NH ₃ /kg TAN
		Duck slurry (Lisier Canard gras Mulards)	0.14 kg N-NH ₃ /kg TAN
		Ovine/Caprine manure	0.28 kg N-NH ₃ /kg TAN
		Pig manure	0.45 kg N-NH ₃ /kg TAN
		Pig slurry	0.14 kg N-NH ₃ /kg TAN
		Poultry manure (chicken)	0.17 kg N-NH ₃ /kg TAN
		Cattle manure (TS = 25%)	0.27 kg N-NH ₃ /kg TAN

¹ Biochemical methane potential

² Total ammonia nitrogen

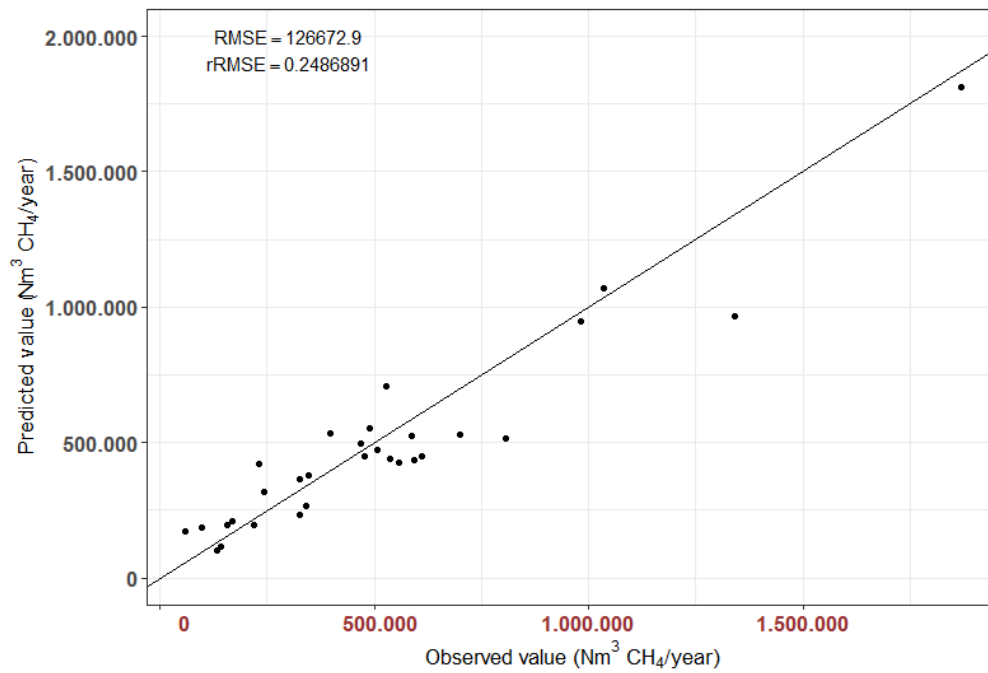


Figure 25 – Observed vs. simulated quantities of produced biomethane by the SYS-Metha model

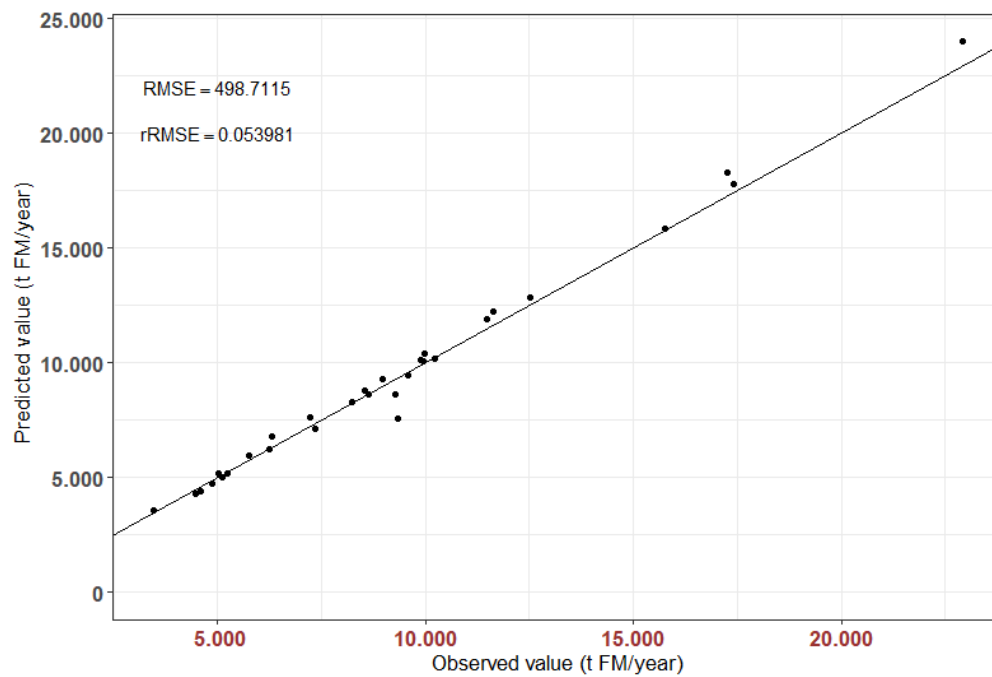


Figure 26 – Observed vs. simulated quantities of produced digestate by the SYS-Metha model

Table 9 – Isohumic coefficients in the AMG model

Organic Product	k ₁
Bovine manure	0.64
Bovine slurry	0.45
Chicken droppings	0.16
Dried chicken droppings	0.41
Horse manure	0.49
Pig manure	0.61
Pig slurry	0.55
Poultry manure	0.47
Other manures	0.54
Urban sewage sludge	0.46
Winter wheat	0.217
Durum wheat	0.217
Winter/Spring Barley	0.222
Maize	0.233
Sorghum	0.233
Silage maize	0.233
Pea	0.276
Soybean	0.276
Fababean	0.276
Rapeseed	0.227
Sunflower	0.251
Sugarbeet	0.315
Potato	0.238
Alfalfa	0.276
Raygrass	0.238
Mustard	0.311
Radish	0.31
Compost	0.82

7.2 SUPPLEMENTARY INFORMATION FOR CHAPTER 4

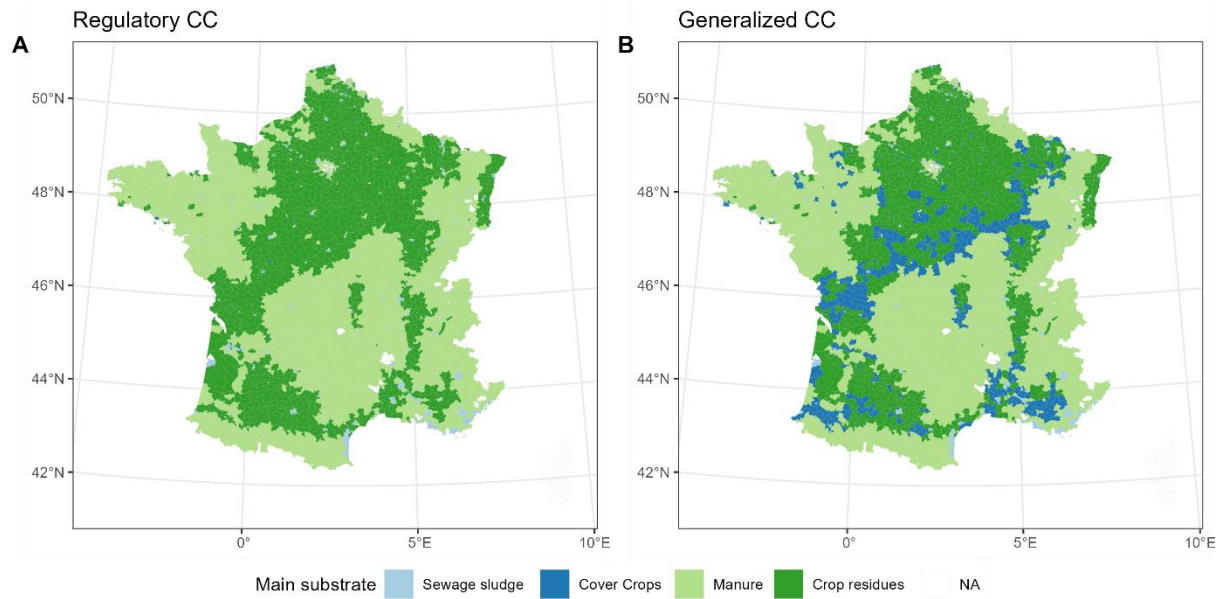


Figure 27 – Predominant substrate category by NUTS4 region

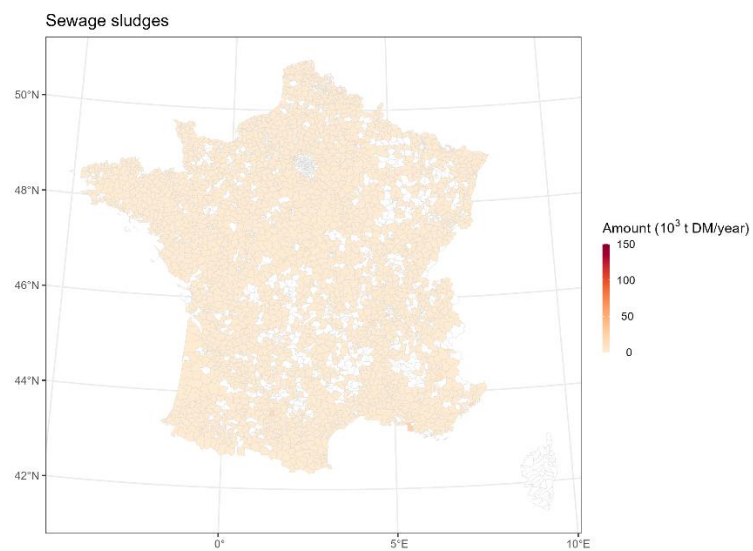


Figure 28 – Spatial distribution of sewage sludge substrate availability

Table 10 – Biomethane production potential (in TWh HHV/year) for each substrate under the two levels of cover-crop biomass availability

		Regulatory CC		Generalized CC	
Substrate category	Substrate	Without respecting process constraints	Respecting process constraints	Without respecting process constraints	Respecting process constraints
Sewage sludges	Sewage sludges	2.5	2.5	2.5	2.5
	Total	2.5	2.5	2.5	2.5
Cover crops	Vetch	-	-	26.6	26.6
	Raygrass	1.3	1.3	12.9	12.9
	Fababean	-	-	2.1	2.1
	Mustard	4.6	4.6	-	-
	Total	5.9	5.9	41.6	41.6
Manure	Cattle manure	30.9	30.9	30.9	30.9
	Equine manure	3.8	2.7	3.8	3.3
	Cattle slurry	2.5	2.5	2.5	2.5
	Poultry manure	2.2	2.2	2.2	2.2
	Pig slurry	1.7	1.7	1.7	1.7
	Poultry slurry	1.3	1.3	1.3	1.3
	Sheep manure	1.1	1.1	1.1	1.1
	Goat manure	0.8	0.8	0.8	0.8
	Poultry droppings	0.5	0.4	0.5	0.5
	Pig manure	0.3	0.3	0.3	0.3
	Total	45.1	43.9	45.1	44.6
Crop residues	Cereal straw	39.1	3.2	39.1	7.3
	Maize	7.0	2.9	7.0	4.9
	Rapeseed	6.3	4.4	6.3	6.2
	Sunflower	1.5	1.3	1.5	1.5
	Total	53.9	11.8	53.9	19.9
Total	Total	107.4	64.1	143.1	108.6

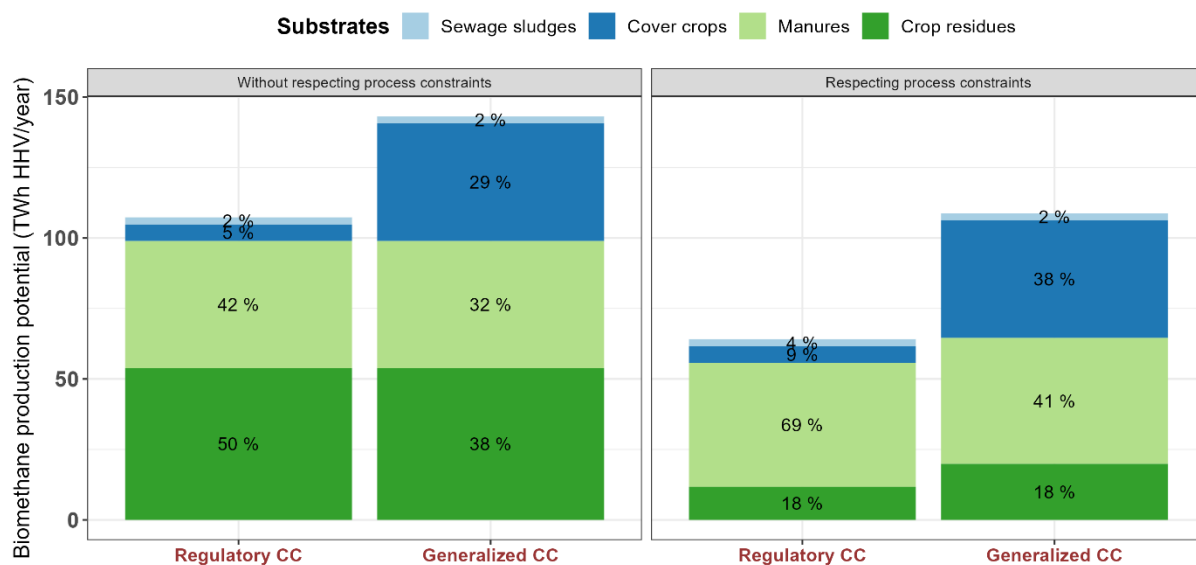


Figure 29 – Biomethane production potential for each substrate category, with or without cover-crop generalization and with or without stoichiometric AD process constraints

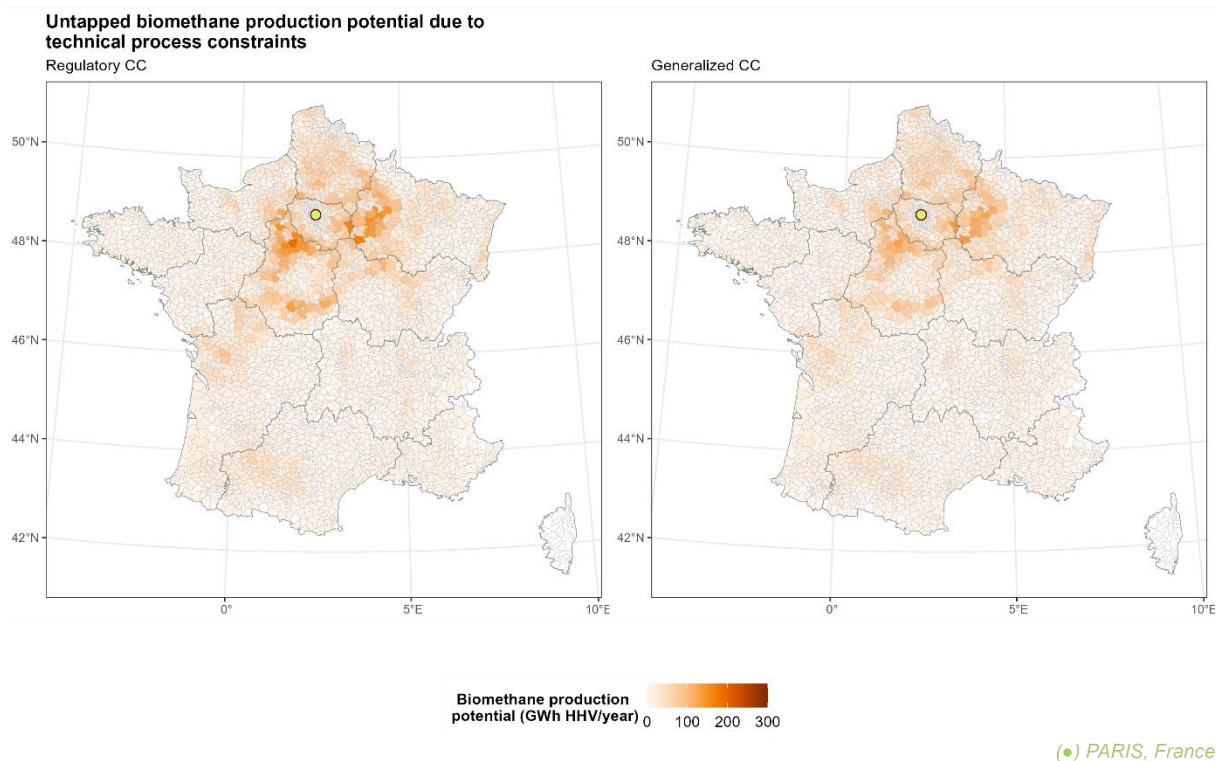


Figure 30 – Untapped biomethane production due to stoichiometric AD constraints

7.3 SUPPLEMENTARY INFORMATION FOR CHAPTER 5

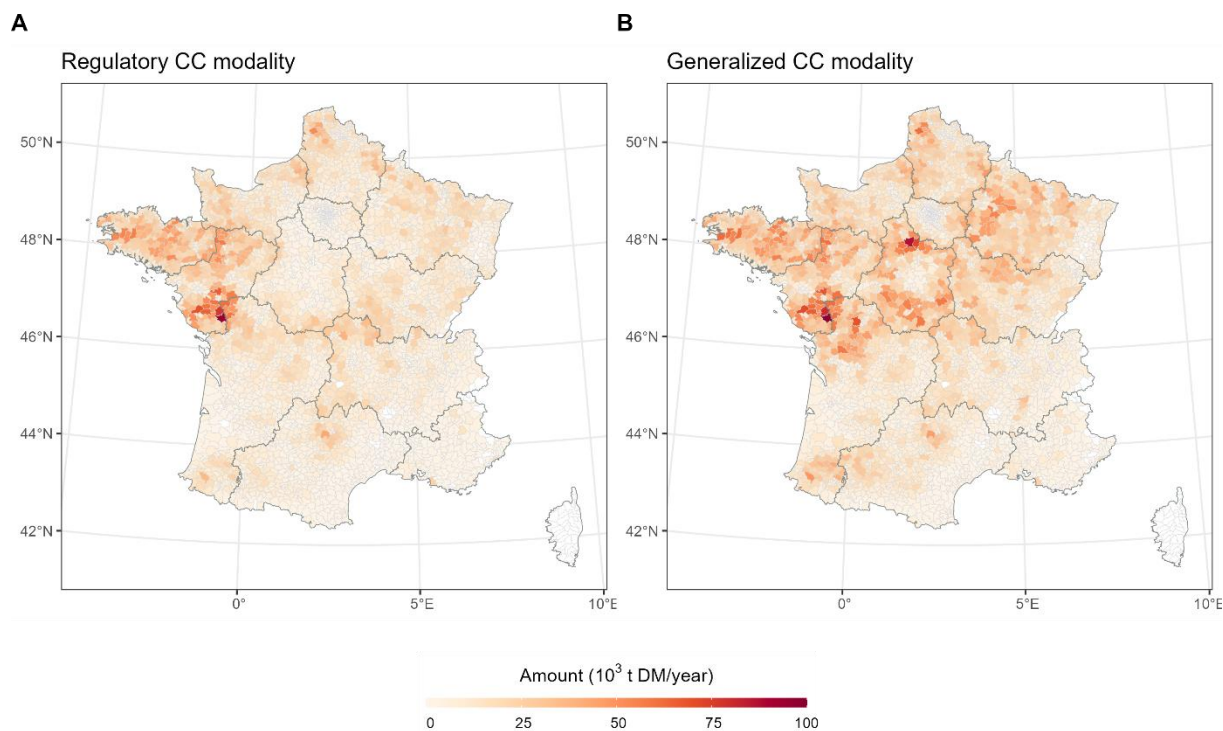


Figure 31 – Spatial distribution of total substrate amounts

Table 11 – Isohumic coefficients in the AMG model

Organic Product	k_1
Bovine manure	0.64
Bovine slurry	0.45
Chicken droppings	0.16
Horse manure	0.49
Pig manure	0.61
Pig slurry	0.55
Poultry manure	0.47
Urban sewage sludge	0.46
Winter wheat	0.217
Maize	0.233
Fababean	0.276
Rapeseed	0.227
Sunflower	0.251
Raygrass	0.238
Mustard	0.311
Vetch	0.35

Table 12 – Summary of parameters, emission factors and sources implemented

Scenario	Emission source	Gas	Emission factor, parameters, and assumptions	Reference
AD	Substrate transport to AD plant	CO _{2 eq}	0.166 kg CO ₂ /ton.km Round trip of the considered vehicle with a specific distance for each canton (average from periphery to centroid).	(Wernet et al., 2016)
	Substrate storage (only for manures)	CH ₄	Slurry : 37% BMP ¹ Solid manure : 4% BMP	(IPCC, 2019b)
		N ₂ O _{Direct}	Slurry : 0.005 kg N-N ₂ O/kg N _{tot} ² Solid manure : 0.01 kg N-N ₂ O/kg N _{tot}	(IPCC, 2019b)
		N ₂ O _{Indirect} ³ - NH ₃	Cattle manure: 0.32 kg N-NH ₃ /kg TAN ⁴ Cattle slurry: 0.25 kg N-NH ₃ /kg TAN Equine manure: 0.35 kg N-NH ₃ /kg TAN Duck slurry: 0.14 kg N-NH ₃ /kg TAN Ovine/Caprine manure: 0.32 kg N-NH ₃ /kg TAN Pig manure: 0.29 kg N-NH ₃ /kg TAN Pig slurry: 0.11 kg N-NH ₃ /kg TAN Poultry manure: 0.3 kg N-NH ₃ /kg TAN	(EMEP/EEA, 2016)
		N ₂ O _{Indirect} - NO ₃ ⁻	No leaching during storage	(IPCC, 2019b)
		-	We assumed an 8 days storage duration for manure in the AD scenario. Emissions were assumed to be linear with storage duration, considering that the above-mentioned emission factors referred to 6 months of storage.	(Esnouf et al., 2021; Vargas-Gonzalez et al., 2015)
	Digester	CH ₄	Digester leakage : 1% CH ₄ produced	(IPCC, 2019b)
		CO _{2 eq}	Digester power consumption = 7.2 kWh/t of substrate ⁵	(Vargas-Gonzalez et al., 2015)
	Flaring	-	Share of flared biogas = 5.9% CH ₄ produced	(Vargas-Gonzalez et al., 2015)
		CH ₄	Flare efficiency = 96% i.e. 4% of unburned CH ₄ is released to the atmosphere 2e-04 kg CH ₄ /m ³ of flared CH ₄	(MELCC, 2019) (Base Carbone ®, ADEME, n.d.)
		N ₂ O _{Direct}	4e-05 kg N ₂ O/m ³ of flared CH ₄	(Base Carbone ®, ADEME, n.d.)
	CHP	Substitution	Heat substitution = - 0.3735 kg CO _{2 eq} /thermal kWh _{Low Heating Value} injected into the grid Electricity substitution = - 0.0599 kg CO _{2 eq} /electric kWh LHV injected into the grid	(Base Carbone ®, ADEME, n.d.) (CITEPA et al., n.d.)
	Biomethane injection into the grid	CO _{2 eq}	Electricity consumption purification = 0.35 kWh/m ³ of biomethane Electrical consumption dryer = 0.044 kWh/m ³ of biogas Electrical consumption compression = 0.120 kWh/m ³ of biogas	(Vargas-Gonzalez et al., 2015)
		CH ₄	Leakages during purification = 2% of CH ₄ produced (minus CH ₄ flared) Leakages during injection = 0.1% of CH ₄ purified	(Vargas-Gonzalez et al., 2015)
		Substitution	Amount of self-consumed biomethane to heat the digester = 5.3% CH ₄ , i.e. CH ₄ non substituted to fossil source Natural gas substitution = - 0.22716 kg CO _{2 eq} /kWh LHV of biomethane injected into the grid	(Base Carbone ®, ADEME, n.d.)

	Phase separation	CO ₂ eq	Electrical consumption phase separation = 0.6 kWh/t digestate	(Vargas-Gonzalez et al., 2015)
		N ₂ O _{Indirect} - NH ₃	0.12% N _{tot} in digestate	
	Digestate storage	CH ₄	3.38% BMP	(IPCC, 2019b)
		N ₂ O _{Direct}	Raw or liquid digestate: 0.005 kg N-N ₂ O/kg N _{tot} in digestate Solid digestate: 0.01 kg N-N ₂ O/kg N _{tot} in digestate <i>We assumed that liquid and raw digestates on the one hand and solid digestate on the other hand had similar N₂O emission factors than those of liquid manure and solid manure</i>	(IPCC, 2019b)
		N ₂ O _{Indirect} - NH ₃	27.5% N _{tot} in digestate	(IPCC, 2019b)
		N ₂ O _{Indirect} - NO ₃ ⁻	No leaching during storage	(IPCC, 2019b)
		-	<i>We considered that covering the digestate at storage would reduce CH₄, N₂O and NH₃ emissions by 80%.</i>	(Hartig, 2010)
	Digestate transport to fields	CO ₂ eq	0.166 kg CO ₂ /ton.km <i>Round trip of the considered vehicle with a specific distance for each NUTS4 region (average from periphery to centroid).</i>	(Wernet et al., 2016)
	Digestate application	CO ₂ eq	Machinery used during spreading > Raw digestates or liquid phase : Tactor and a slurry tanker: 16.66 kg CO ₂ eq/h Working output: 17 t/h > Solid digestates : Tractor and a manure spreader: 16.26 kg CO ₂ eq/h Working output: 5 t/h	(Koch and Salou, 2020) (Nemecek and Kägi, 2007)
		N ₂ O _{Direct}	0.006 kg N-N ₂ O/kg N _{tot} applied	(IPCC, 2019c)
		N ₂ O _{Indirect} - NH ₃	0.21 kg N-NH ₃ /kg N _{tot} applied <i>We considered that the digestate was incorporated into the soil, reducing NH₃ emission factor by 80%.</i>	(IPCC, 2019c) (Brockmann et al., 2018)
		N ₂ O _{Indirect} - NO ₃ ⁻	0.24 kg N-NO ₃ /kg N _{tot} applied	(IPCC, 2019c)
		Substitution	N fertilizer substitution: 21.67 kg CO ₂ eq/ kg of net N supplied (i.e. after losses through nitrification/denitrification, volatilization and leaching)	(Base Carbone @, ADEME, n.d.) (IPCC, 2019c)
		Soil carbon storage	see main text	
	Mineralization of soil organic matter	N ₂ O _{Direct}	0.006 kg N-N ₂ O/kg N _{tot} mineralized	(IPCC, 2019c)
		N ₂ O _{Indirect} - NH ₃	0.21 kg N-NH ₃ /kg N _{tot} mineralized	(IPCC, 2019c)
		N ₂ O _{Indirect} - NO ₃ ⁻	0.24 kg N-NO ₃ /kg N _{tot} mineralized	(IPCC, 2019c)
Direct burial	Raw biomass storage	CH ₄	Slurry : 37% BMP Solid manure : 4% BMP	(IPCC, 2019b)
		N ₂ O _{Direct}	Slurry : 0.005 kg N-N ₂ O/kg N _{tot} Solid manure : 0.01 kg N-N ₂ O/kg N _{tot}	(IPCC, 2019b)
		N ₂ O _{Indirect} - NH ₃	Cattle manure: 0.32 kg N-NH ₃ /kg TAN Cattle slurry: 0.25 kg N-NH ₃ /kg TAN Equine manure: 0.35 kg N-NH ₃ /kg TAN Duck slurry: 0.14 kg N-NH ₃ /kg TAN Ovine/Caprine manure: 0.32 kg N-NH ₃ /kg TAN	(EMEP/EEA, 2016)

			Pig manure: 0.29 kg N-NH ₃ /kg TAN Pig slurry: 0.11 kg N-NH ₃ /kg TAN Poultry manure: 0.3 kg N-NH ₃ /kg TAN	
		N ₂ O _{Indirect} - NO ₃ ⁻	Slurry : No leaching during storage Solid manures: 0.02 kg N-NO ₃ /kg N _{tot}	(IPCC, 2019b)
		-	We assumed an 90 days storage duration for manure in the Direct burial scenario. Emissions were assumed to be linear with storage duration, considering that the above-mentioned emission factors referred to 6 months of storage.	(Esnouf et al., 2021; Vargas-Gonzalez et al., 2015)
	Biomass transport to fields	CO ₂ eq	0.166 kg CO ₂ /tkm Round trip of the considered vehicle. An average distance of 5 km was considered between the storage site and the field where the biomass were applied.	(Wernet et al., 2016)
	Biomass spreading	CO ₂ eq	Machinery used during spreading > Raw digestates or liquid phase : Tactor and a slurry tanker: 16.66 kg CO ₂ eq/h Working output: 17 t/h > Solid digestates : Tractor and a manure spreader: 16.26 kg CO ₂ eq/h Working output: 5 t/h	(Koch and Salou, 2020) (Nemecek and Kägi, 2007)
		N ₂ O _{Direct}	0.006 kg N-N ₂ O/kg N _{tot} applied	(IPCC, 2019c)
		N ₂ O _{Indirect} - NH ₃	0.21 kg N-NH ₃ /kg N _{tot} applied We considered that undigested biomasses were injected or incorporated into the soil, reducing NH ₃ emissions by 80%.	(IPCC, 2019c) (Brockmann et al., 2018)
		N ₂ O _{Indirect} - NO ₃ ⁻	0.24 kg N-NO ₃ /kg N _{tot} applied	(IPCC, 2019c)
		Substitution	N production and spreading fertilizer substitution: 21.67 kg CO ₂ eq/ kg of net N supplied (after losses through nitrification/denitrification, volatilization and leaching)	(Base Carbone ®, ADEME, n.d.) (IPCC, 2019c)
		Soil carbon storage	cf main text	
	Crop residue decomposition	N ₂ O _{Direct}	0.006 kg N-N ₂ O/kg N _{tot} applied	(IPCC, 2019c)
		NH ₃	0.21 kg N-NH ₃ /kg N _{tot} applied	(IPCC, 2019c)
		NO ₃ ⁻	0.24 kg N-NO ₃ /kg N _{tot} applied	(IPCC, 2019c)
	Mineralization of soil organic matter	N ₂ O _{Direct}	0.006 kg N-N ₂ O/kg N _{tot} mineralized	(IPCC, 2019c)
		NH ₃	0.21 kg N-NH ₃ /kg N _{tot} mineralized	(IPCC, 2019c)
		NO ₃ ⁻	0.24 kg N-NO ₃ /kg N _{tot} mineralized	(IPCC, 2019c)

¹ BMP : Biochemical methane potential

² TAN: Total nitrogen

³ According to IPCC (2019b), 0.014 kg N-N₂O are emitted per kg N-NH₃ volatilized and 0.011 kg N-N₂O per kg N-NO₃⁻ leached

⁴ Total ammonia nitrogen

⁵ The following emission factor was applied for electricity consumption: 0.0599 kg CO₂ eq/kWh (BASE Carbone ADEME, n.d.)

The amounts of N-N₂O were converted to N₂O using a factor of 44/28 calculated from the molar masses. Similarly, amounts of carbon stored in the soil were transformed into CO₂ eq by multiplying it by 44/12.

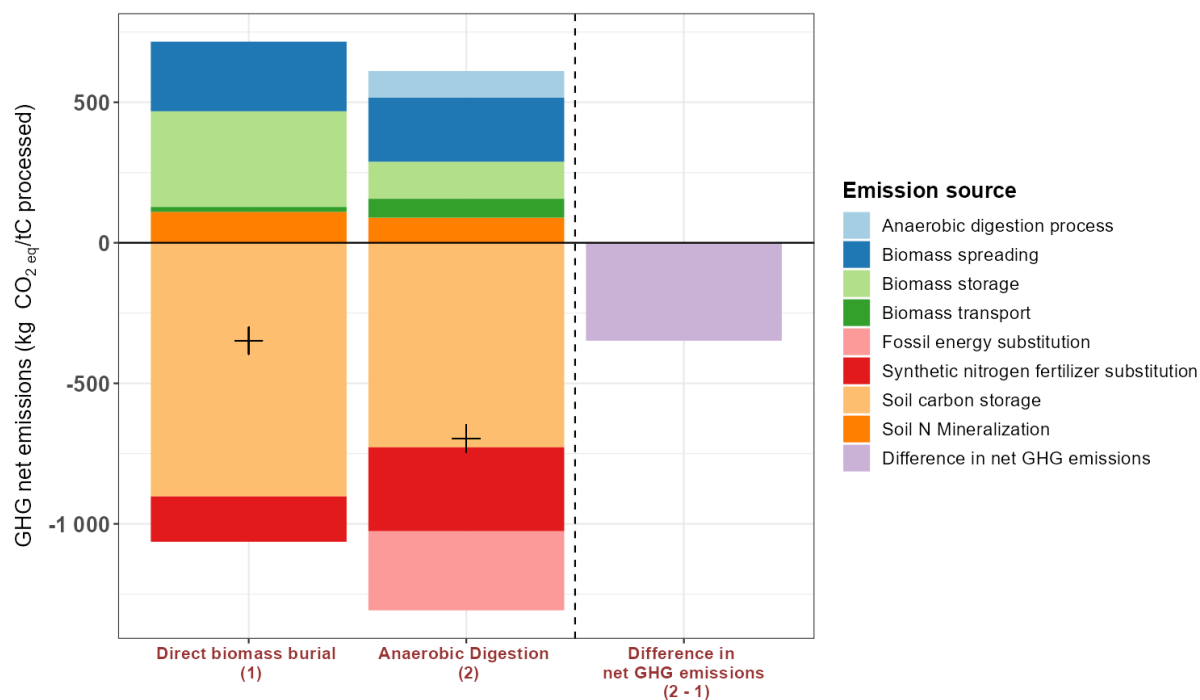


Figure 32 – Greenhouse gas net emissions from AD scenario compared to the direct burial scenario (Regulatory CC, Cogeneration with 29% heat use)

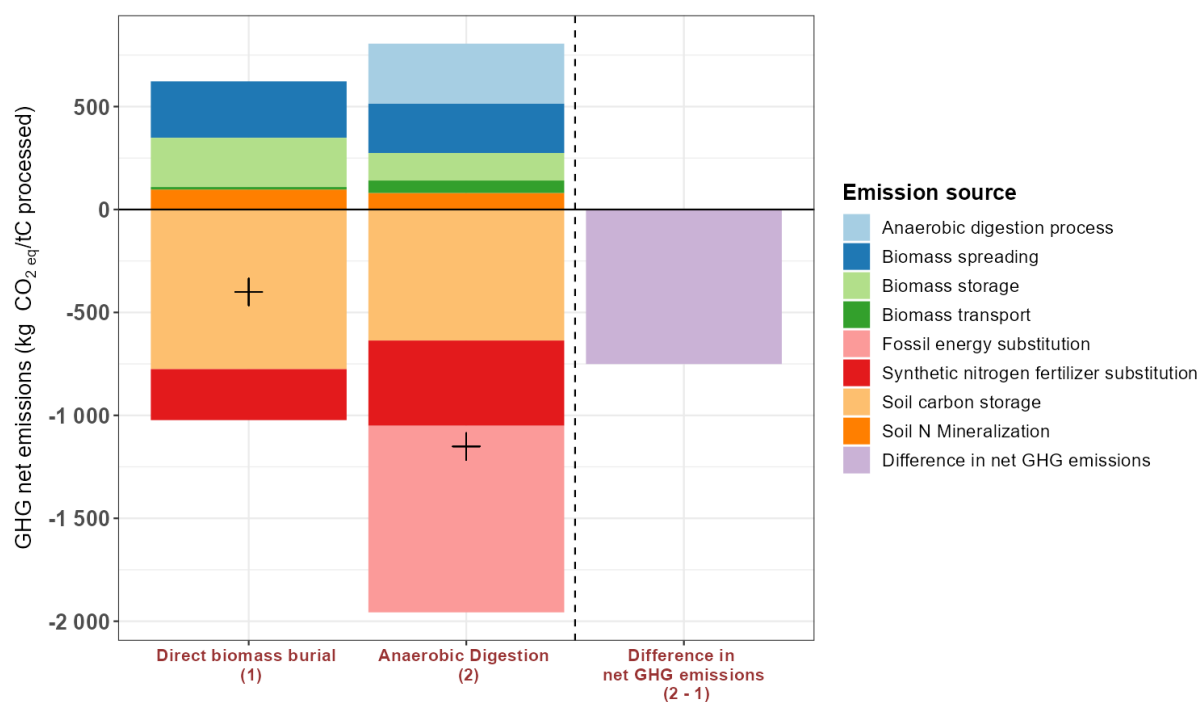


Figure 33 – Greenhouse gas net emissions from AD scenario compared to the direct burial scenario (Generalized CC, Injection)

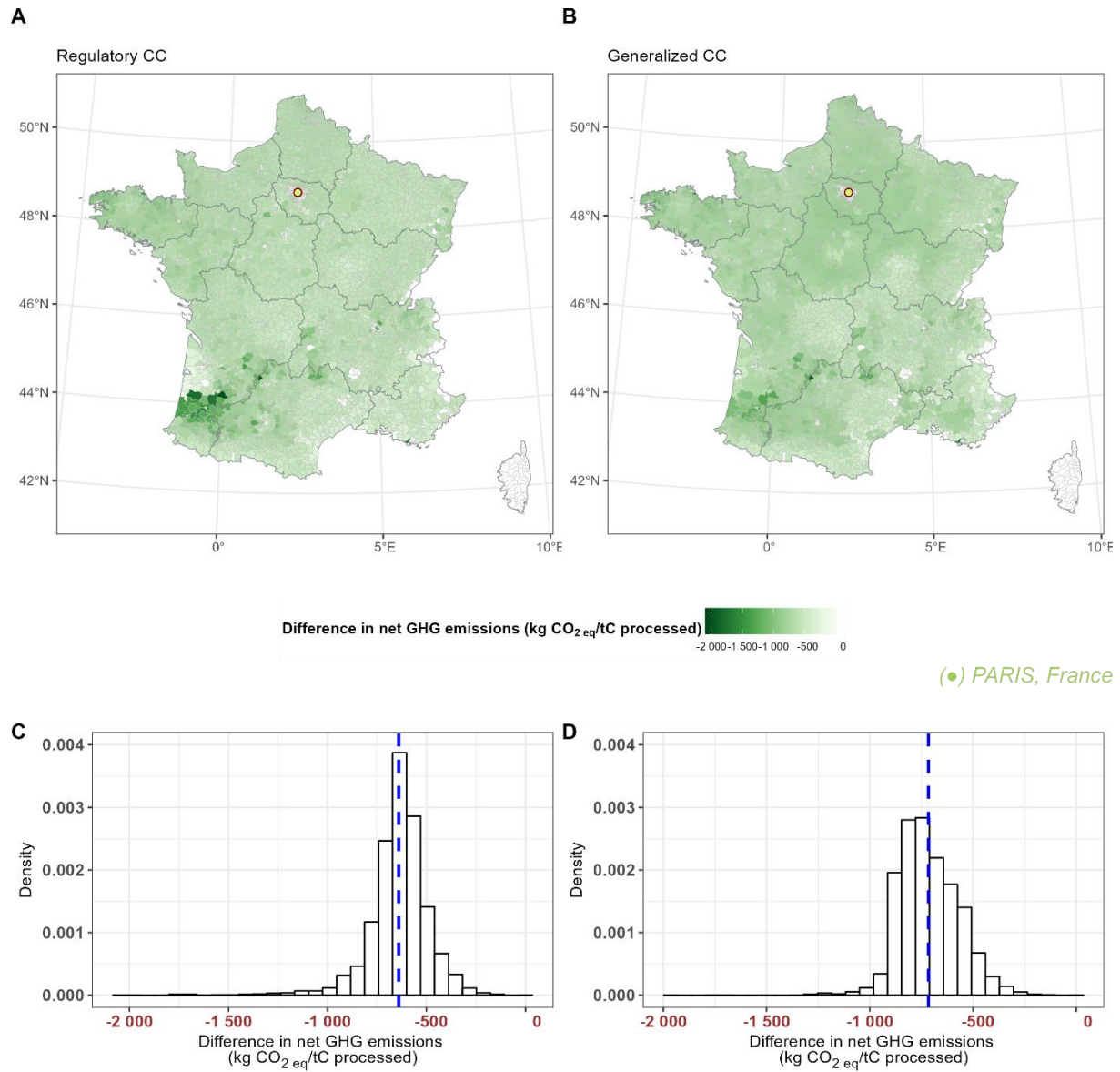


Figure 34 – Standardized difference in net GHG emissions (AD minus Direct burial) by NUTS4 region (Biomethane injection)

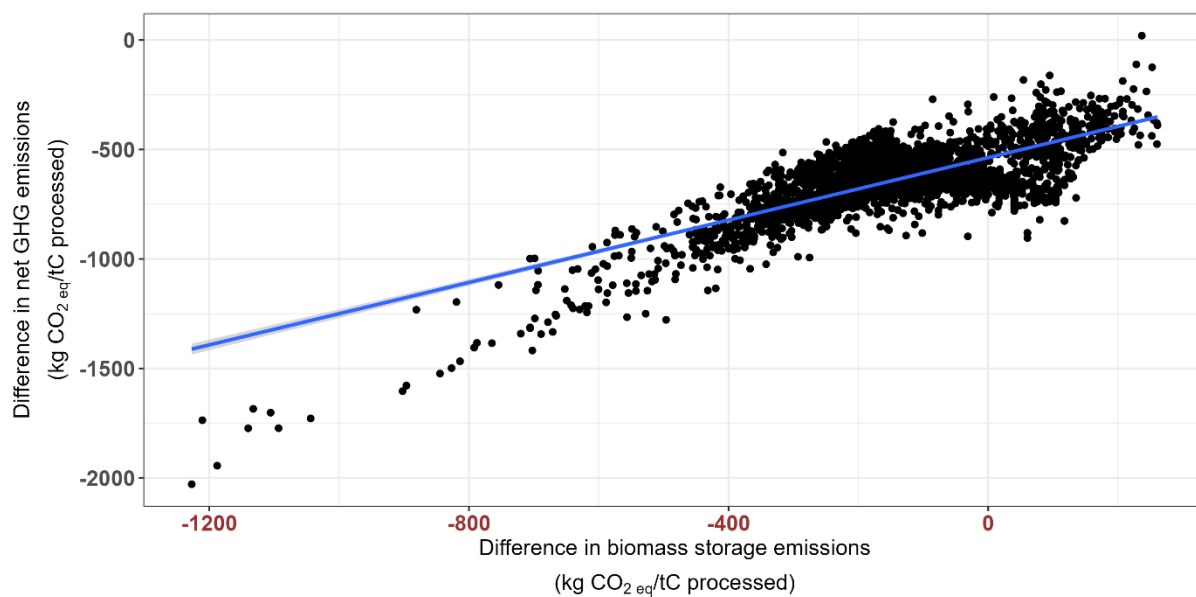


Figure 35 – Variability in net GHG emission difference in relation to GHG emissions savings during biomass storage (AD – Direct burial)

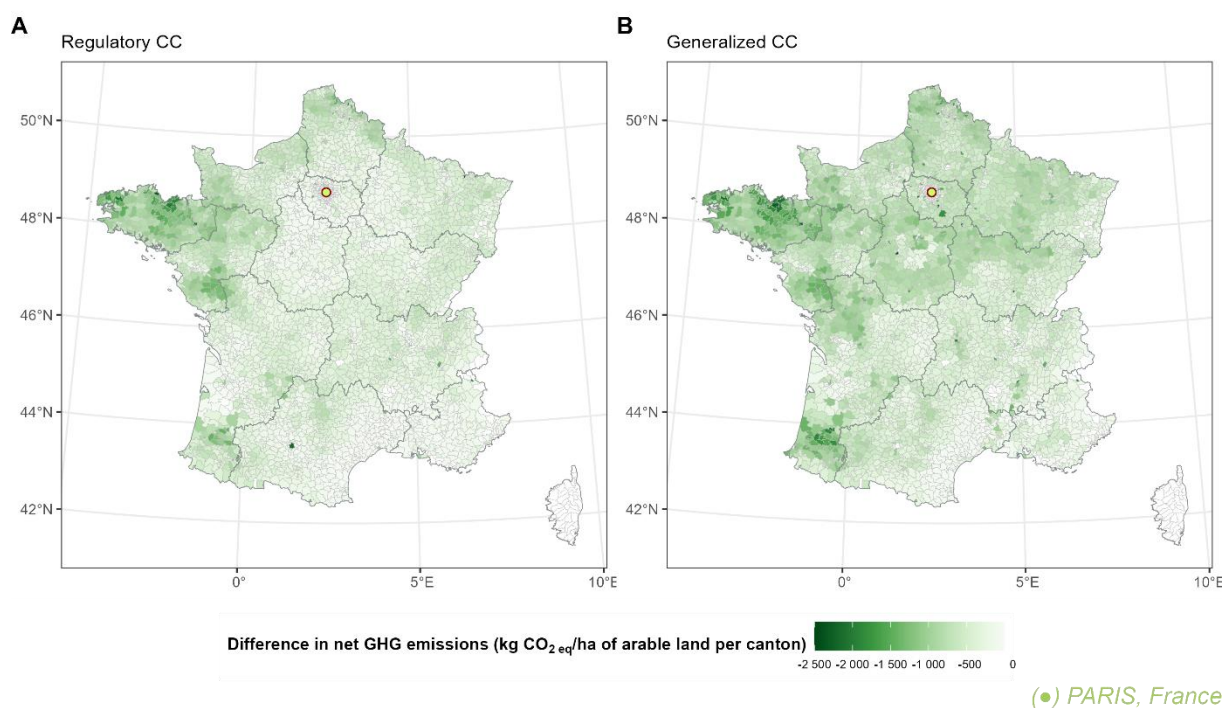


Figure 36 – Difference in net GHG emissions (AD minus Direct burial) expressed per ha of arable land by canton (Biomethane injection)

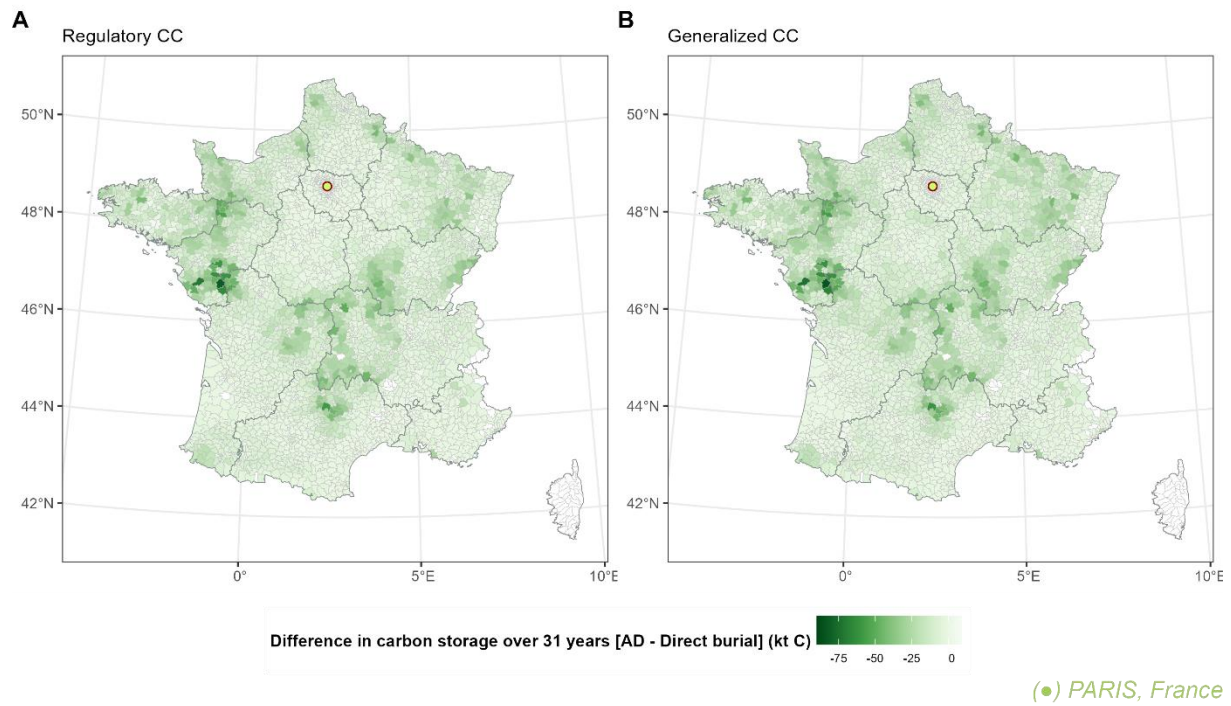


Figure 37 – Difference in soil carbon storage over 31 years (AD – Direct burial)

8 REFERENCES

- Abalos, D., Recous, S., Butterbach-Bahl, K., De Notaris, C., Rittl, T.F., Topp, C.F.E., Petersen, S.O., Hansen, S., Bleken, M.A., Rees, R.M., Olesen, J.E., 2022. A review and meta-analysis of mitigation measures for nitrous oxide emissions from crop residues. *Sci. Total Environ.* 828, 154388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154388>
- Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R.M., Smith, P., 2019. A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Glob. Change Biol.* 25, 2530–2543. <https://doi.org/10.1111/gcb.14644>
- Adekunle, K.F., Okolie, J.A., 2015. A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion. *Adv. Biosci. Biotechnol.* 06, 205–212. <https://doi.org/10.4236/abb.2015.63020>
- Adelt, M., Wolf, D., Vogel, A., 2011. LCA of biomethane. *J. Nat. Gas Sci. Eng., International Gas Research Conference 2011* 3, 646–650. <https://doi.org/10.1016/j.jngse.2011.07.003>
- ADEME, 2016. Chaleur issue de la méthanisation : de réelles opportunités 38.
- ADEME, EVEA Évaluation et Accompagnement, S3D Ingénierie, CORNELUS, M., ROUSSEAU EL HABTI, A., 2019. Impacts environnementaux de filières de traitement biologique des déchets alimentaires : compostages et méthanisations.
- ADEME, GrDF, GRTgaz, 2018. A 100% renewable gas mix in 2050 ?
- ADEME, Ministère de l'Agriculture, 2011. Qualité agronomique et sanitaire des digestats.
- Agence européenne de l'environnement, 2022a. Historical trends and future projections of greenhouse gas emissions — European Environment Agency [WWW Document]. URL <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/figure-1-historical-trends-and/> (accessed 10.6.22).
- Agence européenne de l'environnement, 2022b. Historical (1990-2020) and projected (2020-2040) emissions from the agriculture sector in the EU-27 — European Environment Agency [WWW Document]. URL <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/historical-1990-2020-and-projected> (accessed 10.7.22).
- Agostini, A., Battini, F., Giuntoli, J., Tabaglio, V., Padella, M., Baxter, D., Marelli, L., Amaducci, S., 2015. Environmentally Sustainable Biogas? The Key Role of Manure Co-Digestion with Energy Crops. *Energies* 8, 5234–5265. <https://doi.org/10.3390/en8065234>
- Alexandre, S., Gault, J., Guerin, A.-J., Lefebvre, E., de Menthier, C., Rathouis, P., Texier, P.-H., Thibault, H.-L., Toussaint, X., Attali, C., 2012. Les usages non alimentaires de la biomasse - Tome 1.

- Alim'agri, 2018. Le plan énergie Méthanisation Autonomie Azote [WWW Document]. URL <https://agriculture.gouv.fr/le-plan-energie-methanisation-autonomie-azote> (accessed 1.29.20).
- Andriulo, A., Mary, B., Guerif, J., 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie* 19, 365–377. <https://doi.org/10.1051/agro:19990504>
- Anselmo Filho, P., Badr, O., 2004. Biomass resources for energy in North-Eastern Brazil. *Appl. Energy* 77, 51–67. [https://doi.org/10.1016/S0306-2619\(03\)00095-3](https://doi.org/10.1016/S0306-2619(03)00095-3)
- Appels, L., Lauwers, J., Degreëve, J., Helsen, L., Lievens, B., Willems, K., Van Impe, J., Dewil, R., 2011. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 15, 4295–4301. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.121>
- AREC Nouvelle-Aquitaine, 2020. ENQUÊTE ANNÉE DE PRODUCTION 2018 - ÉTAT DU DÉVELOPPEMENT DE LA MÉTHANISATION EN NOUVELLE-AQUITAINE.
- Article L281-2 - Code de l'énergie - Légifrance [WWW Document], n.d. URL https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000043211323 (accessed 10.5.22).
- Arzate, J.A., Kirstein, M., Ertem, F.C., Kielhorn, E., Malule, H.R., Neubauer, P., Cruz-Bournazou, M.N., Junne, S., 2017. Anaerobic Digestion Model (AM2) for the Description of Biogas Processes at Dynamic Feedstock Loading Rates. *Chem. Ing. Tech.* 89, 686–695. <https://doi.org/10.1002/cite.201600176>
- Attar, S., Haugen, F., 2019. Dynamic model adaptation to an anaerobic digestion reactor of a water resource recovery facility. *Model. Identif. Control Nor. Res. Bull.* 40, 143–160. <https://doi.org/10.4173/mic.2019.3.2>
- Aziz, N.I.H.A., Hanafiah, M.M., Gheewala, S.H., 2019. A review on life cycle assessment of biogas production: Challenges and future perspectives in Malaysia. *Biomass Bioenergy* 122, 361–374. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.047>
- Bacenetti, J., Fiala, M., 2015. CARBON FOOTPRINT OF ELECTRICITY FROM ANAEROBIC DIGESTION PLANTS IN ITALY. *Environ. Eng. Manag. J.* 14, 1495–1502. <https://doi.org/10.30638/eemj.2015.161>
- Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., González-García, S., 2013. Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Sci. Total Environ.* 463–464, 541–551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.058>
- Bacenetti, J., Sala, C., Fusi, A., Fiala, M., 2016. Agricultural anaerobic digestion plants: What LCA studies pointed out and what can be done to make them more environmentally sustainable. *Appl. Energy* 179, 669–686. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.029>
- Bachmaier, H., Effenberger, M., Gronauer, A., Boxberger, J., 2013. Changes in greenhouse gas balance and resource demand of biogas plants in southern Germany after a period of three years. *Waste Manag. Res.* 31, 368–375. <https://doi.org/10.1177/0734242X12465460>
- Bachmaier, J., Effenberger, M., Gronauer, A., 2010. Greenhouse gas balance and resource demand of biogas plants in agriculture. *Eng. Life Sci.* 10, 560–569. <https://doi.org/10.1002/elsc.201000073>
- Balesdent, J., Balabane, M., 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1261–1263. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00112-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00112-5)
- Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Chadœuf, J., Cornu, S.S., Derrien, D., Fekiacova, Z., Hatté, C., 2018. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature* 559, 599–602. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3>
- Bao, W., Yang, Y., Fu, T., Xie, G.H., 2019. Estimation of livestock excrement and its biogas production potential in China. *J. Clean. Prod.* 229, 1158–1166. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.059>

- Barbosa, D.B.P., Nabel, M., Jablonowski, N.D., 2014. Biogas-digestate as Nutrient Source for Biomass Production of *Sida Hermaphrodita*, *Zea Mays* L. and *Medicago sativa* L. Energy Procedia, European Geosciences Union General Assembly 2014, EGU Division Energy, Resources & the Environment (ERE) 59, 120–126. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.10.357>
- Barcha, Y., Affes, R., Moinard, V., Buffet, J., Girault, R., 2021. A simple mass balance tool to predict carbon and nitrogen fluxes in anaerobic digestion systems. *Waste Manag.* 135, 47–59. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.08.020>
- Barcha, Y., Faucher, J.-P., Michel, M., Houdon, M., Vaneekhaute, C., 2022. Evaluating the impact of substrate addition for anaerobic co-digestion on biogas production and digestate quality: The case of deinking sludge. *J. Environ. Manage.* 319, 115657. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115657>
- Bartoli, A., Hamelin, L., Rozakis, S., Borzęcka, M., Brandão, M., 2019. Coupling economic and GHG emission accounting models to evaluate the sustainability of biogas policies. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 106, 133–148. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.02.031>
- Base Carbone®, ADEME, 2020. Documentation des facteurs d'émissions de la Base Carbone®.
- Base Carbone®, ADEME, n.d. ADEME - Site Bilans GES [WWW Document]. URL <https://www.bilans-ges.ademe.fr/fr/basecarbone/donnees-consulter/liste-element/categorie/64> (accessed 9.21.21a).
- Base Carbone®, ADEME, n.d. Bilan GES ADEME - Mix électrique autres pays [WWW Document]. URL https://www.bilans-ges.ademe.fr/documentation/UPLOAD_DOC_FR/index.htm?moyenne_par_pays.htm (accessed 12.22.21b).
- Base Carbone®, ADEME, n.d. Bilan GES ADEME - Liquides [WWW Document]. URL https://www.bilans-ges.ademe.fr/documentation/UPLOAD_DOC_FR/index.htm?new_liquides.htm (accessed 12.22.21c).
- Base Carbone®, ADEME, n.d. Documentation Base Carbone [WWW Document]. URL https://www.bilans-ges.ademe.fr/documentation/UPLOAD_DOC_FR/index.htm?new_liquides.htm (accessed 9.21.21d).
- Batlle-Vilanova, P., Rovira-Alsina, L., Puig, S., Balaguer, M.D., Icaran, P., Monsalvo, V.M., Rogalla, F., Colprim, J., 2019. Biogas upgrading, CO₂ valorisation and economic revaluation of bioelectrochemical systems through anodic chlorine production in the framework of wastewater treatment plants. *Sci. Total Environ.* 690, 352–360. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.361>
- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A., 2002. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 45, 65–73.
- Batzias, F.A., Sidiras, D.K., Spyrou, E.K., 2005. Evaluating livestock manures for biogas production: a GIS based method. *Renew. Energy* 30, 1161–1176. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2004.10.001>
- Béghin-Tanneau, R., Guérin, F., Guisresse, M., Kleiber, D., Scheiner, J.D., 2019. Carbon sequestration in soil amended with anaerobic digested matter. *Soil Tillage Res.* 192, 87–94. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.024>
- Belem, M., 2012. Vers un cadre intégré de simulation de la dynamique des ressources en carbone à large échelle en Afrique de l'Ouest (Première partie): Etat de l'art sur la modélisation/simulation de la dynamique des ressources en carbone.
- Béline, F., Delaby, L., Vertès, F., Rochette, P., Morvan, T., Parnaudeau, V., Cellier, P., Peyraud, J.-L., 2012. Chapitre 6. Transformation, devenir et valorisation de l'azote : des effluents d'élevage aux systèmes de cultures 66.

- Benbi, D.K., Boparai, A.K., Brar, K., 2014. Decomposition of particulate organic matter is more sensitive to temperature than the mineral associated organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 70, 183–192. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.032>
- Berglund, M., Börjesson, P., 2006. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass Bioenergy* 30, 254–266. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.011>
- Bernard, O., Hadj-Sadok, Z., Dochain, D., Genovesi, A., Steyer, J.-P., 2001. Dynamical model development and parameter identification for an anaerobic wastewater treatment process. *Biotechnol. Bioeng.* 75, 424–438. <https://doi.org/10.1002/bit.10036>
- Bernet, N., 2015. Principes et application de la digestion anaérobie pour la production d'énergie.
- Bessou, C., Ferchaud, F., Gabrielle, B., Mary, B., 2011. Biofuels, greenhouse gases and climate change. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 31, 1. <https://doi.org/10.1051/agro/2009039>
- Bodilis, A.-M., Trochard, R., Lechat, G., Airiaud, A., Lambert, L., Hruschka, S., 2015. Impact de l'introduction d'unités de méthanisation à la ferme sur le bilan humique des sols. Analyse sur 10 exploitations agricoles de la région Pays de la Loire. *Fourrages* 223, 233–239.
- Boulamanti, A.K., Donida Maglio, S., Giuntoli, J., Agostini, A., 2013. Influence of different practices on biogas sustainability. *Biomass Bioenergy*, 20th European Biomass Conference 53, 149–161. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.02.020>
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussi re, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudill re, J.P., H nault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model stics. *Eur. J. Agron., Modelling Cropping Systems: Science, Software and Applications* 18, 309–332. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7)
- Brisson, N., Launay, M., Mary, B., Beaudoin, N., 2009. Conceptual basis, formalisations and parameterization of the STICS crop model. Editions Quae.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.-M., Meynard, J.M., Del colle, R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346. <https://doi.org/10.1051/agro:19980501>
- Brockmann, D., Pradel, M., H lias, A., 2018. Agricultural use of organic residues in life cycle assessment: Current practices and proposal for the computation of field emissions and of the nitrogen mineral fertilizer equivalent. *Resour. Conserv. Recycl.* 133, 50–62. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.034>
- Budzianowski, W.M., Postawa, K., 2017. Renewable energy from biogas with reduced carbon dioxide footprint: Implications of applying different plant configurations and operating pressures. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 68, 852–868. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.05.076>
- Buratti, C., Barbanera, M., Fantozzi, F., 2013. Assessment of GHG emissions of biomethane from energy cereal crops in Umbria, Italy. *Appl. Energy* 108, 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.03.011>
- Burg, V., Bowman, G., Erni, M., Lemm, R., Thees, O., 2018. Analyzing the potential of domestic biomass resources for the energy transition in Switzerland. *Biomass Bioenergy* 111, 60–69. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.02.007>
- Castro-Molano, L. del P., Escalante-Hern ndez, H., Lambis-Ben tez, L.E., Mar n-Batista, J.D., Castro-Molano, L. del P., Escalante-Hern ndez, H., Lambis-Ben tez, L.E., Mar n-Batista, J.D., 2018. Synergistic effects in anaerobic codigestion of chicken manure with industrial wastes. *DYNA* 85, 135–141. <https://doi.org/10.15446/dyna.v85n206.68167>
- Cayuela, M.L., Oenema, O., Kuikman, P.J., Bakker, R.R., Van GROENIGEN, J.W., 2010. Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and

- greenhouse gas emissions. *GCB Bioenergy* 2, 201–213. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01055.x>
- Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fangueiro, D., Cardenas, L., Amon, B., Misselbrook, T., 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.*, Special Issue: Greenhouse Gases in Animal Agriculture - Finding a Balance between Food and Emissions 166–167, 514–531. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036>
- Chen, R., Blagodatskaya, E., Senbayram, M., Blagodatsky, S., Myachina, O., Dittert, K., Kuzyakov, Y., 2012. Decomposition of biogas residues in soil and their effects on microbial growth kinetics and enzyme activities. *Biomass Bioenergy* 45, 221–229. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.06.014>
- Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil Tillage Res.* 188, 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>
- Chenu, C., Klumpp, K., Bispo, A., Angers, D., Colnenne, C., Metay, A., 2014. Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. *Innov. Agron.* 37.
- Chinnici, G., D'Amico, M., Rizzo, M., Pecorino, B., 2015. Analysis of biomass availability for energy use in Sicily. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 52, 1025–1030. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.174>
- CITEPA, 2022. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Format Secten.
- CITEPA, 2019. Le Citepa publie les données d'émission de polluants et de GES : Secten, édition 2019 [WWW Document]. Citepa. URL https://www.citepa.org/fr/2019_06_a5/ (accessed 1.29.20).
- CITEPA, ATEE, EcoSecurities, n.d. Méthodologie spécifique pour les projets de production d'énergie thermique réduisant la consommation de combustibles fossiles dans une installation nouvelle ou existante.
- Clivot, H., Ferchaud, F., Levavasseur, F., Houot, S., Graux, A.-I., Cadero, A., Vertes, F., Mollier, A., Duparque, A., Mouny, J.-C., Therond, O., Mary, B., 2020. Simulating soil organic carbon dynamics in long-term bare fallow and arable experiments with STICS model. Presented at the iCROP2020 Symposium - Crop Modelling for The Future, p. 73 p.
- Clivot, H., Mouny, J.-C., Duparque, A., Dinh, J.-L., Denoroy, P., Houot, S., Vertès, F., Trochard, R., Bouthier, A., Sagot, S., Mary, B., 2019. Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environ. Model. Softw.* 118, 99–113. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004>
- Cotrufo, M.F., Lavelle, J., 2022. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration, in: *Advances in Agronomy*. pp. 1–66. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.11.002>
- Couturier, C., Charru, M., Doublet, S., Pointereau, P., 2016. The Afterres2050 scenario 2016 version. Solagro Association.
- Crawford, D.F., O'Connor, M.H., Jovanovic, T., Herr, A., Raison, R.J., O'Connell, D.A., Baynes, T., 2016. A spatial assessment of potential biomass for bioenergy in Australia in 2010, and possible expansion by 2030 and 2050. *GCB Bioenergy* 8, 707–722. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12295>
- de Boer, I., Cederberg, C., Eady, S., Gollnow, S., Kristensen, T., Macleod, M., Meul, M., Nemecek, T., Phong, L., Thoma, G., van der Werf, H., Williams, A., Zonderland-Thomassen, M., 2011. Greenhouse gas mitigation in animal production: towards an integrated life cycle sustainability assessment. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, Carbon and nitrogen cycles 3, 423–431. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.007>
- Décret n° 2020-456 du 21 avril 2020 relatif à la programmation pluriannuelle de l'énergie, 2020. , 2020-456.

- Derrien, D., Dignac, M.F., Basile-Doelsch, I., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P.A., Nunan, N., Roumet, C., Baré, P., 2016. Stocker du C dans les sols : quels mécanismes, quelles pratiques agricoles, quels indicateurs ? *Etude Gest. Sols* 32.
- Diemer, A., 2016. Les symbioses industrielles : un nouveau champ d'analyse pour l'économie industrielle. *Innovations* 50, 65–94. <https://doi.org/10.3917/inno.050.0065>
- Dimassi, B., Guenet, B., Saby, N.P.A., Munoz, F., Bardy, M., Millet, F., Martin, M.P., 2018. The impacts of CENTURY model initialization scenarios on soil organic carbon dynamics simulation in French long-term experiments. *Geoderma* 311, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.09.038>
- Directive (UE) 2018/2001 du Parlement européen et du Conseil du 11 décembre 2018 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables (refonte) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE.), 2018. , OJ L.
- Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Glob. Change Biol.* 18, 1781–1796. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x>
- EcoSecurities, CITEPA, ATEE, n.d. Méthodologie spécifique pour les projets de production d'énergie thermique réduisant la consommation de combustibles fossiles dans une installation nouvelle ou existante.
- Eglin, T., 2014. Carbone des sols : enjeu pour le climat et l'agronomie 15.
- Einarsson, R., Persson, U.M., 2017. Analyzing key constraints to biogas production from crop residues and manure in the EU—A spatially explicit model. *PLOS ONE* 12, e0171001. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171001>
- EMEP/EEA, 2016. Chapter 3.B: Manure management. p. 62.
- Esnouf, A., Brockmann, D., Cresson, R., 2021. Analyse du cycle de vie du biométhane issu de ressources agricoles - Rapport d'ACV. INRAE Transfert.
- Esteves, E.M.M., Herrera, A.M.N., Esteves, V.P.P., Morgado, C. do R.V., 2019. Life cycle assessment of manure biogas production: A review. *J. Clean. Prod.* 219, 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.091>
- EurObserv'ER online database, n.d. . EurObserv'ER. URL <https://www.eurobserv-er.org/online-database/> (accessed 8.3.22).
- European Biogas Association, 2020. EBA Statistical Report 2020.
- European Commission, 2019. COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE EUROPEAN COUNCIL, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS - The European Green Deal.
- Eurostat, 2021. Background - NUTS - Nomenclature of territorial units for statistics - Eurostat [WWW Document]. URL <https://ec.europa.eu/eurostat/web/nuts/background> (accessed 9.6.22).
- Fiorese, G., Guariso, G., 2010. A GIS-based approach to evaluate biomass potential from energy crops at regional scale. *Environ. Model. Softw.* 25, 702–711. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.11.008>
- French Republic, 2019. LOI n° 2019-1147 du 8 novembre 2019 relative à l'énergie et au climat, 2019-1147.
- Frøseth, R.B., Bakken, A.K., Bleken, M.A., Riley, H., Pommeresche, R., Thorup-Kristensen, K., Hansen, S., 2014. Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *Eur. J. Agron.* 52, 90–102. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.006>
- Fusi, A., Bacenetti, J., Fiala, M., Azapagic, A., 2016. Life Cycle Environmental Impacts of Electricity from Biogas Produced by Anaerobic Digestion. *Front. Bioeng. Biotechnol.* 4, 26. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2016.00026>

- Gas for Climate, 2022. Biomethane production potentials in the EU: Feasibility of REPowerEU 2030 targets, production potentials in the Member States and outlook to 2050.
- Gas for Climate, 2020. Gas Decarbonisation Pathways 2020–2050.
- Gopal, G., Dhanorkar, M., Kale, S., Patil, Y.B., 2020. Life cycle assessment of anaerobic digestion systems : Current knowledge, improvement methods and future research directions. *Manag. Environ. Qual. Int. J.* 31, 683–711. <https://doi.org/10.1108/MEQ-10-2018-0178>
- Greenberg, I., Kaiser, M., Gunina, A., Ledesma, P., Polifka, S., Wiedner, K., Mueller, C.W., Glaser, B., Ludwig, B., 2019. Substitution of mineral fertilizers with biogas digestate plus biochar increases physically stabilized soil carbon but not crop biomass in a field trial. *Sci. Total Environ.* 680, 181–189. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.051>
- Guerini Filho, M., Steinmetz, R.L.R., Bezama, A., Hasan, C., Lumi, M., Konrad, O., 2019. Biomass availability assessment for biogas or methane production in Rio Grande do Sul, Brazil. *Clean Technol. Environ. Policy* 21, 1353–1366. <https://doi.org/10.1007/s10098-019-01710-3>
- Hamelin, L., Naroznova, I., Wenzel, H., 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Appl. Energy* 114, 774–782. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.033>
- Hamelin, L., Wesnæs, M., Wenzel, H., Petersen, B.M., 2011. Environmental consequences of future biogas technologies based on separated slurry. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5869–5877. <https://doi.org/10.1021/es200273j>
- Hamidi, M., Machkour, N., Zegrari, M., Aitelmahjoub, A., 2018. Modeling of System for the Production of Electric Energy from Household Waste (SSRN Scholarly Paper No. ID 3185325). Social Science Research Network, Rochester, NY.
- Han, L., Sun, K., Jin, J., Xing, B., 2016. Some concepts of soil organic carbon characteristics and mineral interaction from a review of literature. *Soil Biol. Biochem.* 94, 107–121. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.023>
- Hartig, S., 2010. Guide sur le biogaz - De la production à l'utilisation 247.
- Hassam, S., 2015. Réduction de modèles de procédés biotechnologiques: Applications à l'ADM1 131.
- Haut conseil pour le climat, 2022. RAPPORT ANNUEL 2022 DU HAUT CONSEIL POUR LE CLIMAT : DEPASSER LES CONSTATS, METTRE EN ŒUVRE LES SOLUTIONS.
- Haut Conseil pour le Climat, 2019. Rapport Annuel Neutralité Carbone.
- Hénin, S., Dupuis, M., 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol: par S. Hénin et M. Dupuis ... *Ann. Agron.* 17–29.
- Hergoualc'h, K., Mueller, N., Bernoux, M., Kasimir, Ä., van der Weerden, T.J., Ogle, S.M., 2021. Improved accuracy and reduced uncertainty in greenhouse gas inventories by refining the IPCC emission factor for direct N₂O emissions from nitrogen inputs to managed soils. *Glob. Change Biol.* 27, 6536–6550. <https://doi.org/10.1111/gcb.15884>
- Hijazi, O., Munro, S., Zerhusen, B., Effenberger, M., 2016. Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 54, 1291–1300. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.013>
- Himanshu, H., Murphy, J.D., Grant, J., O'Kiely, P., 2018. Antagonistic effects on biogas and methane output when co-digesting cattle and pig slurries with grass silage in in vitro batch anaerobic digestion. *Biomass Bioenergy* 109, 190–198. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.12.027>
- Höhn, J., Lehtonen, E., Rasi, S., Rintala, J., 2014. A Geographical Information System (GIS) based methodology for determination of potential biomasses and sites for biogas plants in southern Finland. *Appl. Energy* 113, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.07.005>
- Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Tibi, A., Aubry, C., Barbier, R., Benoît, P., Brugère, H., Caillaud, M.-A., Casellas, M., Chatelet, A., Dabert, P., de Mareschal, S., Doussan, I.,

- Etrillard, C., Fuchs, J., Générumont, S., Giamberini, L., Viguié, C., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques.
- Huopana, T., Song, H., Kolehmainen, M., Niska, H., 2013. A regional model for sustainable biogas electricity production: A case study from a Finnish province. *Appl. Energy* 102, 676–686. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.08.018>
- Huys, R., Poirier, V., Bourget, M.Y., Roumet, C., Hättenschwiler, S., Fromin, N., Munson, A.D., Freschet, G.T., 2022. Plant litter chemistry controls coarse-textured soil carbon dynamics. *J. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13997>
- Ingrao, C., Bacenetti, J., Adamczyk, J., Ferrante, V., Messineo, A., Huisin, D., 2019. Investigating energy and environmental issues of agro-biogas derived energy systems: A comprehensive review of Life Cycle Assessments. *Renew. Energy* 136, 296–307. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.01.023>
- INRAE, 2021. Bioénergies : quelle place pour la méthanisation ? [WWW Document]. INRAE Institutionnel. URL <https://www.inrae.fr/bioeconomie/place-methanisation> (accessed 10.7.22).
- INSEE, 2020. Électricité – Gaz naturel – Tableaux de l'économie française | Insee [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/statistiques/4277884?sommaire=4318291> (accessed 7.26.22).
- International Energy Agency, 2021. Biomass supply chains and their contribution to the Sustainable Development Goals.
- IPCC (Ed.), 2022. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC (Ed.), 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- IPCC, 2019a. Climate change and land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems : summary for policymakers. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.
- IPCC, 2019b. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management.
- IPCC, 2019c. Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. p. 48.
- IPCC, 2018. Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. <https://doi.org/10.1017/9781009157940>
- IPCC, 2013. Chapter 8: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing, in: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. p. 82.
- IPCC, 2006. Chapter 4: Biological Treatment of Solid Waste. p. 8.
- Janz, B., Havermann, F., Lashermes, G., Zuazo, P., Engelsberger, F., Torabi, S.M., Butterbach-Bahl, K., 2022. Effects of crop residue incorporation and properties on combined soil gaseous N₂O, NO, and NH₃ emissions—A laboratory-based measurement approach. *Sci. Total Environ.* 807, 151051. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151051>
- Jian, J., Du, X., Reiter, M.S., Stewart, R.D., 2020. A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. *Soil Biol. Biochem.* 143, 107735. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107735>

- Kätterer, T., Bolinder, M.A., Andrén, O., Kirchmann, H., Menichetti, L., 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141, 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>
- Kaye, J.P., Quemada, M., 2017. Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 4. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x>
- Koch, P., Salou, T., 2020. AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique - Volet Agriculture - Version 3.0. Ed. ADEME, Angers, France.
- Kolb, S., Plankenbühler, T., Hofmann, K., Bergerson, J., Karl, J., 2021. Life cycle greenhouse gas emissions of renewable gas technologies: A comparative review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 146, 111147. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111147>
- Kythreotou, N., Florides, G., Tassou, S.A., 2014. A review of simple to scientific models for anaerobic digestion. *Renew. Energy* 71, 701–714. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.05.055>
- Laiq Ur Rehman, M., Iqbal, A., Chang, C.-C., Li, W., Ju, M., 2019. Anaerobic digestion. *Water Environ. Res.* 91, 1253–1271. <https://doi.org/10.1002/wer.1219>
- Lal, R., Negassa, W., Lorenz, K., 2015. Carbon sequestration in soil. *Curr. Opin. Environ. Sustain., Environmental change issues* 15, 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>
- Lamnatou, Chr., Nicolai, R., Chemisana, D., Cristofari, C., Cancellieri, D., 2019. Biogas production by means of an anaerobic-digestion plant in France: LCA of greenhouse-gas emissions and other environmental indicators. *Sci. Total Environ.* 670, 1226–1239. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.211>
- Lansche, J., Müller, J., 2012. Life cycle assessment of energy generation of biogas fed combined heat and power plants: Environmental impact of different agricultural substrates. *Eng. Life Sci.* 12, 313–320. <https://doi.org/10.1002/elsc.201100061>
- Launay, C., Constantin, J., Chlebowsky, F., Houot, S., Graux, A.-I., Klumpp, K., Martin, R., Mary, B., Pellerin, S., Therond, O., 2021. Estimating the carbon storage potential and greenhouse gas emissions of French arable cropland using high-resolution modeling. *Glob. Change Biol.* 27, 1645–1661. <https://doi.org/10.1111/gcb.15512>
- Launay, C., Crépeau, M., Girault, R., Levavasseur, F., Houot, S., 2020. Projet MéthaPolSol, impacts de l'introduction de méthaniseurs dans un territoire sur les stratégies de fertilisation des cultures et leurs conséquences sur les dynamiques du carbone et de l'azote dans les sols : cas de la plaine de Versailles.
- Laurent, F., 2015. Optimisation fonctionnelle et spatiale de scénarios de méthanisation centralisée selon une approche systémique territoriale couplée à l'analyse du cycle de vie.
- Lauwers, J., Appels, L., Thompson, I.P., Degre, J., Van Impe, J.F., Dewil, R., 2013. Mathematical modelling of anaerobic digestion of biomass and waste: Power and limitations. *Prog. Energy Combust. Sci.* 39, 383–402. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2013.03.003>
- Lavallee, J.M., Conant, R.T., Paul, E.A., Cotrufo, M.F., 2018. Incorporation of shoot versus root-derived ¹³C and ¹⁵N into mineral-associated organic matter fractions: results of a soil slurry incubation with dual-labelled plant material. *Biogeochemistry* 137, 379–393. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0428-z>
- Lavallee, J.M., Soong, J.L., Cotrufo, M.F., 2020. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Glob. Change Biol.* 26, 261–273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Le Quéré, C., Andrew, R.M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J., Pongratz, J., Pickers, P.A., Korsbakken, J.I., Peters, G.P., Canadell, J.G., Arneeth, A., Arora, V.K., Barbero, L., Bastos, A., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L.P., Ciais, P., Doney, S.C., Gkritzalis, T., Goll, D.S., Harris, I., Haverd, V., Hoffman, F.M., Hoppema, M., Houghton, R.A., Hurtt, G., Ilyina, T., Jain, A.K., Johannessen, T., Jones, C.D., Kato, E., Keeling, R.F., Goldewijk, K.K., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lienert, S., Liu, Z., Lombardozzi, D., Metzl, N., Munro,

- D.R., Nabel, J.E.M.S., Nakaoka, S., Neill, C., Olsen, A., Ono, T., Patra, P., Peregon, A., Peters, W., Peylin, P., Pfeil, B., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Resplandy, L., Robertson, E., Rocher, M., Rödenbeck, C., Schuster, U., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Steinhoff, T., Sutton, A., Tans, P.P., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F.N., van der Laan-Luijkx, I.T., van der Werf, G.R., Viovy, N., Walker, A.P., Wiltshire, A.J., Wright, R., Zaehle, S., Zheng, B., 2018. Global Carbon Budget 2018. *Earth Syst. Sci. Data* 10, 2141–2194. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>
- Levassasseur, F., Le Roux, C., Kouakou, P., Jean-Baptiste, V., Houot, S., 2022. High Nitrogen Availability but Limited Potential Carbon Storage in Anaerobic Digestates from Cover Crops. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* <https://doi.org/10.1007/s42729-022-00853-5>
- Levassasseur, F., Mary, B., Christensen, B.T., Duparque, A., Ferchaud, F., Kätterer, T., Lagrange, H., Montenach, D., Resseguier, C., Houot, S., 2020. The simple AMG model accurately simulates organic carbon storage in soils after repeated application of exogenous organic matter. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 117, 215–229. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10065-x>
- Lijó, L., Lorenzo-Toja, Y., González-García, S., Bacenetti, J., Negri, M., Moreira, M.T., 2017. Eco-efficiency assessment of farm-scaled biogas plants. *Bioresour. Technol.*, 1st International Conference on Bioresource Technology for Bioenergy, Bioproducts & Environmental Sustainability (BIORESTEC) 237, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.055>
- LOI n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (1), 2015. , 2015-992.
- LOI n° 2019-1147 du 8 novembre 2019 relative à l'énergie et au climat, 2019. , 2019-1147.
- LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets (1), 2021. , 2021-1104.
- Lönnqvist, T., Sanches-Pereira, A., Sandberg, T., 2015. Biogas potential for sustainable transport – a Swedish regional case. *J. Clean. Prod.* 108, 1105–1114. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.036>
- Ma, J., Scott, N.R., DeGloria, S.D., Lembo, A.J., 2005. Siting analysis of farm-based centralized anaerobic digester systems for distributed generation using GIS. *Biomass Bioenergy* 28, 591–600. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.12.003>
- Ma, X., Yu, M., Yang, M., Gao, M., Wu, C., Wang, Q., 2019. Synergistic effect from anaerobic co-digestion of food waste and *Sophora flavescens* residues at different co-substrate ratios. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 26, 37114–37124. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06399-x>
- Mairet, F., Bernard, O., Ras, M., Lardon, L., Steyer, J.-P., 2011. Modeling anaerobic digestion of microalgae using ADM1. *Bioresour. Technol.* 102, 6823–6829. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.04.015>
- Malet, N., Pellerin, S., Girault, R., Nesme, T., 2022. Does Anaerobic Digestion Really Help to Reduce Greenhouse Gas Emissions? A Case Study Based on 30 Cogeneration Plants in France. *SSRN Electron. J.* <https://doi.org/10.2139/ssrn.4092426>
- Marín-Spiotta, E., Swanston, C.W., Torn, M.S., Silver, W.L., Burton, S.D., 2008. Chemical and mineral control of soil carbon turnover in abandoned tropical pastures. *Geoderma* 143, 49–62. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.10.001>
- Marques, A.C., Fuinhas, J.A., Pereira, D.A., 2018. Have fossil fuels been substituted by renewables? An empirical assessment for 10 European countries. *Energy Policy* 116, 257–265. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.02.021>
- Marsac, S., Heredia, M., Labalette, F., Delaye, N., Levasseur, P., Capdeville, J., Gervais, F., Ponchant, P., 2018. ELBA: A NATIONAL REFERENCE TOOL FOR AGRICULTURAL BIOMASS RESOURCE ASSESSMENT IN FRANCE.

- Marsac, S., Heredia, M., Labalette, F., Delaye, N., Levasseur, P., Capdeville, J., Gervais, F., Ponchant, P., 2018. ELBA: A NATIONAL REFERENCE TOOL FOR AGRICULTURAL BIOMASS RESOURCE ASSESSMENT IN FRANCE. *Eur. Biomass Conf. Exhib. Proc. 26th EUBCE-Copenhagen 2018*, 38–45. <https://doi.org/10.5071/26thEUBCE2018-1AO.4.2>
- Marsac, S., Quod, C., Leveau, V., Heredia, M., Delaye, N., Labalette, F., Lecomte, V., Bazet, M., Sanner, E.A., 2019. Optimisation of French Energy Cover Crop Production in Double Cropping Systems for On-farm Biogas Use. *Eur. Biomass Conf. Exhib. Proc. 27th EUBCE-Lisbon 2019*, 40–49. <https://doi.org/10.5071/27thEUBCE2019-1AO.4.5>
- Marschner, B., Brodowski, S., Dreves, A., Gleixner, G., Gude, A., Grootes, P.M., Hamer, U., Heim, A., Jandl, G., Ji, R., Kaiser, K., Kalbitz, K., Kramer, C., Leinweber, P., Rethemeyer, J., Schäffer, A., Schmidt, M.W.I., Schwark, L., Wiesenberger, G.L.B., 2008. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171, 91–110. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700049>
- Martin, M.P., Dimassi, B., Román Dobarco, M., Guenet, B., Arrouays, D., Angers, D.A., Blache, F., Huard, F., Soussana, J.-F., Pellerin, S., 2021. Feasibility of the 4 per 1000 aspirational target for soil carbon: A case study for France. *Glob. Change Biol.* 27, 2458–2477. <https://doi.org/10.1111/gcb.15547>
- Marvuglia, A., Benetto, E., Rege, S., Jury, C., 2013. Modelling approaches for consequential life-cycle assessment (C-LCA) of bioenergy: Critical review and proposed framework for biogas production. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 25, 768–781. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.04.031>
- MELCC, 2019. Guide de quantification des émissions de gaz à effet de serre.
- Meyer, A.K.P., Ehimen, E.A., Holm-Nielsen, J.B., 2018. Future European biogas: Animal manure, straw and grass potentials for a sustainable European biogas production. *Biomass Bioenergy* 111, 154–164. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.05.013>
- Mezzullo, W.G., McManus, M.C., Hammond, G.P., 2013. Life cycle assessment of a small-scale anaerobic digestion plant from cattle waste. *Appl. Energy, Special Issue on Advances in sustainable biofuel production and use - XIX International Symposium on Alcohol Fuels - ISAF 102*, 657–664. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.08.008>
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2020. Stratégie Nationale Bas-Carbone (SNBC) [WWW Document]. Ministère Transit. Écologique Solidaire. URL <http://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/strategie-nationale-bas-carbone-snbc> (accessed 2.28.20).
- Ministry for ecological and solidary transition, 2020. National low carbon strategy - The ecological and inclusive transition towards carbon neutrality.
- Ministry of Ecological Transition, 2021. Chiffres clés de l'énergie - Edition 2021.
- Miranda, N.D., Tuomisto, H.L., McCulloch, M.D., 2015. Meta-Analysis of Greenhouse Gas Emissions from Anaerobic Digestion Processes in Dairy Farms. *Environ. Sci. Technol.* 49, 5211–5219. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00018>
- Møller, H.B., Sørensen, P., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Nyord, T., Sommer, S.G., 2022. Agricultural Biogas Production—Climate and Environmental Impacts. *Sustainability* 14, 1849. <https://doi.org/10.3390/su14031849>

- Møller, J., Boldrin, A., Christensen, T.H., 2009. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Manag. Res.* 27, 813–824. <https://doi.org/10.1177/0734242X09344876>
- Møller, K., 2015. Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 1021–1041. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0284-3>
- Monforti, F., Bódis, K., Scarlat, N., Dallemand, J.-F., 2013. The possible contribution of agricultural crop residues to renewable energy targets in Europe: A spatially explicit study. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 19, 666–677. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.060>
- Montesdeoca-Pichucho, N.B., Garibaldi-Alcívar, K., Baquerizo-Crespo, R.J., Gómez-Salcedo, Y., Pérez-Ones, O., Pereda-Reyes, I., 2020. Synergistic and antagonistic effects in anaerobic co-digestion. Analysis of the methane yield kinetics. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia.* <https://doi.org/10.17533/udea.redin.20220473>
- Mourjane, I., Fosse, J., 2021. La biomasse agricole : quelles ressources pour quel potentiel énergétique ?
- Muha, I., Linke, B., Wittum, G., 2015. A dynamic model for calculating methane emissions from digestate based on co-digestion of animal manure and biogas crops in full scale German biogas plants. *Bioresour. Technol.* 178, 350–358. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.060>
- Mulder, V.L., Lacoste, M., Richer-de-Forges, A.C., Arrouays, D., 2016. GlobalSoilMap France: High-resolution spatial modelling the soils of France up to two meter depth. *Sci. Total Environ.* 573, 1352–1369. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.066>
- Natividad Pérez-Camacho, M., Curry, R., Cromie, T., 2019. Life cycle environmental impacts of biogas production and utilisation substituting for grid electricity, natural gas grid and transport fuels. *Waste Manag.* 95, 90–101. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.045>
- NégaWatt Association, 2021. Le scénario en détail, in: Scénario NégaWatt 2022. p. 115.
- Nemecek, T., Kägi, T., 2007. Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems.
- Nesme, T., Barbieri, P., Gaudaré, U., Pellerin, S., Angers, D., 2021. Sound methods are needed to assess GHG mitigation potential of organic farming deployment. A comment on. *Agric. Syst.* 187, 102994. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102994>
- Nesme, T., Senthilkumar, K., Mollier, A., Pellerin, S., 2015. Effects of crop and livestock segregation on phosphorus resource use: A systematic, regional analysis. *Eur. J. Agron.* 71, 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.08.001>
- Nkoa, R., 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 473–492. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0196-z>
- O’Keeffe, S., Franko, U., Oehmichen, K., Daniel-Gromke, J., Thrän, D., 2019. Give them credit—the greenhouse gas performance of regional biogas systems. *GCB Bioenergy* 11, 791–808. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12603>
- Pantaleo, A., Gennaro, B.D., Shah, N., 2013. Assessment of optimal size of anaerobic co-digestion plants: An application to cattle farms in the province of Bari (Italy). *Renew. Sustain. Energy Rev.* 20, 57–70. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.068>
- Paolini, V., Petracchini, F., Segreto, M., Tomassetti, L., Naja, N., Cecinato, A., 2018. Environmental impact of biogas: A short review of current knowledge. *J. Environ. Sci. Health Part A* 53, 899–906. <https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1459076>
- Pastorelli, R., Valboa, G., Lagomarsino, A., Fabiani, A., Simoncini, S., Zaghi, M., Vignozzi, N., 2021. Recycling Biogas Digestate from Energy Crops: Effects on Soil Properties and Crop Productivity. *Appl. Sci.* 11, 750. <https://doi.org/10.3390/app11020750>
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, 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., Hénault, C., Jeuffroy, M.-H., Klumpp, K., Metay, A., Moran, D., Recous,

- S., Samson, E., Savini, I., Pardon, L., Chemineau, P., 2017. Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture. *Environ. Sci. Policy* 77, 130–139. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.003>
- Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.-I., Guenet, B., Houot, S., Klumpp, K., LETORT, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri-Aubry, S., Meziere, D., Morvan, T., Mosnier, C., ROGER-ESTRADE, J., Saint-André, L., Sierra, J., Therond, O., Viaud, V., Grateau, R., Le Perchec, S., Savini, I., Rechauchère, O., 2019. Stocker du carbone dans les sols français, quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? (Contract). Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie.
- Piechota, G., Igliński, B., 2021. Biomethane in Poland—Current Status, Potential, Perspective and Development. *Energies* 14, 1517. <https://doi.org/10.3390/en14061517>
- Poeplau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Qu, Q., Groot, J.C.J., Zhang, K., 2022. A modular approach for quantification of nitrogen flows and losses along dairy manure management chains of different complexity. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 122, 89–103. <https://doi.org/10.1007/s10705-021-10183-0>
- Raposo, F., De la Rubia, M.A., Fernández-Cegri, V., Borja, R., 2012. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 16, 861–877. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>
- Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil* 269, 341–356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Rigolot, C., Espagnol, S., Robin, P., Hassouna, M., Béline, F., Paillat, J.M., Dourmad, J.-Y., 2010. Modelling of manure production by pigs and NH₃, N₂O and CH₄ emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Anim. Int. J. Anim. Biosci.* 4, 1413–1424. <https://doi.org/10.1017/S1751731110000509>
- Riva, C., Orzi, V., Carozzi, M., Acutis, M., Boccasile, G., Lonati, S., Tambone, F., D'Imporzano, G., Adani, F., 2016. Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. *Sci. Total Environ.* 547, 206–214. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.156>
- Rodhe, L., Etana, A., 2005. Performance of Slurry Injectors compared with Band Spreading on Three Swedish Soils with Ley. *Biosyst. Eng.* 92, 107–118. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2005.05.017>
- Rodriguez-Verde, I., Regueiro, L., Carballa, M., Hospido, A., Lema, J.M., 2014. Assessing anaerobic co-digestion of pig manure with agroindustrial wastes: The link between environmental impacts and operational parameters. *Sci. Total Environ.* 497–498, 475–483. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.127>
- Rotz, C.A., 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production1. *J. Anim. Sci.* 82, E119–E137. https://doi.org/10.2527/2004.8213_supplE119x
- RTE, 2022. Bilan électrique 2021 : Une production d'électricité assurée à plus de 92% par des sources n'émettant pas de gaz à effet de serre.
- Salgado, J.A.A., 2019. Modeling and simulation of biogas production based on anaerobic digestion of energy crops and manure 178.
- Salvador, R., Barros, M.V., Rosário, J.G.D.P.D., Piekarski, C.M., da Luz, L.M., de Francisco, A.C., 2019. Life cycle assessment of electricity from biogas: A systematic literature review. *Environ. Prog. Sustain. Energy* 38, 13133. <https://doi.org/10.1002/ep.13133>

- Scarlat, N., Dallemand, J.-F., Fahl, F., 2018a. Biogas: Developments and perspectives in Europe. *Renew. Energy* 129, 457–472. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006>
- Scarlat, N., Fahl, F., Dallemand, J.-F., Monforti, F., Motola, V., 2018b. A spatial analysis of biogas potential from manure in Europe. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 94, 915–930. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.035>
- Shcherbak, I., Millar, N., Robertson, G.P., 2014. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 9199–9204. <https://doi.org/10.1073/pnas.1322434111>
- Siddiqui, S., Zerhusen, B., Zehetmeier, M., Effenberger, M., 2020. Distribution of specific greenhouse gas emissions from combined heat-and-power production in agricultural biogas plants. *Biomass Bioenergy* 133, 105443. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105443>
- Sigurnjak, I., De Waele, J., Michels, E., Tack, F.M.G., Meers, E., De Neve, S., 2017. Nitrogen release and mineralization potential of derivatives from nutrient recovery processes as substitutes for fossil fuel-based nitrogen fertilizers. *Soil Use Manag.* 33, 437–446. <https://doi.org/10.1111/sum.12366>
- SINOE®, 2022. Etat des lieux du parc d'installations de méthanisation au 1er janvier 2022.
- Sommer, S.G., Hafner, S.D., Laubach, J., van der Weerden, T.J., Leytem, A.B., Pacholski, A., 2022. Model for calculating ammonia emission from stored animal liquid manure. *Biosyst. Eng.* 223, 41–55. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2022.08.007>
- Srinivasarao, Ch., Lal, R., Kundu, S., Babu, M.B.B.P., Venkateswarlu, B., Singh, A.K., 2014. Soil carbon sequestration in rainfed production systems in the semiarid tropics of India. *Sci. Total Environ.* 487, 587–603. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.006>
- Staffell, I., 2011. The Energy and Fuel Data Sheet. University of Birmingham, UK 11.
- Styles, D., Dominguez, E.M., Chadwick, D., 2016. Environmental balance of the UK biogas sector: An evaluation by consequential life cycle assessment. *Sci. Total Environ.* 560–561, 241–253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.236>
- Styles, D., Gibbons, J., Williams, A.P., Dauber, J., Stichnothe, H., Urban, B., Chadwick, D.R., Jones, D.L., 2015a. Consequential life cycle assessment of biogas, biofuel and biomass energy options within an arable crop rotation. *GCB Bioenergy* 7, 1305–1320. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12246>
- Styles, D., Gibbons, J., Williams, A.P., Stichnothe, H., Chadwick, D.R., Healey, J.R., 2015b. Cattle feed or bioenergy? Consequential life cycle assessment of biogas feedstock options on dairy farms. *GCB Bioenergy* 7, 1034–1049. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12189>
- Sun, H., Wang, E., Li, X., Cui, X., Guo, J., Dong, R., 2021. Potential biomethane production from crop residues in China: Contributions to carbon neutrality. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 148, 111360. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111360>
- Tambone, F., Scaglia, B., D'Imporzano, G., Schievano, A., Orzi, V., Salati, S., Adani, F., 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere* 81, 577–583. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.08.034>
- Tamburini, E., Gaglio, M., Castaldelli, G., Fano, E.A., 2020. Is Bioenergy Truly Sustainable When Land-Use-Change (LUC) Emissions Are Accounted for? The Case-Study of Biogas from Agricultural Biomass in Emilia-Romagna Region, Italy. *Sustainability* 12, 3260. <https://doi.org/10.3390/su12083260>
- Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Møller, H.B., Sørensen, P., Christensen, B.T., 2013. Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biol. Biochem.* 58, 82–87. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.006>
- Tonini, D., Hamelin, L., Alvarado-Morales, M., Astrup, T.F., 2016. GHG emission factors for bioelectricity, biomethane, and bioethanol quantified for 24 biomass substrates with consequential life-cycle assessment. *Bioresour. Technol.* 208, 123–133. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.052>

- Turco, M., Ausiello, A., Micoli, L., 2016. Treatment of Biogas for Feeding High Temperature Fuel Cells: Removal of Harmful Compounds by Adsorption Processes. Springer.
- Valenti, F., Porto, S.M.C., Chinnici, G., Selvaggi, R., Cascone, G., Arcidiacono, C., Pecorino, B., 2017. Use of citrus pulp for biogas production: A GIS analysis of citrus-growing areas and processing industries in South Italy. *Land Use Policy* 66, 151–161. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.041>
- Valenti, F., Porto, S.M.C., Dale, B.E., Liao, W., 2018. Spatial analysis of feedstock supply and logistics to establish regional biogas power generation: A case study in the region of Sicily. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 97, 50–63. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.08.022>
- van Groenigen, J.W., van Kessel, C., Hungate, B.A., Oenema, O., Powlson, D.S., van Groenigen, K.J., 2017. Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma. *Environ. Sci. Technol.* 51, 4738–4739. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01427>
- Van Stappen, F., Mathot, M., Decruyenaere, V., Lories, A., Delcour, A., Planchon, V., Goffart, J.-P., Stilmant, D., 2016. Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant. *J. Environ. Manage.* 175, 20–32. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.020>
- Vaneckhaute, C., Styles, D., Prade, T., Adams, P., Thelin, G., Rodhe, L., Gunnarsson, I., D’Hertefeldt, T., 2018. Closing nutrient loops through decentralized anaerobic digestion of organic residues in agricultural regions: A multi-dimensional sustainability assessment. *Resour. Conserv. Recycl.* 136, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.027>
- Vangeli, S., Cardenas, L.M., Posse, G., Chadwick, D.R., Krol, D.J., Thorman, R.E., Lanigan, G.J., Misselbrook, T.H., 2022. Revisiting sampling duration to estimate N₂O emission factors for manure application and cattle excreta deposition for the UK and Ireland. *J. Environ. Manage.* 322, 116037. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116037>
- Vargas, M., Maurice, E., 2020. EVALUATION DES IMPACTS GES DE LA PRODUCTION ET L’INJECTION DU BIOMETHANE DANS LE RESEAU DE GAZ NATUREL – RAPPORT SYNTHETIQUE 18.
- Vargas-Gonzalez, M., Verzat, B., Carlu, E., Graveaud, F., 2015. ETUDE - Evaluation des impacts GES de l’injection du biométhane dans les réseaux de gaz naturel. QUANTIS et ENEA Consulting.
- Vasco-Correa, J., Khanal, S., Manandhar, A., Shah, A., 2018. Anaerobic digestion for bioenergy production: Global status, environmental and techno-economic implications, and government policies. *Bioresour. Technol.* 247, 1015–1026. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.004>
- Vechi, N.T., Mellqvist, J., Scheutz, C., 2022. Quantification of methane emissions from cattle farms, using the tracer gas dispersion method. *Agric. Ecosyst. Environ.* 330, 107885. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107885>
- Vieira, V.H.A. de M., Matheus, D.R., 2019. Environmental assessments of biological treatments of biowaste in life cycle perspective: A critical review. *Waste Manag. Res.* 37, 1183–1198. <https://doi.org/10.1177/0734242X19879222>
- Voelklein, M.A., Rusmanis, D., Murphy, J.D., 2019. Biological methanation: Strategies for in-situ and ex-situ upgrading in anaerobic digestion. *Appl. Energy* 235, 1061–1071. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.11.006>
- Wang, W., Ouyang, W., Hao, F., Liu, G., 2017. Temporal-spatial variation analysis of agricultural biomass and its policy implication as an alternative energy in northeastern China. *Energy Policy* 109, 337–349. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.06.068>
- Webb, J., Sørensen, P., Velthof, G., Amon, B., Pinto, M., Rodhe, L., Salomon, E., Hutchings, N., Burczyk, P., Reid, J., 2013. Chapter Seven - An Assessment of the Variation of Manure Nitrogen Efficiency throughout Europe and an Appraisal of Means to Increase Manure-N Efficiency, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Advances in Agronomy. Academic Press, pp. 371–442. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407247-3.00007-X>

- Weiland, P., 2009. Biogas production: Current state and perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 85, 849–60. <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2246-7>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- WMO, 2022. WMO update: 50:50 chance of global temperature temporarily reaching 1.5°C threshold in next five years [WWW Document]. URL <https://public.wmo.int/en/media/press-release/wmo-update-5050-chance-of-global-temperature-temporarily-reaching-15%C2%B0c-threshold> (accessed 10.6.22).
- Wu, L., Wei, W., Song, L., Woźniak-Karczewska, M., Chrzanowski, Ł., Ni, B.-J., 2021. Upgrading biogas produced in anaerobic digestion: Biological removal and bioconversion of CO₂ in biogas. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 150, 111448. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111448>
- Wulf, S., Jäger, P., Döhler, H., 2006. Balancing of greenhouse gas emissions and economic efficiency for biogas-production through anaerobic co-fermentation of slurry with organic waste. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.017>
- WWF France, 2022. BIOMASSE : UN RÉEL POTENTIEL POUR LA TRANSITION ÉNERGÉTIQUE ?
- Xu, S., Qiao, Z., Luo, L., Sun, Y., Wong, J.W.-C., Geng, X., Ni, J., 2021. On-site CO₂ bio-sequestration in anaerobic digestion: Current status and prospects. *Bioresour. Technol.* 332, 125037. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125037>
- Xu, Z., 2019. ADM1 Parameter Calibration Method based on partial least squares regression framework for industrial-scale anaerobic digestion modelling (Thesis). Stellenbosch : Stellenbosch University.
- Yan, B., Yan, J., Li, Y., Qin, Y., Yang, L., 2021. Spatial distribution of biogas potential, utilization ratio and development potential of biogas from agricultural waste in China. *J. Clean. Prod.* 292, 126077. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126077>
- York, R., Bell, S.E., 2019. Energy transitions or additions?: Why a transition from fossil fuels requires more than the growth of renewable energy. *Energy Res. Soc. Sci.* 51, 40–43. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2019.01.008>
- Zhang, H., Goll, D.S., Wang, Y., Ciais, P., Wieder, W.R., Abramoff, R., Huang, Y., Guenet, B., Prescher, A., Viscarra Rossel, R.A., Barré, P., Chenu, C., Zhou, G., Tang, X., 2020. Microbial dynamics and soil physicochemical properties explain large scale variations in soil organic carbon. *Glob. Change Biol.* gcb.14994. <https://doi.org/10.1111/gcb.14994>
- Zicker, T., Kavka, M., Bachmann-Pfabe, S., Eichler-Löbermann, B., 2020. Long-term phosphorus supply with undigested and digested slurries and their agronomic effects under field conditions. *Biomass Bioenergy* 139, 105665. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105665>
- Zolin, C.A., Rodrigues, R. de A.R., 2015. Impact of Climate Change on Water Resources in Agriculture. CRC Press.
- Zubaryeva, A., Zaccarelli, N., Del Giudice, C., Zurlini, G., 2012. Spatially explicit assessment of local biomass availability for distributed biogas production via anaerobic co-digestion – Mediterranean case study. *Renew. Energy* 39, 261–270. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.08.021>