

Évolution des systèmes de culture liée aux installations de biogaz dans les zones céréalières françaises

https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X25001271?fr=RR-2&ref=pdf_download&rr=9af133602c03d127

Points forts

- Les pratiques agricoles des exploitations non liées à l'élevage et produisant du biogaz ont été décrites.
- Ces pratiques différaient de celles prises en compte dans les évaluations de la digestion anaérobie.
- La production de cultures de couverture énergétiques était associée à des changements dans les principales espèces cultivées.
- Les cultures de couverture énergétiques étaient généralement traitées aux pesticides et parfois irriguées.
- Les économies d'engrais étaient corrélées au niveau de déchets agro-industriels dans le digesteur.

Résumé

CONTEXTE

La digestion anaérobie (DA) est un procédé qui produit un gaz renouvelable (biogaz) et un engrais organique (digestat).

Les cultures de couverture énergétiques, semées entre deux cultures principales, devraient devenir la principale matière première pour la DA en France et dans d'autres pays européens, ce qui pourrait transformer les systèmes de culture et les pratiques agricoles.

Cependant, les systèmes agricoles liés à la DA restent encore peu étudiés, ce qui risque d'entraîner des évaluations de la DA déconnectées des pratiques agricoles réelles.

OBJECTIF

Notre objectif était de combler cette lacune en caractérisant les changements des systèmes de culture dans les exploitations agricoles françaises associés aux installations de biogaz reposant principalement sur des cultures de couverture énergétiques dans les régions céréalières et d'examiner les différences avec les pratiques agricoles habituellement prises en compte dans les évaluations de la digestion anaérobie.

MÉTHODES

Nous avons mené des entretiens dans 33 exploitations agricoles des régions céréalières françaises entre fin 2020 et 2023 afin de caractériser les changements de systèmes de culture des exploitations non bovines liés à la méthanisation.

Le guide d'entretien portait sur des informations générales concernant l'exploitation et l'unité de méthanisation, la gestion de la culture principale et des cultures de couverture énergétiques, la fertilisation à l'échelle de l'exploitation et la gestion du digestat.

Les changements d'occupation des sols avant et après la méthanisation ont été pris en compte, ainsi que le calcul d'un bilan simplifié des éléments nutritifs (N, P et K) à l'échelle de l'exploitation.

RÉSULTATS ET CONCLUSIONS

Les principaux résultats ont révélé que les cultures de couverture énergétiques étaient cultivées en moyenne sur 30 % des surfaces agricoles chaque année.

Elles étaient généralement traitées aux pesticides et irriguées dans la moitié des exploitations étudiées lorsqu'elles étaient cultivées en été.

Leur introduction a entraîné des réductions significatives des surfaces cultivées pour les cultures à cycle long, comme le blé et le colza, tandis que les surfaces d'orge, de maïs et d'autres céréales ont augmenté.

Des pertes de rendement de 10 % à 40 % sur les cultures principales après la mise en place de cultures de couverture énergétiques hivernales ont été signalées par 39 % des répondants, qui les ont principalement attribuées à des semis tardifs des cultures d'été, induisant un cycle de croissance plus court.

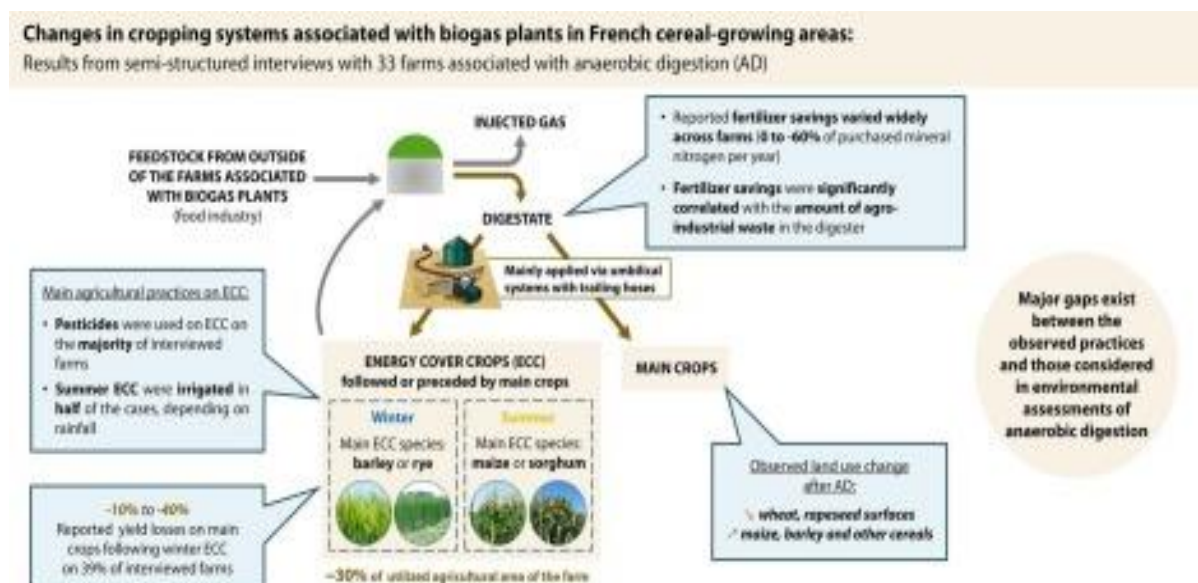
Les économies potentielles d'engrais réalisables grâce à l'épandage de digestat variaient d'une exploitation à l'autre et étaient positivement corrélées à la proportion de sous-produits agro-industriels dans le digesteur.

IMPORTANCE

Cette étude décrit pour la première fois les pratiques agricoles des exploitations non bovines ayant recours à la méthanisation, principalement basée sur des cultures de couverture énergétiques, dans les régions céréalières.

Elle met en évidence des écarts entre les pratiques observées et celles prises en compte dans les évaluations de la méthanisation. Les futures évaluations locales ou nationales de la méthanisation devront intégrer les pratiques agricoles réelles, en évaluant les impacts du changement climatique et de la potentielle pénurie d'eau sur les systèmes de culture intégrant cette technologie. Ceci est indispensable pour atténuer les effets néfastes de la transition énergétique.

Résumé graphique



1. Introduction

La digestion anaérobie (DA) est un procédé qui transforme la matière organique en un gaz renouvelable appelé biogaz et en un engrais organique appelé digestat, contribuant ainsi à la transition énergétique et à l'économie circulaire.

Le déploiement de cette technologie a connu une forte accélération en France ces dernières années, passant de 290 digesteurs en 2012 à 1308 en 2022 (Observ'ER et ADEME, 2022).

Cette croissance pourrait engendrer de nouvelles opportunités ou de nouveaux défis pour les agriculteurs, car 90 % des intrants organiques nécessaires à la DA devraient provenir de l'agriculture d'ici 2030 (ADEME et Solagro, 2013).

Les ressources agricoles utilisables pour la DA comprennent les déjections animales, les déchets ou sous-produits agro-industriels tels que la pulpe de betterave, et les cultures énergétiques.

Ces dernières regroupent les cultures principales destinées à la production d'énergie et les cultures de couverture énergétiques (CCE), également cultivées à des fins énergétiques pendant les saisons d'été ou d'hiver, entre deux cultures principales destinées à l'alimentation humaine ou animale (Fig. 1).

Lors de la récolte des ECC, toutes les parties aériennes des plantes sont collectées sans nécessairement attendre que le grain atteigne sa pleine maturité, car l'objectif principal est la production de biomasse plutôt que le rendement en grains.

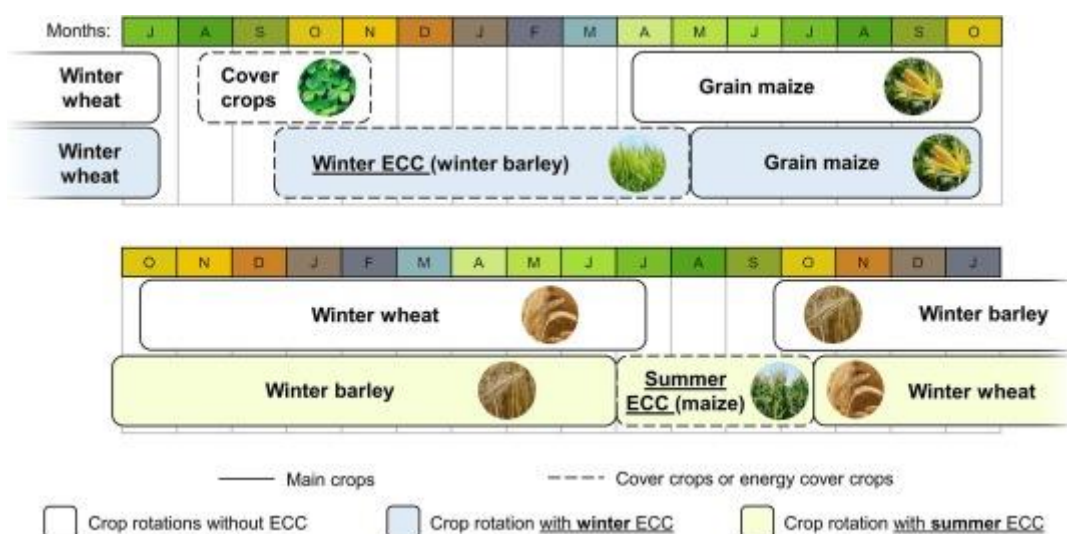


Fig. 1. - Diagrammes illustrant des exemples de la manière dont les ECC d'hiver (en haut) ou les ECC d'été (en bas) peuvent être intégrés dans les rotations en France.

Les impacts environnementaux et économiques de la digestion anaérobie (DA) sur les systèmes agricoles ont été observés dans des pays européens ayant un développement important de cette technologie, comme l'Allemagne et l'Italie.

Ces impacts incluent la conversion de prairies en terres cultivées, l'augmentation des surfaces de maïs destinées à la production de biogaz à l'échelle régionale ou nationale, et la concurrence qui en découle avec les secteurs de l'alimentation animale et humaine (Bartoli et al., 2016 ; Lüker-Jans et al., 2017 ; Mela et Canali, 2014 ; Yang et al., 2021). En France, l'utilisation de cultures énergétiques dédiées est limitée à 15 % du tonnage brut annuel de matières premières introduites dans le digesteur (décret n° 2016-929, 2016).

Par conséquent, la majorité des cultures énergétiques utilisées pour la DA sont des cultures à haut rendement (CHR), faisant de la France une étude de cas précieuse pour éclairer l'Europe sur la mise en œuvre des CHR comme approche durable de la production de biométhane.

L'utilisation des ECC se développe également dans le monde entier car elles sont présentées comme une bonne opportunité de produire de la biomasse pour l'énergie tout en limitant les émissions de carbone (Malone et al., 2023 ; Nilsson et al., 2024), les pertes d'azote (Malone et al., 2018 ; Malone et al., 2023) et les changements d'utilisation des terres (Magnolo et al., 2021 ; Selvaggi et al., 2018).

La limitation à 15 % des cultures énergétiques dédiées à la méthanisation s'est avérée efficace pour limiter les changements d'occupation des sols à l'échelle nationale française (Levavasseur et al., 2023b).

Toutefois, des disparités régionales sont apparues, notamment dans les zones céréalières, où les surfaces de maïs ont augmenté tandis que celles de blé et de colza ont diminué.

Ces zones seraient les plus impactées par l'introduction des cultures énergétiques, la méthanisation dépendant principalement de cette matière première en raison de la disponibilité limitée de fumier.

Ces impacts pourraient s'accroître dans les prochaines décennies, la Commission européenne promouvant largement ces cultures intermédiaires comme matière première essentielle à une production durable de biogaz (Direction générale de l'énergie, 2023; Commission européenne, 2022; Gas for Climate, 2022).

Les scénarios relatifs au biométhane suggèrent une augmentation de la production de biogaz de 25 à 30 fois à l'échelle nationale, les cultures énergétiques représentant entre 24 et 48 % de la matière organique agricole totale utilisée comme substrat pour la méthanisation en France en 2050 (Beline et al., 2023).

Cette part devrait même atteindre 64 % au niveau européen selon Brémond et al. (2021) .

L'intégration de la biomasse végétale cultivée (BVC) dans les systèmes de culture nécessite des ajustements des rotations culturales et des pratiques de gestion , lesquels sont également influencés par l'introduction de la fertilisation au digestat.

Ces changements peuvent avoir divers impacts, notamment une réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) grâce à la substitution des engrais minéraux (Bacenetti et al., 2016; Esnouf et al., 2021; Hijazi et al., 2016), une diminution du lessivage de l'azote grâce à la production de BVC (Heggenstaller et al., 2008; Malone et al., 2018) et une augmentation du stockage du carbone dans le sol attribuable à l'épandage du digestat et au système racinaire de la BVC (Launay et al., 2022; Levavasseur et al., 2023a).

Cependant, ces changements peuvent également entraîner une augmentation potentielle de la consommation d'eau, d'engrais ou de pesticides (Launay et al., 2022), une réduction potentielle des rendements des cultures principales suite à l'introduction de la méthanisation en raison du retard des semis et de la consommation d'eau et de nutriments (Marsac et al., 2019), ou encore un tassement des sols dû à l'utilisation d'engins lourds pour l'épandage du digestat (Lantz et Börjesson, 2014).

Néanmoins, les transformations des systèmes de culture liées à la méthanisation en France restent peu étudiées. Si Cadiou (2023) a exploré l'impact de la méthanisation sur les systèmes d'élevage ou d'agriculture combinée dans l'est de la France, la

littérature est lacunaire concernant son impact sur les systèmes agricoles des zones céréalières, malgré le potentiel d'impact plus important de l'introduction de la méthanisation sur ces systèmes.

Par conséquent, les évaluations environnementales actuelles de la méthanisation s'appuient souvent sur des énoncés théoriques ou des essais au champ, ignorant les conditions réelles de déploiement et son impact systémique sur les systèmes agricoles (Cadiou, 2023).

Par exemple, Esnouf et al. (2021) ont étudié exclusivement la couverture végétale hivernale sans utilisation de pesticides et sans incidence sur les rendements des cultures suivantes. De même, Nilsson et al. (2024) ont étudié la couverture végétale estivale sans pesticides ni irrigation. Ces pratiques agricoles pourraient différer de celles réellement employées par les agriculteurs pratiquant la méthanisation dans les régions céréalières françaises.

Cette étude vise à caractériser les changements des systèmes de culture liés à la méthanisation dans les régions céréalières françaises.

Nous formulons l'hypothèse que ces pratiques agricoles peuvent différer de celles généralement prises en compte dans les évaluations environnementales de la méthanisation, par exemple l'absence d'impact sur le rendement des cultures après méthanisation, l'absence de pesticides ou d'irrigation sur les parcelles méthanisées, la fertilisation des parcelles méthanisées uniquement avec du digestat, ou encore l'absence de modification des principales espèces cultivées et des pratiques culturales (Berger et Esnouf, 2022; Esnouf et al., 2021; Nilsson et al., 2024). La connaissance des pratiques agricoles réellement mises en œuvre en lien avec la méthanisation permettra de réévaluer ses impacts dans les études futures, notamment en ce qui concerne les ressources en eau, la production alimentaire et les émissions de gaz à effet de serre.

2. Méthodes

- 2.1 . Approche générale

Nous avons mené des entretiens semi-structurés avec des agriculteurs sélectionnés au sein d'une population cible définie dans la section 2.2. Ces entretiens visaient à évaluer la gestion des résidus de culture et leurs impacts à l'échelle de l'exploitation.

Nous avons également exploré l'utilisation et les effets du digestat comme engrais, ainsi que d'autres changements observés à l'échelle de l'exploitation suite à l'introduction de l'unité de méthanisation (section 2.3.2).

Les données recueillies lors des entretiens ont ensuite fait l'objet d'une analyse quantitative et qualitative, détaillée dans la section 2.3.3 . Afin de compléter ces données, les données annuelles de couverture terrestre de chaque exploitation interrogée ont été extraites du Système d'identification des parcelles foncières (LPIS) (section 2.4.1), permettant ainsi de calculer les changements de couverture terrestre avant et après la méthanisation, ainsi que l'évolution de la diversité des cultures.

Le calcul de l'évolution de la couverture terrestre a également permis d'estimer les économies potentielles de produits phytosanitaires à l'échelle de l'exploitation (section 2.4.3).

De plus, des bilans simplifiés d'éléments nutritifs (azote, phosphore et potassium) ont été calculés afin d'évaluer les variations des besoins en éléments nutritifs avant et après la mise en œuvre de la méthanisation (section 2.5).

- 2.2 . Zone d'étude et population

Notre étude s'est concentrée sur les exploitations agricoles non liées à l'élevage et associées à des unités de biogaz dans les régions céréalières françaises.

Pour identifier ces exploitations, nous avons d'abord recueilli des données sur le principal type d'agriculture pour chaque commune française (Agreste, 2020a) et une carte des petites régions agricoles (PRA) françaises (de niveau inférieur à NUTS3, qui correspond à la troisième subdivision des pays selon la nomenclature de l'Union européenne) (Agreste, 2017).

Ces ensembles de données ont été croisés à l'aide de QGIS (v. 3.30.2) afin de déterminer les régions céréalières françaises.

Nous avons classé les PRA comme « régions céréalières » si leur type d'agriculture prédominant était « céréales et/ou oléagineux et protéagineux » ou « autres grandes cultures » (Fig. 2b) .

Les installations de biogaz situées dans ces régions ont été identifiées par croisement des jeux de données précédents avec la base de données SINOE (ADEME, 2023) qui recense les installations de biogaz en France (localisation, année de mise en service et utilisation du biogaz).

La localisation des installations de biogaz issues de la base de données SINOE a été vérifiée manuellement à l'aide de photographies aériennes et corrigée le cas échéant, selon la méthode de Levavasseur et al. (2023b) .

Ce croisement a permis d'identifier 198 digesteurs. Afin de se concentrer sur les digesteurs opérationnels depuis au moins un an au moment de l'étude, seules les installations mises en service en 2021 ou avant ont été conservées, ce qui représente 146 digesteurs (Fig. 2a).

Pour identifier, parmi ces 146 installations, celles liées à des exploitations non agricoles, nous avons consulté des bases de données en ligne fournissant des informations sur l'activité principale des exploitations, ainsi que des données sur les intrants de la digestion anaérobie lorsque celles-ci étaient disponibles (Document supplémentaire 1). Au final, 81 installations de biogaz pertinentes pour notre étude ont été identifiées (Fig. 2).

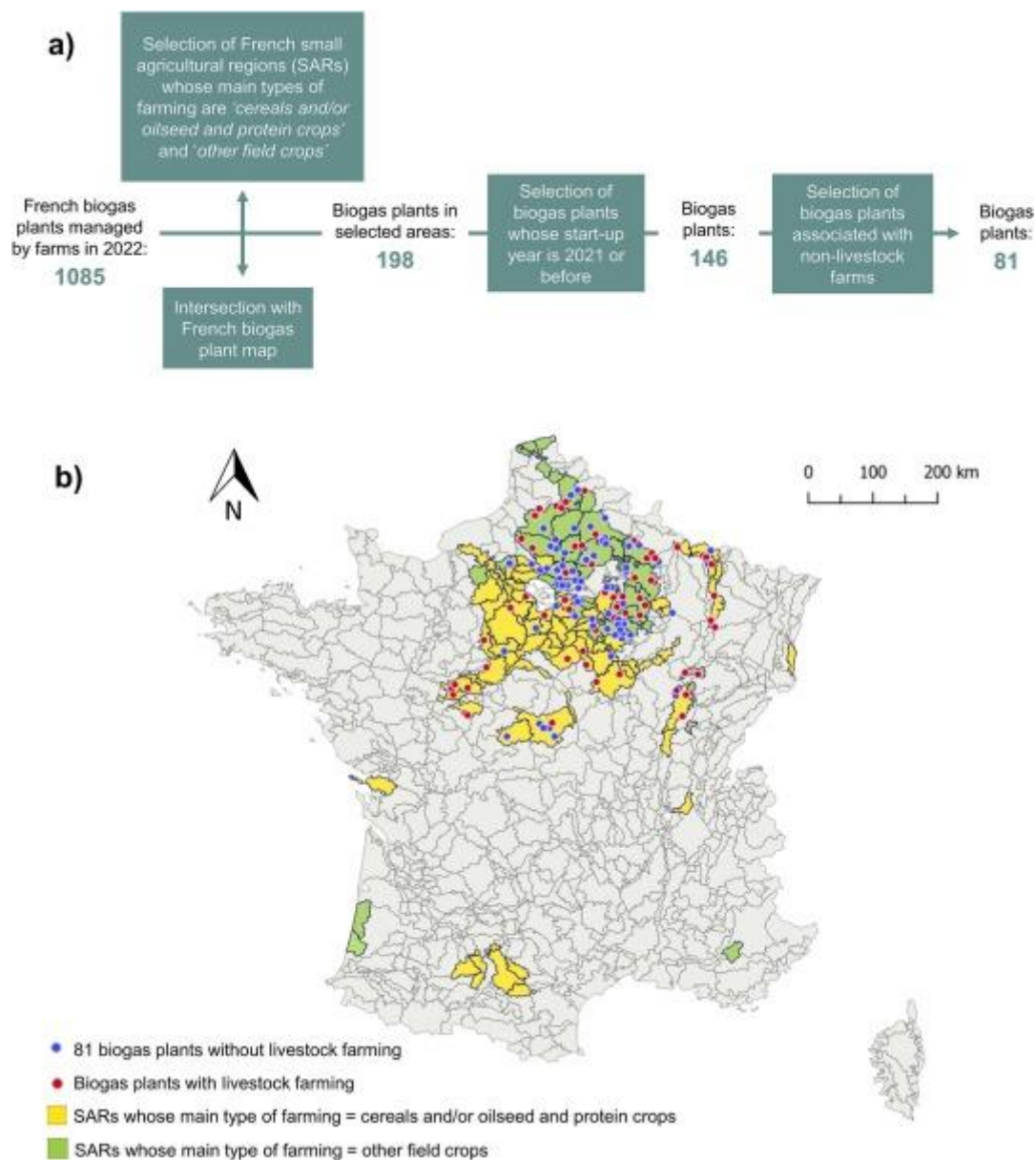


Figure 2. (a) Diagramme illustrant le processus de sélection des installations de biogaz associées aux exploitations agricoles non destinées à l'élevage dans les régions céréalières françaises.

Le nombre d'installations de biogaz associées à chaque étape est indiqué ; (b) carte correspondante mettant en évidence en bleu les installations de biogaz d'intérêt. (Pour l'interprétation des références aux couleurs dans cette légende, veuillez consulter la version en ligne de cet article.)

- 2.3 . Entretiens semi-structurés avec les exploitants agricoles

- 2.3.1 . Échantillonnage des installations de biogaz pour les entretiens

La stratégie d'échantillonnage pour la sélection des installations de biogaz à interviewer, parmi la population cible, visait à assurer une diversité géographique sur l'ensemble de la zone d'étude (Fig. 2b) et à couvrir un large éventail d'années d'exploitation et de capacités de production de biogaz.

Malgré les limitations liées à la disponibilité des coordonnées en ligne et à la réactivité aux courriels et aux appels téléphoniques, nous avons mené des entretiens avec 35 agriculteurs représentant 33 exploitations agricoles associées à 24 installations de biogaz équipées de systèmes d'injection.

Afin de garantir la représentativité de notre échantillon par rapport à la population cible (section 2.2), nous avons réalisé un test de Wilcoxon à l'aide du logiciel R (v. 5.3.1) pour comparer les capacités des installations de biogaz interviewées et non interviewées.

Les données de capacité ont été extraites de la base de données Open Data Réseaux-Énergies (Réseaux-Énergies, 2023), qui recense tous les digesteurs français équipés de systèmes d'injection dans le réseau.

Or, tous les digesteurs de notre population, à l'exception de deux, injectent du biogaz dans le réseau.

De plus, nous avons mené des entretiens avec deux conseillers agricoles des chambres d'agriculture départementales de nos régions d'étude afin de valider la cohérence des informations obtenues avec des observations régionales plus larges concernant les changements consécutifs à la maladie d'Alzheimer, et d'assurer une couverture exhaustive des systèmes spécifiques.

➤ 2.3.2 . Méthodologie d'entretien

Des entretiens avec les 33 exploitations mentionnées ci-dessus ont été menés entre décembre 2020 et avril 2023 par trois enquêteurs.

Une méthode d'entretien semi-structurée a été utilisée afin de permettre une certaine flexibilité dans le questionnement, tout en s'appuyant sur un guide d'entretien pour garantir que toutes les questions souhaitées soient posées (Document complémentaire 2).

Cette flexibilité a facilité l'exploration d'informations inattendues et l'obtention d'informations approfondies grâce aux questions ouvertes (Adams, 2015).

Le guide d'entretien comportait une section sur les informations générales relatives à chaque exploitation, telles que la surface agricole utilisée, le type de sol, les types de production, l'historique de l'exploitation, le nombre de travailleurs, etc.

La section suivante était consacrée à l'unité de méthanisation associée aux exploitations interrogées, notamment son historique, les types d'intrants, le nombre d'exploitations associées, la production de digestat, le nombre et les caractéristiques des exploitations recevant du digestat, ainsi que les projets futurs.

Une troisième section était consacrée aux modifications des systèmes de culture avant et après la méthanisation, abordant la gestion des cultures environnementale et climatique (surface, fertilisation, utilisation de pesticides, irrigation, dates de semis et de récolte, méthodes de travail du sol, rendement) et leur impact potentiel sur les cultures principales (variations de rendement, espèces cultivées, méthodes de travail du sol, fertilisation, pression des adventices et des ravageurs, etc.).

La quatrième section traitait de la fertilisation à l'échelle de l'exploitation avant et après la méthanisation.

La cinquième et dernière section était axée sur la gestion du digestat, notamment son épandage et son stockage.

Lorsque plusieurs exploitations étaient associées à la même unité de méthanisation, et comme il était impossible de toutes les interroger, les variations de pratiques agricoles entre ces exploitations ont également été prises en compte.

Lorsque des données quantitatives atypiques étaient rapportées pour une année donnée (par exemple, des rendements exceptionnellement élevés ou faibles), les agriculteurs étaient également invités à fournir leurs rendements habituels afin d'obtenir des valeurs plus représentatives.

Les raisons de ces données atypiques ont été systématiquement analysées. Cette approche a été appliquée de manière cohérente à toutes les données quantitatives.

Les entretiens n'ont pas été enregistrés afin de favoriser un climat de confiance où les participants pouvaient s'exprimer librement, évitant ainsi tout stress ou inhibition liés à la présence d'un dispositif d'enregistrement (Adams, 2015).

Le guide d'entretien a été mis à jour entre 2020 et 2022, intégrant des questions sur les économies d'engrais, la perception de la teneur en azote assimilable par les plantes dans le digestat et la fréquence des analyses de digestat. Les mises à jour concernant les agriculteurs interrogés en 2020 et 2021 ont été réalisées par téléphone pour 5 des 11 systèmes de méthanisation, les autres n'ayant pas répondu aux appels.

➤ 2.3.3 . Analyse des entretiens

Toutes les réponses aux entretiens ont été consignées dans des rapports détaillés, basés sur les notes prises lors des entretiens.

Une analyse statistique descriptive a été réalisée à l'aide du logiciel R (version 5.3.1, avec les packages tidyverse, data.table, ggplot2, ggpubr, ggeasy, patchwork et superb) afin d'analyser les données quantitatives relatives aux exploitations agricoles et aux digesteurs, notamment des variables telles que l'UAA, la quantité de matière première dans le digesteur ou des variables concernant l'ECC ou la gestion du digestat.

Les comptes rendus d'entretiens ont été analysés qualitativement à l'aide du logiciel NVivo (v. 14.23.1) afin de comprendre et de hiérarchiser les facteurs influençant les préférences des agriculteurs pour certaines espèces de choux de Bruxelles.

Grâce à une approche de codage inductif, nous avons systématiquement identifié les thèmes récurrents dans les réponses des agriculteurs.

Cette démarche a consisté à attribuer des étiquettes aux catégories de réponses similaires, appelées "codes", qui capturent les concepts, idées ou tendances clés des données.

Ces codes ont été organisés en thèmes et sous-thèmes, présentés dans le document supplémentaire 3.

En quantifiant le nombre d'agriculteurs mentionnant chaque thème et sous-thème, nous les avons classés selon leur importance pour les personnes interrogées.

- 2.4 . Changements de couverture terrestre liés à la maladie d'Alzheimer
 - 2.4.1 . Évolution principale des cultures suite à la mise en œuvre de l'AD

Pour étudier l'évolution des principales cultures suite à la mise en place de la méthanisation, des données sur l'occupation des sols agricoles avant et après la méthanisation ont été recueillies lors d'entretiens.

Cependant, il s'est avéré difficile pour les agriculteurs de se souvenir précisément des surfaces cultivées des années précédentes lorsqu'ils décrivaient l'occupation des sols avant la méthanisation.

Par conséquent, afin de garantir l'exhaustivité des données recueillies, les exploitations interrogées ont été identifiées dans le Système d'Identification des Parcelles Agricoles (SIPA) français lorsque l'identifiant de l'exploitation ou la localisation de la parcelle étaient fournis lors des entretiens. Le SIPA est un système d'information géographique utilisé pour la gestion des subventions agricoles dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC) de l'Union européenne. Il identifie précisément les parcelles agricoles et fournit des informations exhaustives sur les surfaces cultivées par exploitation et par année.

Le Règlement Général sur la Protection des Données (RGPD) européen restreint la publication de données permettant d'identifier les agriculteurs interrogés ; les surfaces cultivées par exploitation ne peuvent donc pas être communiquées. Toutefois, le SIPA reste accessible sur demande auprès du Centre d'Accès Sécurisé aux Données (CASD).

Les données d'identification n'ont pas pu être recueillies pour 5 exploitations sur 33 (associées à 2 unités de méthanisation différentes).

Les données LPIS ont permis de comparer les changements moyens de couverture terrestre sur trois ans avant et après la mise en place de la méthanisation. La période « avant méthanisation » englobait les quatrième, troisième et deuxième années précédant le démarrage, tandis que la période « après méthanisation » comprenait l'année de démarrage et les deux années suivantes, comme proposé dans Levavasseur et al. (2023b) .

Pour les installations de biogaz mises en service en 2020 ou 2021, seules les deux ou un an suivant le démarrage ont été prises en compte, les données LPIS pour 2022 et 2023 étant indisponibles à ce jour (4 installations de biogaz en 2020 liées à 7 exploitations agricoles, 6 installations de biogaz en 2021 liées à 7 exploitations agricoles).

Entre 2007 et 2014, l'enquête LPIS a classé l'occupation des sols en 28 groupes de cultures, comme le groupe "orge" incluant l'orge d'hiver et de printemps . Après 2015, ce classement a été étendu à plus de 300 cultures. Certains agriculteurs interrogés ont commencé l'agriculture de précision (AP) en 2018 ou avant, ce qui signifie que leur période "avant AP" englobe les années antérieures à 2015 pour lesquelles la description de l'occupation des sols ne comprenait que les 28 groupes de cultures.

Afin d'assurer la cohérence entre les exploitations, l'occupation des sols a été analysée uniquement sur la base de ces 28 groupes, et non en tenant compte des 300 cultures disponibles après 2015.

Le test de Shapiro, suivi de tests t ou de tests de Wilcoxon, a été réalisé avec le logiciel R (v. 5.3.1) pour déterminer les différences de surface moyenne des principales cultures des exploitations interrogées avant et après l'AP.

➤ 2.4.2 . Diversification des cultures à l'échelle de l'exploitation avant et après l'AD

Pour caractériser la diversification des cultures suite à la mise en œuvre de l'agriculture de précision, deux indices complémentaires de diversité des cultures ont été calculés : l'indice de biodiversité des cultures (Chantrel-Valat et al., 2021) et l'indice de diversité des familles de cultures (IDFC) (Hirschy et al., 2015).

L'indice de biodiversité des cultures renseigne sur le nombre de cultures pratiquées et leur prédominance à l'échelle de l'exploitation, offrant ainsi un aperçu de la distribution des espèces cultivées.

Cet indice prend simultanément en compte la diversité et la distribution. En effet, une grande variété de cultures, mais inégalement réparties entre les espèces, limite les fonctions écologiques par rapport à une grande variété de cultures, mais uniformément réparties (Chantrel-Valat et al., 2021).

L'IDFC quantifie la variété des familles cultivées au cours d'une année, en considérant la distribution des cultures au sein de chaque famille. Une plus grande diversité se traduit par un plus grand nombre de familles cultivées différentes et une distribution plus équitable des cultures au sein de chaque famille (Hirschy et al., 2015).

L'étude conjointe de ces deux indices nous a permis d'appréhender à la fois la diversité des cultures et leur distribution au sein des familles taxonomiques. Les calculs d'indices se sont limités aux cultures principales et n'ont pas inclus les ECC, car les espèces d'ECC décrites lors des entretiens étaient en grande partie les mêmes que les espèces de cultures principales répertoriées dans la base de données LPIS pour la plupart des exploitations interrogées.

L'indice de biodiversité des cultures est calculé à l'aide de la formule suivante : (1) où le poids de la culture est la surface annuelle de la culture i divisée par la surface totale de l'exploitation agricole, à l'exclusion des prairies permanentes .

Le DCF s'inspire de l'indice de Simpson et a été adapté de Hirschy et al. (2015) : (2) où n_i représente le nombre de cultures dans la famille de cultures i et N est le nombre total de cultures à l'échelle de l'exploitation.

Des détails méthodologiques supplémentaires concernant le calcul de ces indices sont fournis dans le document supplémentaire 4. Le test de Shapiro, suivi de tests t ou de tests de Wilcoxon, a été réalisé avec le logiciel R (v. 5.3.1) afin de déterminer les différences entre les moyennes de ces indices avant et après l'application de la méthode AD.

L'indice de biodiversité des cultures et le DCF pour chaque exploitation sont disponibles dans le tableau du document supplémentaire 8.

➤ 2.4.3 . Utilisation des produits phytosanitaires à l'échelle de l'exploitation avant et après l'AD

La plupart des agriculteurs interrogés n'ont pas constaté de changements dans leur utilisation de produits phytosanitaires (PPP) sur leurs cultures principales (section 3.3.2).

Cependant, certains ont mentionné une réduction potentielle de l'utilisation de PPP à l'échelle de l'exploitation, suite à un changement d'espèce de culture principale après l'application de la méthode AD, cette dernière nécessitant moins de PPP. Afin de vérifier cette hypothèse, les variations théoriques de l'utilisation de PPP pour les cultures principales à l'échelle de l'exploitation ont été calculées à partir des surfaces cultivées avant et après l'application de la méthode AD (section 2.4.1) et des données régionales sur l'indice de fréquence des traitements (IFT) par culture (Agreste, ministère français de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2020b).

Pour une description plus détaillée de l'IFT et des méthodes de calcul, voir le document complémentaire 5.

Étant donné que les données TFI étaient limitées pour certaines cultures, notre analyse s'est concentrée sur les cultures ayant subi des modifications importantes de la surface cultivée avant et après la digestion anaérobie (voir Résultats 3.3.1).

Les niveaux de PPP pour les cultures sélectionnées avant et après la digestion anaérobie ont été calculés comme suit : (3) où le poids de la culture représente la surface de la culture i divisée par l'UAA totale.

2.5 . Bilans des éléments nutritifs (N, P et K) à l'échelle de l'exploitation avant et après digestion anaérobie

Les bilans simplifiés d'azote, de phosphore et de potassium (N, P et K) par hectare à l'échelle de l'exploitation, avant et après digestion anaérobie (DA), ont été calculés en excluant tous les engrais, à l'exception du digestat. Ceci a permis de déterminer le potentiel d'économies théoriques [d'engrais chimiques](#) réalisables grâce à la DA. Les calculs ont pris en compte les besoins en nutriments des cultures d'entretien et l'apport supplémentaire de nutriments provenant du digestat, applicable à la fois aux cultures d'entretien et aux cultures principales. Par exemple, le bilan simplifié d'azote (ΔN) par hectare après DA a été calculé pour chaque exploitation et chaque année comme suit : (4) Les besoins en azote des principales cultures et des cultures en culture (ECC), ainsi que l'apport d'azote provenant du digestat (en $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ et en acides aminés non utilisés [AAN] par hectare), ont été calculés. Durant la période "avant digestion anaérobie", les surfaces d'ECC et l'utilisation de digestat n'ont pas été prises en compte. Cette période est définie comme détaillé en 2.4.1. La période "après digestion anaérobie" ne couvre qu'une seule année, 2021, en raison de la disponibilité des données relatives aux surfaces d'ECC recueillies lors des entretiens. Les mêmes calculs ont été effectués pour le phosphore (P) et le potassium (K).

Les besoins en azote des principales cultures et de l'ECC (simplifiés en « cultures » dans la formule suivante) ont été calculés pour chaque exploitation et chaque année comme suit : (5) Dans cette formule, i représente l'espèce cultivée, s_i la surface cultivée en ha, r_i le rendement moyen en $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ et n_i les besoins en azote (N) en kg Nt^{-1} . Les surfaces cultivées principales ont été déterminées comme décrit dans [la section 2.4.1](#) et les catégories de cultures ont été élargies lorsque des informations suffisantes étaient disponibles (voir le document supplémentaire 6). Les surfaces des cultures écologiques (ECC) ont été déterminées par entretiens et recoupées avec les surfaces cultivées principales du LPIS afin d'assurer leur cohérence. De légers ajustements ont été apportés pour aligner les surfaces cultivées principales avec les données ECC. Les sources et les méthodes de calcul des besoins en N, P et K des

cultures sont décrites dans le document supplémentaire 7. Les rendements moyens locaux au niveau NUTS3 de 2010 à 2021 proviennent des statistiques agricoles annuelles françaises ([Agrete, 2023](#)), à l'exception du rendement de la silphie perfoliée (*Silphium perfoliatum L.*), issu de [Ferrand \(2021\)](#) . Afin d'atténuer les variations interannuelles, les rendements moyens des cultures entre 2010 et 2021 ont été pris en compte. Dans ce bilan simplifié des nutriments, nous avons supposé l'absence de différence de rendement avant et après la digestion anaérobie afin d'étudier un scénario optimal. Les rendements moyens d'été et d'hiver en compost d'herbes aromatiques (ECC) ont été obtenus par entretiens (Fig. 5). Les mêmes calculs ont été effectués pour le phosphore (P) et le potassium (K).

L'apport d'azote provenant du digestat a été calculé pour chaque exploitation et chaque année par hectare comme suit : (6) avec N_{tot} en $kg N t^{-1}$ ($N_{tot} = N-NH_4^+ + N_{org}$) et la quantité de digestat en t.

L'efficacité d'utilisation de l'azote (EUA) a été définie comme suit : (7)

L'efficacité d'utilisation de l'azote (EUA) était soit de 100 %, soit de 50 %. La première valeur représente une condition idéale, servant de référence pour une EUA maximale dans des conditions parfaites, tandis que la seconde reflète un scénario plus réaliste, conforme aux conditions réelles. Ce seuil de 50 % a été choisi comme une hypothèse raisonnable compte tenu des données limitées et hétérogènes de la littérature, qui rapportent des valeurs d'EUA allant jusqu'à 90 % pour le digestat liquide et inférieures à 50 % pour le digestat solide, ces valeurs variant considérablement selon les conditions d'application ([Grillo et al., 2021](#); [Jin et al., 2022](#)). Le même calcul a été effectué pour le phosphore (P) et le potassium (K), en supposant une disponibilité de 100 % dans le digestat ([Morel, 2020](#); [Trochard, 2016](#)). Dans ces calculs, tous les autres flux de nutriments ont été considérés comme égaux avant et après la digestion anaérobie (DA). Lorsque cela était possible, les concentrations de nutriments dans le digestat de chaque exploitation ont été obtenues par analyse (9 digesteurs sur 24). Lorsque l'analyse du digestat n'a pas été possible lors des entretiens, les agriculteurs ont fourni leurs analyses de routine, généralement effectuées au moins une fois par an, souvent plus fréquemment ($n = 13$ et données manquantes pour 2 digesteurs). Les concentrations en nutriments de ces analyses concordaient avec nos mesures et les données de la littérature ([Bareha et al., 2021](#); [Michaud et al., 2023](#)). La quantité de digestat épandue sur l'exploitation a été déterminée lors des entretiens. Ces données sont détaillées dans le tableau du document supplémentaire 8 et les données manquantes sont mentionnées dans le document supplémentaire 9.

Nous avons comparé ΔN avant et après la méthanisation : les exploitations présentant un ΔN plus faible après la méthanisation pourraient théoriquement réaliser des économies [d'engrais azotés chimiques](#), car cela indiquerait que leur [système agricole](#) nécessitait moins d'azote qu'avant la méthanisation, même après la culture de compost d'épis et l'utilisation de digestat. À l'inverse, les exploitations présentant un ΔN plus élevé après la méthanisation pourraient ne pas réaliser les économies d'engrais escomptées, car cela suggérerait des besoins en azote accrus malgré l'application de digestat. La différence entre ΔN avant et après la méthanisation a été notée ΔN (avant-après) . Afin d'analyser plus en détail la variation de ΔN (avant-après) entre les exploitations, nous avons effectué des régressions linéaires corrélant ΔN (avant-après) avec la quantité de déchets et de sous-produits agro-industriels dans le digesteur ou avec la proportion de compost d'épis à l'échelle de l'exploitation. Les déchets et sous-produits agro-industriels désignent les substances produites comme sous-produits secondaires lors de la transformation des produits agricoles en aliments, en aliments pour animaux ou en

autres biens industriels, comme les pelures, les pulpes, [les tourteaux d'oléagineux](#), etc. La même méthode a été appliquée pour le P et le K.

Enfin, certaines variables utilisées dans le manuscrit présentaient des données manquantes. Pour pallier ce problème, nous avons exclu les données incomplètes des calculs, une méthode appliquée systématiquement tout au long de l'analyse. Des calculs supplémentaires, utilisant le LPIS et des bilans nutritionnels simplifiés, ont été effectués afin de renforcer la robustesse de nos conclusions. Le détail des données manquantes par variable et par exploitation est fourni dans le document supplémentaire 9.

3. Résultats et discussion

- 3.1 . Description des exploitations agricoles interrogées et de l'installation de biogaz associée

La capacité de production médiane des digesteurs anaérobies (DA) des exploitations interrogées et non interrogées, au sein de la population totale (Fig. 2), n'a montré aucune différence significative ($p = 0,9$), ce qui suggère la représentativité de notre échantillon en termes de taille de digesteur.

Des appels de suivi effectués en 2023 auprès des exploitations interrogées au début de l'étude ont révélé des pratiques agricoles relativement stables, notamment des proportions et une gestion constantes des résidus de culture, à l'exception de quelques mentions de culture de tournesol après les résidus. Cette stabilité observée renforce la validité des résultats présentés ci-dessous.

Les exploitations agricoles interrogées pratiquaient la méthanisation depuis 1 à 8 ans, avec une expérience médiane de 3 ans. Chaque unité de méthanisation interrogée était exploitée par 1 à 5 agriculteurs (médiane = 3). Les 33 exploitations étudiées étaient composées de 48 parcelles agricoles distinctes, un agriculteur pouvant posséder et gérer plusieurs parcelles comme une seule entité, désignée sous le terme d'"exploitation".

La taille de ces exploitations et de leurs parcelles est illustrée dans la figure 3a.

La taille moyenne des exploitations céréalières françaises, calculée à partir de la taille administrative des parcelles, ne peut être directement comparée à la taille moyenne des 33 exploitations étudiées.

On peut plutôt la comparer à la taille moyenne des 48 exploitations agricoles (258 ha), qui dépasse largement la taille moyenne des exploitations céréalières dans des régions céréalières comme l'Île-de-France (environ 150 ha) et en France en général (environ 96 ha) (Agreste, ministère français de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2021, 2022).

Cette taille importante des exploitations céréalières associées à la méthanisation suggère qu'investir dans une unité de méthanisation pourrait nécessiter une surface de terrain conséquente pour cultiver suffisamment de carbone élémentaire (CE) afin d'alimenter l'unité sans impacter les autres activités agricoles, notamment en l'absence d'élevage.

Une autre hypothèse est que les exploitations disposant de plus grandes superficies possèdent le capital nécessaire pour investir dans l'infrastructure de méthanisation par injection, tout en ayant besoin de collaborer avec d'autres agriculteurs pour le financement et l'approvisionnement en CE (Berthe et al., 2022).

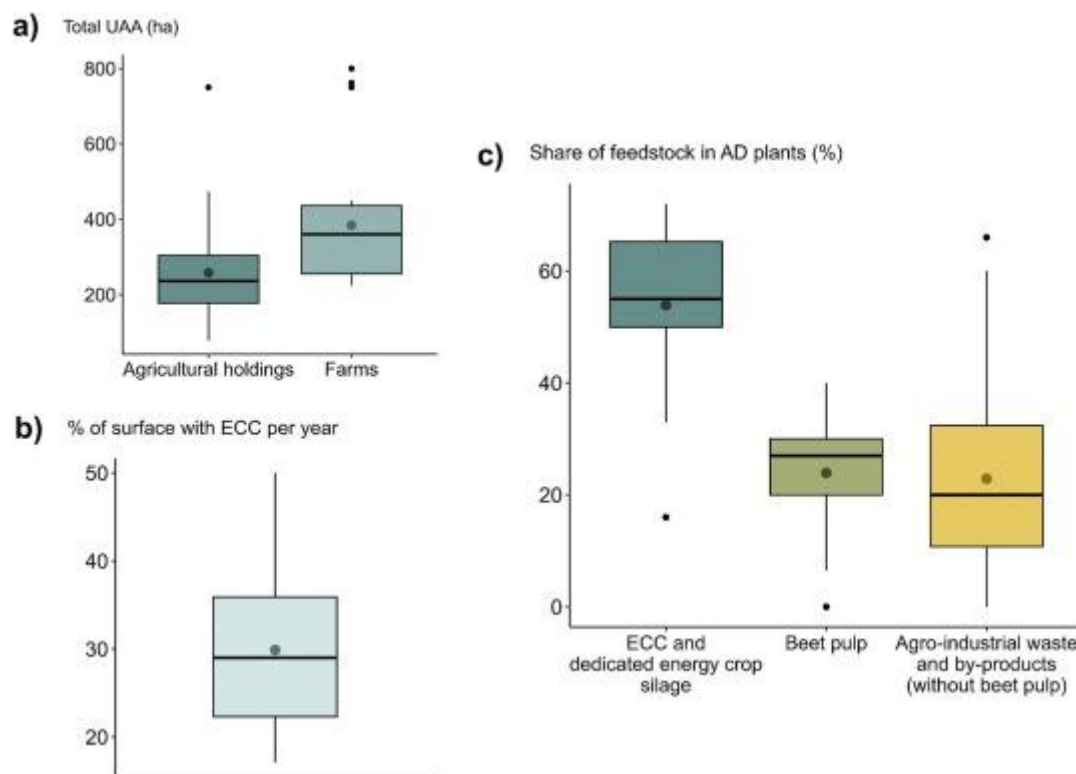


Fig. 3. Caractéristiques des systèmes étudiés comprenant des exploitations agricoles et des installations de biogaz :

a) Superficie agricole utilisée des exploitations interrogées (et de leurs parcelles) associées à la digestion anaérobie (une exploitation peut comprendre plusieurs parcelles, gérées comme une seule entité sous la désignation "exploitation" ; $n = 33$ exploitations, $n = 48$ parcelles), b) Pourcentage de surface agricole utilisée avec un certificat de conformité environnementale (ECC) par an ($n = 30$ exploitations), et c) Part des différentes matières premières utilisées dans les unités de méthanisation interrogées ($n = 24$ digesteurs). La moyenne est indiquée au centre des diagrammes en boîte.

Les cultures énergétiques couvrantes (ECC) représentaient de 17 % à 50 % des surfaces cultivées totales par an (Fig. 3b). Les détails par exploitation et par type d'ECC sont présentés dans le tableau du document supplémentaire 8. En moyenne, la principale matière première des unités de biogaz était l'ensilage issu de cultures énergétiques dédiées ou d'ECC provenant de l'exploitation ou de sources extérieures, suivi par la pulpe de betterave, puis par d'autres déchets ou sous-produits agro-industriels tels que le lactosérum, les pelures d'oignons ou de pommes de terre, les légumes déclassés, etc. (Fig. 3c). Parmi les 24 unités de biogaz étudiées, 9 ont déclaré utiliser des cultures énergétiques dédiées comme intrant pour la digestion anaérobie, tandis que les autres ont déclaré cultiver uniquement des ECC. Les exploitations associées à ces neuf unités de biogaz cultivaient des cultures énergétiques dédiées sur 5 % à 57,5 % de leurs surfaces cultivées, avec une médiane de 16 %. Une seule exploitation interrogée a pu cultiver une quantité importante de cultures énergétiques dédiées, car elle était associée à une unité de

méthanisation construite avant 2017 et était donc exemptée de la limite de 15 % imposée aux cultures dédiées dans le tonnage brut de matières premières pour la méthanisation par le décret n° 2016-929 . Les agriculteurs n'ayant pas précisé l'origine des cultures ensilées (cultures de couverture énergétiques ou cultures énergétiques dédiées), il n'a pas été possible de recueillir, lors des entretiens, d'informations précises sur la proportion de cultures énergétiques dédiées dans les unités de méthanisation.

- 3.2 . Gestion des cultures de couverture énergétiques dans les exploitations agricoles associées à la méthanisation

Parmi les exploitations agricoles interrogées pratiquant la méthanisation, le maïs s'est avéré être la principale culture d'été en termes de nombre d'utilisateurs, suivi du sorgho, tandis que l'orge et le seigle d'hiver étaient les principales cultures d'hiver (Tableau 1).

Fait intéressant, seules trois exploitations cultivaient un mélange de céréales et de légumineuses en culture d'hiver (Tableau 1). Ceci s'explique par le fait que la diversification des espèces cultivées sur une même parcelle posait des problèmes de gestion des adventices en raison du nombre limité d'herbicides disponibles, et que les légumineuses étaient particulièrement sensibles à la sécheresse, rendant la culture estivale difficile.

De plus, les agriculteurs ont indiqué que la production totale de biomasse des légumineuses et des céréales combinées n'était pas supérieure à celle obtenue avec la culture exclusive de céréales, malgré un prix des semences plus élevé. Ces facteurs expliquent le faible intérêt porté à la culture de mélanges de légumineuses et de céréales, bien que ces cultures associées à des légumineuses apportent de l'azote au système de culture, améliorant ainsi potentiellement l'autonomie des agriculteurs en matière d'engrais azotés (Launay et al., 2022).

Tableau 1. Nombre d'utilisateurs parmi les exploitations agricoles interrogées (n = 33 exploitations) d'espèces cultivées comme ECC ou culture énergétique dédiée, comme culture principale suivant ou précédant une culture énergétique, ou comme culture pérenne pour AD (une espèce cultivée peut être cultivée comme ECC, comme culture énergétique dédiée et aussi comme culture principale suivant ou précédant une ECC sur la même exploitation).

	Été ECC	Winter ECC	Culture énergétique estivale dédiée	Cultures énergétiques hivernales dédiées	Culture suivant la culture énergétique d'hiver	Culture précédant la culture énergétique d'été	Culture pérenne pour AD
Maïs	29		7		33		
Orge d'hiver		25		5		28	
Seigle d'hiver		17		1		6	
Tournesol					9		
Petits pois						8	
Sorgho	7		2				
Triticale		6		1		4	
Mélange de céréales et de légumineuses		3					

	Été ECC	Winter ECC	Culture énergétique estivale dédiée	Cultures énergétiques hivernales dédiées	Culture suivant la culture énergétique d'hiver	Culture précédant la culture énergétique d'été	Culture pérenne pour AD
Haricot vert					2		
Plante en forme de coupe							2
Avoine		1					
Herbe							1
Orge de printemps		1					
Soja					1		
Camelina					1		
Sarrasin					1		

Parmi les 33 exploitations interrogées, 25 utilisaient un système de semis en bandes pour semer des cultures d'été après une culture d'hiver, les données étant manquantes pour 3 exploitations.

De plus, 9 exploitations ont indiqué avoir adopté ce système après l'introduction de la culture d'hiver, ce qui permet un semis rapide des cultures d'été tout en préservant l'humidité du sol. Cet aspect est crucial dans les systèmes à deux récoltes annuelles, car la période de culture est plus courte qu'en l'absence de culture d'hiver.

La figure 4 détaille les types et doses de produits phytosanitaires utilisés sur les cultures de couverture estivales (CCE) ainsi que le nombre d'utilisateurs, comparativement aux applications sur les cultures principales de la même espèce. La plupart des exploitations ont utilisé des PPE sur les CCE, notamment des herbicides. Sur 29 exploitations cultivant du maïs en CCE d'été, 20 ont utilisé des PPE, 4 n'en ont utilisé aucun et les données étaient manquantes pour 5 exploitations.

De même, sur 25 exploitations cultivant de l'orge d'hiver en CCE d'hiver, 21 ont utilisé des PPE, 3 n'en ont utilisé aucun et les données étaient manquantes pour 1 exploitation.

En général, les quantités de PPE appliquées sur les CCE étaient inférieures à celles habituellement appliquées à la culture principale équivalente. Des informations détaillées par exploitation sont disponibles dans le document supplémentaire 8.

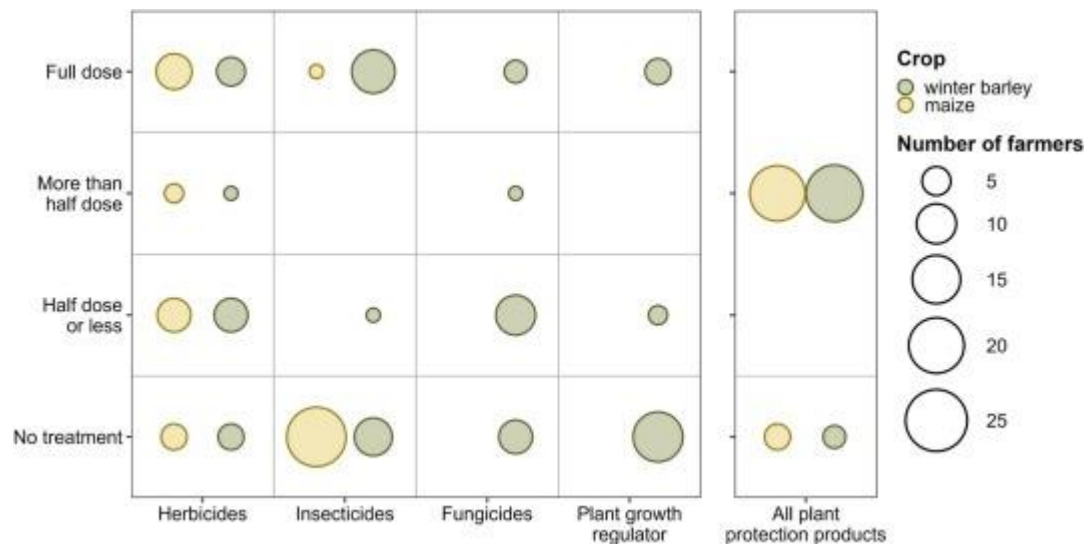


Fig. 4. Utilisation des produits phytosanitaires sur les ECC prédominants : comparaison du nombre d'utilisateurs et de la dose appliquée avec la culture principale de l'espèce équivalente.

Les cultures d'été (ECC) ont reçu une fertilisation azotée à des niveaux inférieurs ou similaires à ceux utilisés lorsque la même espèce était cultivée comme culture principale, selon l'exploitation.

En moyenne, les ECC d'hiver ont reçu 133 kg N eff.ha⁻¹, tandis que les ECC d'été ont reçu 106 kg N eff.ha⁻¹ (Fig. 5 et Supplément 8).

Cette fertilisation provenait à la fois de digestat et d'engrais minéraux, selon la période d'application.

Des informations complémentaires sur l'application de digestat aux ECC sont disponibles dans la section 3.4.1.

Les doses d'engrais azotés et de produits phytosanitaires (PP) appliquées aux ECC d'orge d'hiver étaient positivement corrélées ($R^2 = 0,37$ et $p < 0,01$), ce qui indique que les agriculteurs appliquant des doses élevées d'engrais aux ECC étaient également susceptibles d'utiliser des quantités importantes de PPP.

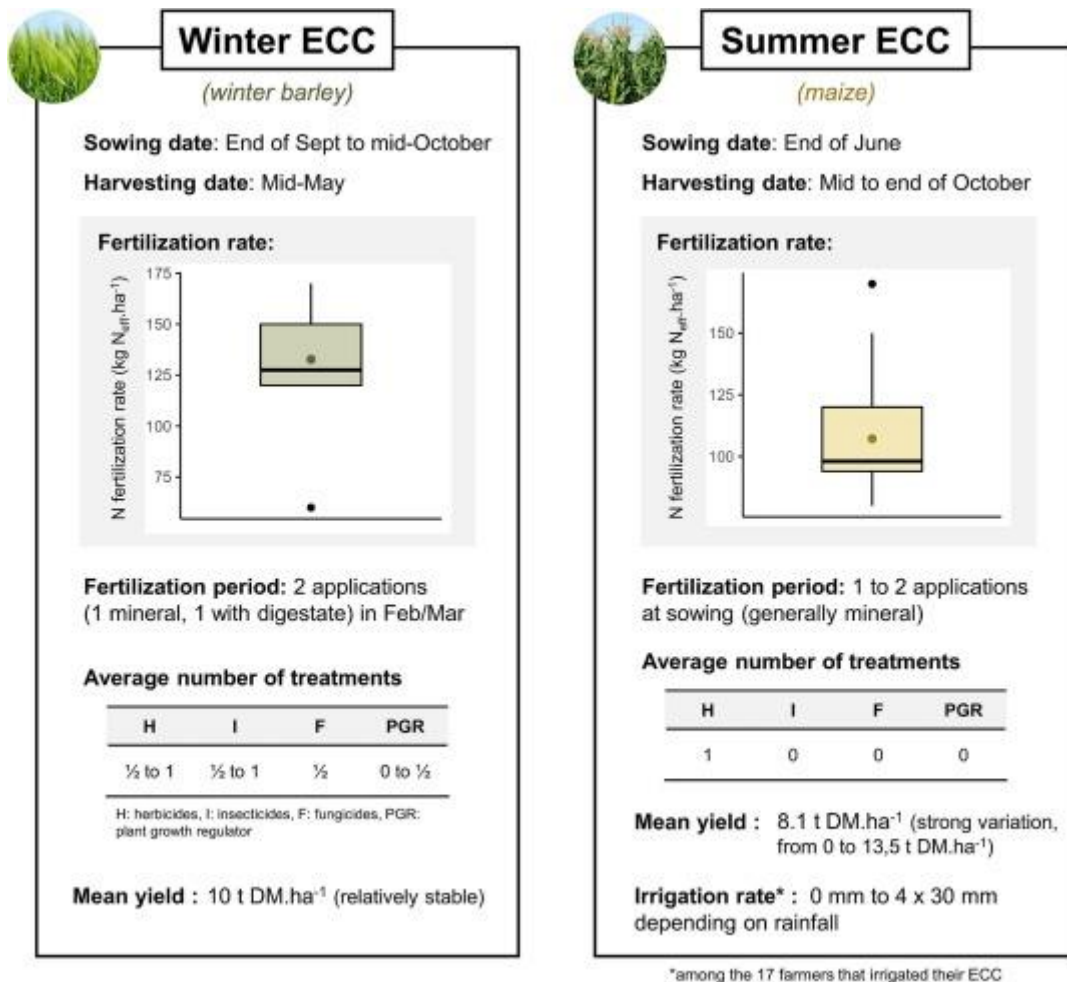


Fig. 5. Pratiques moyennes de gestion des cultures sur les cultures de couverture énergétiques les plus courantes parmi les agriculteurs interrogés.

Les agriculteurs ont indiqué privilégier de plus en plus la culture hivernale de céréales complètes pour obtenir des matières premières destinées à la méthanisation sans irrigation.

Malgré cette tendance, 17 exploitations ont déclaré irriguer les céréales complètes d'été, notamment le maïs, tandis que le sorgho était généralement irrigué en plus faibles quantités, voire pas du tout. Les apports d'eau ont varié selon les exploitations et les années, allant de 0 mm lors des années de fortes précipitations à 3 x 40 mm.

Les rendements en maïs fourrager d'été ont considérablement varié d'une année à l'autre, en fonction des conditions climatiques, allant de 0 à 13,5 t MS.ha⁻¹. Les rendements médians en maïs fourrager d'été étaient de 8,1 t MS.ha⁻¹ pour le maïs irrigué et de 6,3 t MS.ha⁻¹ pour le maïs non irrigué.

Les rendements en maïs fourrager d'hiver étaient plus stables grâce à des précipitations hivernales régulières, allant de 6,6 à 15 t MS.ha⁻¹, avec un rendement médian de 10 t MS.ha⁻¹.

La figure 5 illustre les pratiques de gestion des cultures typiques observées pour les deux ECC prédominants, y compris les dates de semis et de récolte et les taux de fertilisation.

Dans l'étude de Cadiou (2023) sur l'impact de la méthanisation sur les systèmes agro-pastoraux et d'élevage en Est de la France, les pratiques de gestion des résidus de culture étaient moins intensives que celles observées dans les régions

céréalières françaises. Les niveaux de fertilisation variaient entre 80 et 100 kg N eff.ha⁻¹, avec un recours limité aux produits phytosanitaires et à l'irrigation sur les résidus de culture dans les exploitations d'élevage et agro-pastorales. Ceci pourrait s'expliquer par la disponibilité du fumier pour la méthanisation, réduisant ainsi le besoin de rendements élevés en résidus de culture.

Des revenus plus faibles et des pratiques agricoles moins intensives en Est de la France (Agreste, Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2020b) peuvent également influencer la production de résidus de culture.

Ces résultats suggèrent des différences culturelles ou régionales plus larges dans les approches agricoles, contribuant aux variations de la gestion des résidus de culture. Ceci souligne la nécessité d'évaluations à des échelles plus locales, car les systèmes de méthanisation ne sont pas uniformes.

L'analyse qualitative (Document supplémentaire 3) a révélé que le principal facteur influençant le choix des espèces de cultures de couverture était leur potentiel de productivité en biomasse, garantissant un apport suffisant pour la production de biogaz et des retours économiques.

La sensibilité des cultures de couverture à la sécheresse, influencée par leurs caractéristiques agronomiques et leur période de croissance, arrivait juste après. En effet, les cultures de couverture d'hiver étaient de plus en plus privilégiées par rapport au maïs par les agriculteurs interrogés, en raison du risque réduit de pénurie d'eau en hiver.

De plus, le sorgho était perçu comme une bonne alternative au maïs, résistante à la sécheresse. Des facteurs tels que la présence d'un système d'irrigation et les caractéristiques du sol influençaient également les choix, le maïs étant souvent évité sur les sols à faible capacité de rétention d'eau.

Seuls quelques agriculteurs ont évoqué les préoccupations environnementales liées à la méthanisation, telles que le niveau d'utilisation des pesticides ou la biodiversité des espèces d'insectes (Document supplémentaire 3).

Ce faible intérêt pour l'environnement peut s'expliquer par les coûts d'investissement élevés des systèmes de méthanisation, qui incitent les agriculteurs à privilégier les considérations économiques.

Ce constat rejoint les résultats d'entretiens menés dans l'est de la France concernant les installations de cogénération, malgré leurs coûts d'investissement inférieurs à ceux des installations d'injection de biogaz, comme l'a rapporté Cadiou (2023).

Les préoccupations liées aux ressources en eau étaient prédominantes, possiblement en partie influencées par certains entretiens menés après la grave pénurie d'eau de l'été 2022.

Cette préoccupation majeure n'est pas surprenante, étant donné la sensibilité des systèmes de culture intégrant des cultures d'été à la rareté de l'eau, ce qui peut impacter le rendement de ces cultures (Krueger et al., 2011). Une baisse des rendements obligerait les agriculteurs à acheter davantage d'intrants pour la digestion anaérobie auprès de fournisseurs externes, engendrant des difficultés économiques.

La disponibilité en eau et la capacité d'irrigation étant des facteurs cruciaux dans le choix des espèces de cultures d'été, la viabilité de ces systèmes de culture face aux changements climatiques, avec la hausse des températures et la modification des régimes de précipitations, suscite des inquiétudes.

- 3.3 . Impact de la digestion anaérobie sur les systèmes de culture à l'échelle de l'exploitation agricole

- 3.3.1 . Impact de la digestion anaérobie sur les principales surfaces de cultures à l'échelle de l'exploitation.

En moyenne, à l'échelle de l'exploitation, les surfaces cultivées en colza et en blé ont diminué significativement (respectivement de 5,89 % et 11,13 % de la surface totale des terres agricoles) après l'introduction de la méthanisation, tandis que celles d'orge, de maïs et d'autres céréales (comme le seigle, l'avoine ou le sorgho), caractérisées par des cycles de croissance plus courts, ont augmenté (+8,71 %, +3,67 % et +3,36 % respectivement) (Fig. 6).

Ce changement permet aux agriculteurs de cultiver deux récoltes par an (Fig. 1). Les surfaces consacrées aux autres cultures industrielles sont restées stables, la betterave sucrière étant la culture prédominante de ce groupe dans notre échantillon. La vente des betteraves aux sucreries facilite l'accès des agriculteurs à la pulpe de betterave, un intrant majeur pour la méthanisation.

Par ailleurs, les surfaces de tournesol ont augmenté (+2,88 %), mais cette augmentation n'est pas significative ($p = 0,078$). Les agriculteurs interrogés ont mentionné le tournesol comme une culture intéressante après la récolte d'hiver, en raison de son cycle de croissance court, de ses faibles besoins en eau et de son prix avantageux sur le marché des huiles au moment de l'entretien.

Certaines exploitations ont introduit des pois avant la récolte d'été ou des haricots verts après la récolte d'hiver, du fait de leurs cycles de culture plus courts que ceux du maïs ou de l'orge d'hiver, diversifiant ainsi leurs cultures.

Cependant, ces cultures, notamment les haricots verts, sont connues pour leurs fortes demandes en eau et nécessitent l'utilisation de systèmes d'irrigation. L'évolution des proportions des principales cultures par exploitation est présentée dans le tableau du document complémentaire 8.

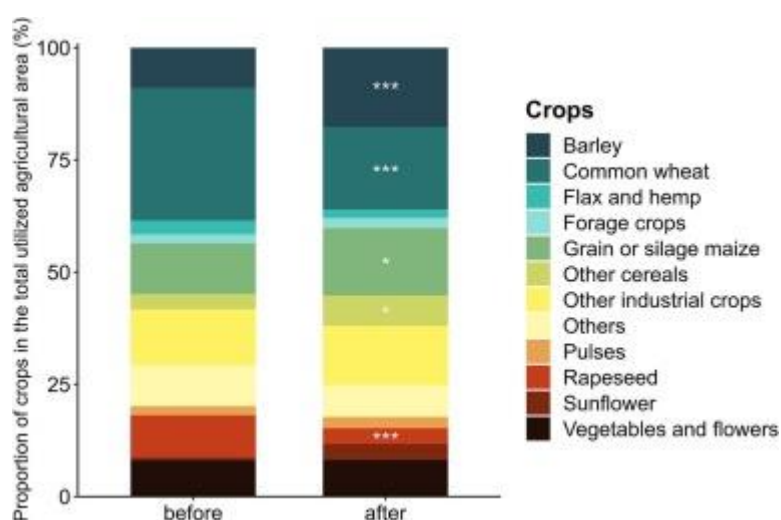


Fig. 6 . Couverture terrestre moyenne avant et après digestion anaérobie des exploitations agricoles interrogées (cultures principales uniquement) (les changements significatifs sont indiqués par des étoiles (*) $p < 0,05$; (***) $p < 0,001$).

Les changements moyens de couverture terrestre observés avant et après la méthanisation concordent avec certains résultats de Levavasseur et al. (2023b) , qui ont étudié des changements similaires à l'échelle nationale française pour des groupes spécifiques d'exploitations (groupes 4 et 5). Cependant, les changements quantifiés dans notre étude restent faibles comparés aux augmentations significatives des surfaces de maïs observées dans les régions allemandes ou italiennes ayant un développement important du biogaz, où des cultures énergétiques dédiées étaient largement cultivées (Mela et Canali, 2014 ; Yang et al., 2021). Bien que les changements liés à l'introduction du compost de maïs à haute énergie (CMHE) soient moins marqués, ils ne peuvent être négligés, car la production agricole non générée par la culture du CMHE devra être produite ailleurs, ce qui pourrait compenser certains gains environnementaux obtenus grâce à la méthanisation (Styles et al., 2015). Il est intéressant de noter que parmi les cultures dont les surfaces diminuent, le colza est fréquemment cultivé à des fins bioénergétiques , comme le biodiesel en France (Direction Générale de l'Énergie et du Climat, 2020), tandis que les cultures dont les surfaces augmentent, à savoir l'orge et les autres céréales, sont principalement cultivées pour l'alimentation animale et humaine.

En termes de biodiversité cultivée, l'indice de biodiversité des principales cultures a légèrement augmenté après le début de la diversification agricole (de $3,06 \pm 1,27$ à $3,57 \pm 1,13$), tandis que le coefficient de diversité fonctionnelle (CDF) a légèrement diminué (de $3,37 \pm 0,87$ à $2,86 \pm 1,15$), ces deux variations étant statistiquement significatives.

Sur les 33 exploitations étudiées, 22 ont enregistré une augmentation de l'indice de biodiversité des cultures, 6 une diminution, et les données étaient manquantes pour 5. Par ailleurs, 12 ont observé une augmentation du CDF, tandis que 16 ont connu une diminution, avec 5 données manquantes.

Ceci confirme que, comme souligné dans les arguments en faveur de la diversification agricole, l'introduction de cultures écologiques complémentaires (CEC) dans la rotation contribue à diversifier les principales cultures à l'échelle de l'exploitation, améliorant potentiellement les services écosystémiques fournis par le système de culture.

Ceci est particulièrement bénéfique lorsque les rotations culturales étaient initialement plus simples (Beillouin et al., 2021 ; Beaumelle et al., 2021).

Cependant, cette diversification concernait principalement des cultures de la même famille, les « Poaceae », ce qui peut réduire les avantages environnementaux d'une diversité cultivée accrue (Vialatte et al., 2022).

➤ 3.3.2 . Impact de la digestion anaérobie sur la gestion des cultures principales

Aucun impact significatif sur les pratiques culturales des cultures principales n'a été constaté, hormis des modifications des dates de semis et de récolte dues à l'introduction du semis direct.

L'adoption d'un système de culture intégrant le semis direct a affecté les rendements des cultures principales de 13 exploitations sur 33, avec des pertes signalées pour les cultures d'été après un semis direct hivernal.

Les agriculteurs interrogés ont indiqué des pertes allant de 10 % à 40 %, attribuées notamment au retard des semis des cultures d'été, entraînant une période de croissance plus courte.

De plus, les cultures d'été après un semis direct hivernal peuvent se développer dans des sols dont les ressources en eau et en nutriments sont réduites (Alvarez et al., 2017; Krueger et al., 2011; Meyer et al., 2020).

Il est à noter que certains agriculteurs ont observé que le semis direct du seigle d'hiver réduisait davantage la teneur en eau du sol que celui de l'orge d'hiver, bien que des essais expérimentaux soient nécessaires pour confirmer ces observations.

Alors que deux agriculteurs ont mentionné un travail du sol accru suite à la méthanisation en raison d'un compactage plus important du sol dû à l'épandage de digestat et d'ensilage d'ECC, deux autres ont noté que la méthanisation leur avait permis de passer à l'agriculture sans labour.

Ce changement a été facilité par la stabilité financière apportée par la méthanisation, leur permettant d'investir dans du matériel adapté.

Compte tenu des changements significatifs de couverture terrestre à l'échelle de l'exploitation présentés dans la section 3.3.1 (maïs, orge, blé, colza et autres céréales), ainsi que de l'indice de couverture végétale (ICV) moyen régional pour chaque culture, les exploitations interrogées pourraient théoriquement réduire leur ICV sur les cultures principales de 0,35 en moyenne.

Cette réduction de l'ICV résulte du remplacement des surfaces de blé et de colza, à ICV moyen élevé, par de l'orge, du maïs et d'autres céréales, à ICV moyen plus faible.

Par conséquent, une légère diminution de la pression des pesticides sur les exploitations pratiquant la méthanisation sans élevage pourrait être attendue si l'application de pesticides sur les cultures de couverture est limitée. Cela suggère que l'ICV sur ces cultures ne devrait pas dépasser 0,35 en moyenne pour maintenir l'ICV du système à son niveau antérieur à la méthanisation.

Cependant, il convient de noter que cette prévision peut ne pas toujours correspondre à la réalité, comme l'illustrent les figures 4 et 5.

De plus, ces résultats ne prennent en compte que les changements moyens des cultures et les agriculteurs peuvent individuellement obtenir des réductions d'ICV sur les cultures principales supérieures ou inférieures.

- 3.4 . La digestion anaérobie et son impact sur la fertilisation à l'échelle de l'exploitation agricole

- 3.4.1 . Gestion du digestat

Toutes les exploitations interrogées, à l'exception d'une seule, recevaient du digestat de l'unité de méthanisation qu'elles approvisionnaient.

Cette exception était due à l'éloignement de l'exploitation par rapport à l'unité de méthanisation, mais l'agriculteur prévoyait de construire ultérieurement des installations de stockage adaptées.

La séparation des phases du digestat a permis à 6 des 32 utilisateurs d'utiliser à la fois le digestat liquide et solide sur leurs exploitations.

Les quantités de digestat brut ou liquide épandues variaient de 20 à 45 m³ / ha selon les exploitations et les parcelles, en fonction de la teneur en azote par m³, qui différait selon le type de digestat et la culture.

Tous les agriculteurs utilisaient des systèmes d'épandage par tuyaux ou patins traînés pour le digestat brut ou liquide, afin de minimiser le tassement du sol et la volatilisation de l'ammoniac (Lantz et Börjesson, 2014; Wulf et al., 2002).

Cependant, 15 des 32 agriculteurs ont mentionné la nécessité ponctuelle d'utiliser des camions-citernes pour l'épandage sur les petites parcelles ou les parcelles éloignées.

Ces résultats contrastent avec ceux de Cadiou (2023) dans l'Est de la France, où les exploitations agricoles mixtes (cultures et élevage) pratiquant la méthanisation ont plus fréquemment recours à l'épandage par camion-citerne, ce qui entraîne un tassement accru des sols.

En effet, les petites parcelles, courantes dans l'Est de la France, sont moins adaptées aux systèmes d'épandage par tuyaux traînés que les parcelles contiguës et plus vastes des zones céréalières.

De plus, la plupart des céréaliers interrogés avaient accès à des coopératives de machinisme agricole proposant cette méthode d'épandage, ou avaient investi personnellement dans du matériel d'épandage, moins accessible aux petites exploitations d'élevage pour des raisons économiques.

Les personnes interrogées ont estimé que l'azote disponible à partir du digestat, lorsqu'il n'est pas incorporé, était en moyenne d'environ 60 %. Certains agriculteurs ont avancé un taux pouvant atteindre 80 %, tandis que d'autres, plus prudents, l'estimaient à 50 % maximum.

En effet, l'efficacité d'utilisation de l'azote (EUA) du digestat fluctue principalement en raison de la volatilisation de l'ammoniac, elle-même fortement influencée par la méthode d'épandage, les conditions météorologiques, les caractéristiques du digestat et la culture et la saison d'application (Grillo et al., 2021; Jin et al., 2022).

Les agriculteurs ont indiqué qu'ils se basaient généralement sur les valeurs fournies par les chambres agricoles ou sur leur propre expérience, tout en reconnaissant un manque de connaissances dans ce domaine, qu'ils espèrent voir comblé par de futures recherches.

Tous les utilisateurs ont principalement épandu du digestat sur les céréales d'hiver en février et mars, aussi bien sur les cultures principales que sur les cultures de couverture.

Sept utilisateurs ont également épandu du digestat en avril sur des cultures de printemps telles que la betterave sucrière et la pomme de terre, et deux autres prévoient de faire de même à l'avenir.

Neuf utilisateurs ont épandu du digestat sur des cultures d'été comme le maïs après une culture de couverture hivernale.

De plus, six utilisateurs ont épandu du digestat avant le semis du colza en août ou septembre.

Quatorze agriculteurs disposant d'une capacité de stockage de digestat limitée ont dû l'épandre pendant l'été et l'automne sur des cultures de couverture ou des céréales d'hiver, périodes où l'absorption d'azote par les plantes est généralement moins efficace, ce qui peut entraîner des pertes d'azote réactif plus importantes et réduire les économies potentielles d'engrais azotés réalisables grâce à l'épandage de digestat (Matsunaka et al., 2006; Schwager et al., 2016). Sur les 33 exploitations interrogées, sept disposaient d'un stockage de digestat de plus d'un an, tandis que dix le stockaient depuis moins de neuf mois.

Bien que cette durée dépasse les quatre mois requis par la réglementation française (article 34, ICPE n° 2781, 2010), elle peut néanmoins entraîner des délais d'épandage du digestat sous-optimaux pour les installations dont la durée de stockage est inférieure à neuf mois.

Enfin, dans la plupart des cas, le digestat était stocké dans des lagunes non couvertes.

Les personnes interrogées ont fait valoir que la couverture de ces lagunes nécessiterait des investissements importants et serait impraticable compte tenu de la grande taille des couvertures nécessaires.

Elles ont souligné la formation d'une croûte à la surface du digestat, limitant la volatilisation de l'ammoniac.

Cependant, cette limitation de la volatilisation n'est pas toujours atteinte, comme l'ont observé Baldé et al. (2018) .

➤ 3.4.2 . Évolution des bilans nutritifs à l'échelle de l'exploitation avant et après la digestion anaérobie

La comparaison des bilans théoriques d'azote par hectare à l'échelle de l'exploitation avant et après digestion anaérobie (ΔN (avant-après)) a révélé que, parmi les 24 exploitations étudiées, une seule présentait un ΔN par hectare supérieur après digestion anaérobie, en considérant une efficacité d'utilisation de l'azote (EUA) du digestat de 100 % (comme illustré par ΔN (avant-après) < 0 sur la figure 7a).

Cela suggère que, même dans des conditions théoriques optimales, cette exploitation n'a pas pu réaliser les économies d'engrais attendues grâce à la digestion anaérobie, car son système nécessitait davantage d'azote après digestion, ce qui n'est pas surprenant puisque cette exploitation était la seule à ne pas recevoir de digestat.

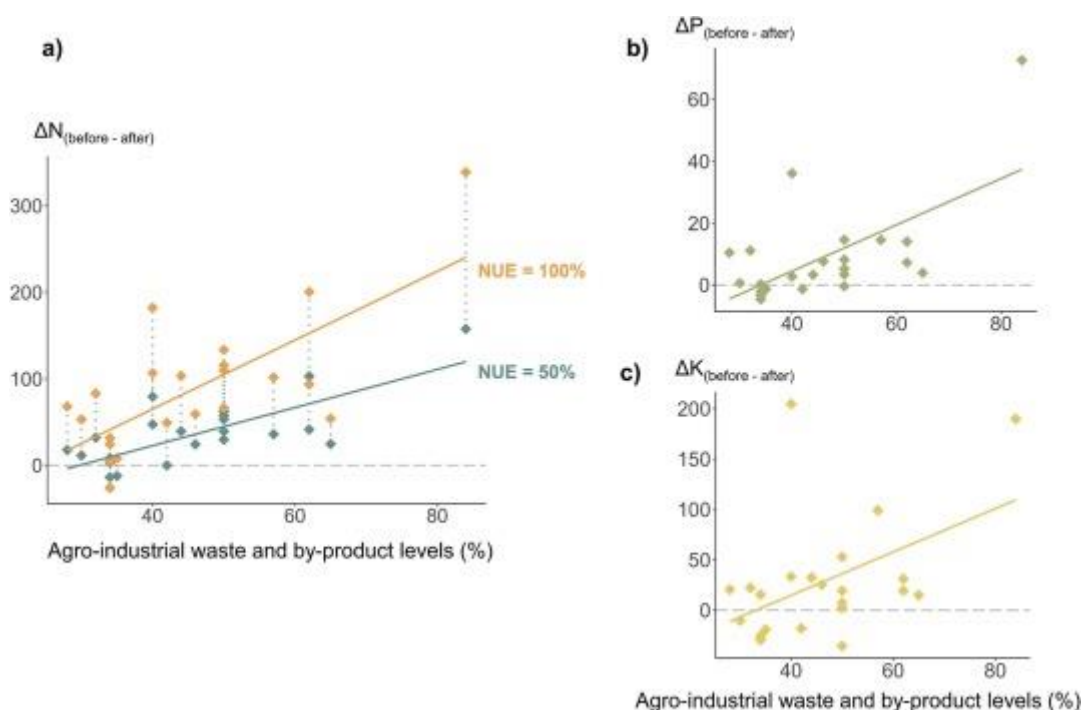


Figure 7. Différence de ΔN , P et K par hectare à l'échelle de l'exploitation avant et après digestion anaérobie (notée ΔN (avant-après)) en fonction des niveaux de

déchets agro-industriels et de sous-produits dans l'unité de méthanisation. ΔN après = Σ (besoins en N des cultures principales + ECC) – apport d'azote par le digestat (idem pour P et K).

L'équation avant digestion anaérobie ne prend pas en compte l'ECC ni le digestat ($n = 24$). a) ΔN (avant-après) en $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour deux niveaux d'efficacité d'utilisation de l'azote (EUA) du digestat. Les résultats d'une même exploitation sont reliés par des points. b) ΔP (avant-après) en $\text{kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ et c) ΔK (avant-après) en $\text{kg K}\cdot\text{ha}^{-1}$.

En ajustant l'efficacité théorique d'utilisation de l'azote (EUN) du digestat à un niveau plus réaliste de 50 %, le nombre d'exploitations présentant un ΔN par hectare supérieur à celui observé avant la méthanisation est passé à 4 sur 24. Les 20 exploitations restantes ont affiché un ΔN réduit après la mise en œuvre de la méthanisation, suggérant des économies potentielles d'engrais azotés, notamment grâce à l'adoption de pratiques efficaces de gestion du digestat.

Par ailleurs, concernant les bilans de phosphore (P) et de potassium (K), 6 exploitations ont présenté des augmentations théoriques du ΔP et 7 du ΔK après la méthanisation, ces exploitations ne présentant pas nécessairement les mêmes valeurs pour P et K (Fig. 7 b et c). Ces résultats confirment que des économies d'engrais significatives sont possibles même en cultivant du maïs à haute teneur en azote (MHT) sur des exploitations non destinées à l'élevage, bien que cela ne soit pas systématique. Des variables explicatives ont été analysées afin de mieux comprendre les facteurs à l'origine de la variabilité des résultats entre les exploitations.

La variation d'azote (ΔN , avant-après) était significativement corrélée à la quantité de déchets et sous-produits agro-industriels présents dans le digesteur ($p < 0,001$ pour une efficacité d'utilisation de l'azote (EUN) de 50 % et de 100 %) (Fig. 7a).

Les coefficients de détermination (R^2) de 0,50 et 0,55 pour une EUN de 100 % et de 50 % respectivement suggéraient que la moitié de la variance de ΔN (avant-après) était expliquée par le niveau de déchets agro-industriels dans le digesteur.

Des régressions similaires ont été effectuées pour le phosphore (P) et le potassium (K), et les résultats étaient également statistiquement significatifs, mais avec des R^2 plus faibles (0,38 et 0,22 respectivement).

Aucune corrélation significative n'a été observée entre ΔN (avant-après) et la part de carbone élémentaire (ECC) dans l'unité d'utilisation des terres agricoles (UUT). Il est à noter que lorsque le point de données extrême, représentant une exploitation avec une forte proportion d'intrants externes, est retiré de la régression ΔN (avant-après) (Fig. 7), la relation s'atténue mais demeure statistiquement significative ($R^2 = 0,24$ et 0,32 pour une EUN de 100 % et 50 % respectivement).

Ceci suggère que la tendance observée n'est pas uniquement due à ce point extrême, mais reflète une tendance sous-jacente plus générale.

Ces résultats soulignent que des économies d'engrais significatives sont possibles dans les exploitations non bovines équipées de systèmes de cogénération (ECC) lorsque d'importantes quantités de déchets et sous-produits agro-industriels externes sont utilisées comme intrants pour la digestion anaérobie (DA).

Ces déchets et sous-produits sont généralement riches en nutriments, dont la teneur varie selon leur type.

Leur principal avantage pour la réduction des engrais réside dans leur provenance extérieure à l'exploitation, contrairement aux systèmes de cogénération.

Ils constituent ainsi une source externe de nutriments susceptible de réduire le recours aux engrais de synthèse.

Si cette pratique contribue à boucler le cycle des nutriments en recyclant ceux contenus dans des déchets qui seraient autrement incinérés, elle présente également certains inconvénients, tels qu'une dépendance accrue aux ressources, dont les prix fluctuent et la concurrence s'intensifie (Britz et Delzeit, 2013; De Groot et al., 2022), ce qui est contraire à l'un des objectifs des agriculteurs interrogés. Avec la multiplication des unités de méthanisation, cette concurrence accrue pour les ressources agro-industrielles pourrait compromettre les économies escomptées. Toutefois, cette dépendance pourrait être réduite en cultivant davantage de légumineuses comme ECC, mais plusieurs obstacles ont été mentionnés, comme discuté dans la section 3.2 .

Les économies d'engrais azotés effectivement réalisées ont été évaluées lors d'entretiens menés en 2022 et 2023 (17 répondants).

Douze agriculteurs ont déclaré avoir réalisé des économies d'engrais azotés, bien que certains aient rencontré des difficultés pour quantifier précisément ces économies.

Parmi ceux qui ont pu fournir des mesures, les quantités économisées variaient considérablement d'une exploitation à l'autre, allant de -20 % à -60 %. Il est à noter que, parmi les 17 répondants, les agriculteurs n'ayant pas pu réaliser ces économies n'avaient qu'une ou deux années d'expérience en méthanisation, ce qui n'est pas surprenant, car à ce stade initial, ils dépendent souvent fortement de l'ECC mais reçoivent peu de digestat.

Ces résultats présentent des perspectives plus optimistes que l'étude de Launay (2023) , qui a démontré, par modélisation, une augmentation de la consommation d'engrais azotés de synthèse dans les exploitations d'une région céréalière française suite à l'introduction de l'ECC pour la méthanisation.

3.5 . Variabilité des stratégies agricoles et d'approvisionnement en matières premières parmi les exploitations interrogées

Les pratiques agricoles liées à la digestion anaérobie étudiées étaient relativement homogènes, avec seulement des variations mineures concernant les espèces de colza cultivées, le stockage et l'épandage du digestat, la proportion de colza dans le digesteur, les pratiques de culture et d'irrigation, ainsi que les économies d'engrais réalisées.

Malgré cette homogénéité, deux comportements distincts se sont dégagés de nos enquêtes concernant la gestion des installations de biogaz. Un premier type d'agriculteurs cherchait à utiliser des quantités importantes de déchets ou de sous-produits agro-industriels provenant de sources externes pour alimenter son digesteur, afin de réduire la culture de colza et de maximiser le rendement en biogaz et les revenus. À l'inverse, un autre type d'agriculteurs privilégiait l'autosuffisance et minimisait sa dépendance aux intrants externes. Cependant, cette recherche d'autonomie se traduisait souvent par une baisse des niveaux d'azote dans le digestat, réduisant ainsi les économies d'engrais et augmentant la dépendance aux engrais chimiques et à leurs prix volatils. Ainsi, les deux types d'agriculteurs, ceux qui privilégient les revenus et ceux qui privilégient l'autonomie, étaient confrontés à la fluctuation des prix des intrants, qu'il s'agisse de déchets agro-industriels ou d'engrais. Tous les agriculteurs interrogés se sont déclarés satisfaits de leur investissement dans les installations de biogaz, malgré l'augmentation de la

charge de travail après la mise en place de la digestion anaérobie, notamment les astreintes pendant les week-ends ou la nuit.

3.6 . Différences entre les pratiques agricoles observées et celles prises en compte dans les évaluations de la digestion anaérobie

Cette étude est la première à décrire de manière exhaustive les pratiques agricoles mises en œuvre dans les exploitations non céréalières associées à des unités de méthanisation situées dans les régions céréalières françaises. Elle met en évidence la divergence entre les pratiques agricoles observées et celles prises en compte dans les évaluations de la méthanisation (Bacenetti et al., 2016; Berger et Esnouf, 2022; Esnouf et al., 2021; Malet et al., 2023; Nilsson et al., 2024; Riau et al., 2021; Styles et al., 2015).

Nos observations correspondent davantage aux pratiques généralement prises en compte pour les cultures énergétiques dédiées dans la méthodologie d'évaluation de la Directive sur les énergies renouvelables II (RED II), qui évalue la durabilité des énergies renouvelables telles que la méthanisation (Berger et Esnouf, 2022; Parlement européen, 2018).

En effet, contrairement aux évaluations de la méthanisation, les cultures énergétiques en milieu céréalière (ECC) observées dans notre étude étaient très souvent traitées aux pesticides et irriguées (Fig . 5) .

Les niveaux de fertilisation des ECC dans les évaluations, allant de 0 kg N eff.ha⁻¹ à 140 kg N eff.ha⁻¹, ne correspondaient pas toujours à nos résultats (Nilsson et al., 2024; Riau et al., 2021), certaines évaluations ne prenant en compte que l'épandage de digestat sur les ECC (Berger et Esnouf, 2022; Nilsson et al., 2024), négligeant l'utilisation d'engrais minéraux observée dans les exploitations céréalières françaises.

Les rendements des cultures d'été (ECC) pris en compte dans les évaluations variaient de 6 à 9 t MS.ha⁻¹, ce qui concorde avec nos résultats. Cependant, la majorité des évaluations n'ont pas considéré l'impact sur les rendements des cultures principales suivantes (Bacenetti et al., 2016; Berger et Esnouf, 2022; Esnouf et al., 2021; Malet et al., 2023; Nilsson et al., 2024; Riau et al., 2021), alors que plusieurs agriculteurs ont signalé des pertes de rendement sur leurs principales cultures d'été.

De plus, la préférence croissante pour les ECC d'hiver reporte le risque de pénurie d'eau sur les cultures principales d'été.

Ce report pourrait potentiellement aggraver les pertes de rendement, notamment dans le contexte du changement climatique, avec des températures plus élevées et des régimes de précipitations modifiés attendus dans les années à venir.

Les évaluations récentes de la digestion anaérobie n'ont pas pris en compte les modifications indirectes de la couverture terrestre observées suite à l'introduction de la technologie ECC (section 3.3.1) (Bacenetti et al., 2016; Berger et Esnouf, 2022; Esnouf et al., 2021; Malet et al. , 2023; Nilsson et al., 2024; Riau et al., 2021). Or, ces modifications impliquent la nécessité de produire ailleurs les matières premières agricoles non générées, ce qui peut réduire les bénéfices environnementaux de la digestion anaérobie (Styles et al., 2015).

Une réévaluation environnementale complète de la méthanisation (MA) prenant en compte les pratiques agricoles réelles observées dans les régions céréalières, notamment la gestion des cultures de couverture, les changements d'occupation des sols et leurs implications sur la production alimentaire et l'efficacité alimentaire totale à l'échelle de l'exploitation, ainsi que les économies d'engrais réalisables, devrait être menée.

Si les entretiens semi-directifs réalisés dans le cadre de cette étude apportent des éclairages précieux et adaptés au contexte, ils offrent également une base empirique susceptible d'étayer de futurs travaux de modélisation visant à explorer les implications plus larges de la MA dans divers systèmes et scénarios pédoclimatiques.

Ces entretiens permettent de saisir des pratiques agricoles liées à la mise en œuvre des cultures de couverture qui ne sont pas encore recensées dans les bases de données à grande échelle, que ce soit en France, en Europe ou dans le monde. La combinaison des données empiriques de cette étude avec des techniques de modélisation des cultures pourrait contribuer à réévaluer la durabilité de la MA, en tant que méthode de production d'énergie renouvelable, notamment en ce qui concerne la réduction des émissions de gaz à effet de serre, la préservation des ressources en eau et le maintien de la production alimentaire.

En outre, cela facilitera l'examen des scénarios de développement de la digestion anaérobie proposés pour 2050 (ADEME, 2021; Couturier et al., 2016; Mourjane et Fosse, 2021) par rapport aux pratiques agricoles actuelles, incitant à reconsidérer la proportion anticipée de carbone élémentaire dans les futurs systèmes de digestion anaérobie.

4. Conclusion

À notre connaissance, aucune étude scientifique n'a encore examiné les changements des systèmes agricoles liés à la méthanisation dans les régions céréalières.

Nos recherches apportent une contribution inédite en documentant ces systèmes, qui reposent principalement sur le charbon de bois d'œuvre comme matière première pour la méthanisation, et en fournissant des données uniques et jusqu'alors indisponibles dans ce contexte.

Nos recherches ont révélé que le maïs était la culture énergétique d'été la plus produite et l'orge d'hiver la culture énergétique d'hiver privilégiée dans les zones céréalières françaises.

Nous avons constaté que les produits phytosanitaires étaient fréquemment utilisés sur les cultures énergétiques d'été, mais en quantités inférieures à celles appliquées aux cultures principales équivalentes.

De plus, les cultures énergétiques d'été étaient irriguées dans la moitié des exploitations interrogées, tandis que les niveaux de fertilisation variaient d'environ la moitié à l'équivalent des niveaux appliqués aux cultures principales.

À l'échelle de l'exploitation, des modifications des surfaces cultivées en cultures principales ont été observées, entraînant des variations dans l'utilisation des pesticides et la production alimentaire.

Bien que ces variations soient moins marquées que pour les cultures énergétiques dédiées, elles peuvent néanmoins avoir un impact significatif sur la durabilité de la méthanisation.

Les économies potentielles d'engrais permises par l'utilisation du digestat étaient positivement corrélées aux niveaux de déchets et de sous-produits agro-industriels dans les unités de méthanisation.

Cette dépendance implique une vulnérabilité, car la disponibilité de ces intrants pourrait limiter les économies, notamment dans les régions céréalières disposant de

moins de ressources agro-industrielles ou d'un nombre croissant d'unités de méthanisation.

Ces résultats constituent une base solide pour réévaluer la digestion anaérobie basée sur le carbone élémentaire (ECC), en se concentrant sur les pratiques agricoles réelles plutôt que sur les systèmes théoriques précédemment considérés.

La production d'ECC est de plus en plus encouragée en Europe comme moyen de soutenir une production durable de biométhane et d'améliorer l'autonomie énergétique.

Cependant, nos recherches ont révélé des écarts notables entre les pratiques prises en compte dans les évaluations de durabilité de la digestion anaérobie et celles observées dans les zones céréalières françaises, qui sont plus intensives.

Compte tenu de ces différences et du développement prévu des systèmes agricoles basés sur l'ECC, une réévaluation de ces systèmes en conditions réelles est essentielle.

Nos résultats soulignent également la forte dépendance des systèmes de culture avec ECC aux ressources en eau. Par conséquent, les futures évaluations de la digestion anaérobie devraient également s'intéresser à l'impact du changement climatique sur les systèmes avec ECC.

La prise en compte de ces enjeux contribuera à garantir un développement durable de cette filière énergétique.

De telles réévaluations pourraient éclairer les politiques publiques, favorisant ainsi le développement vertueux de cette énergie renouvelable et permettant d'associer la transition énergétique à une transition agricole durable.

Déclaration de contribution à l'auteur CRediT

Léa Boros : Rédaction – relecture et correction, Rédaction – première version, Visualisation, Validation, Méthodologie, Investigation, Analyse formelle, Gestion des données.

Marco Carozzi : Rédaction – relecture et correction, Visualisation, Supervision, Méthodologie.

Sophie Carton : Rédaction – relecture et correction, Validation, Méthodologie, Investigation, Analyse formelle, Gestion des données.

Sabine Houot : Rédaction – relecture et correction, Supervision, Méthodologie.

Philippe Martin : Rédaction – relecture et correction, Supervision, Méthodologie.

Florent Levavasseur : Rédaction – relecture et correction, Validation, Supervision, Gestion de projet, Méthodologie, Investigation, Obtention de financement, Analyse formelle, Gestion des données, Conceptualisation.

Approbation éthique

L'étude a reçu l'approbation du délégué à la protection des données de l'INRAE et a été certifiée conforme au RGPD (Règlement UE 2016/679). Le consentement éclairé a été obtenu de tous les participants, ainsi que leur autorisation pour la publication des résultats agrégés issus de leurs entretiens.

Déclaration de conflit d'intérêts

Les auteurs déclarent n'avoir aucun conflit d'intérêts financiers ou personnels connu susceptible d'avoir influencé les travaux présentés dans cet article.

Remerciements

Nous remercions chaleureusement tous les agriculteurs qui ont généreusement offert de leur temps lors des entretiens et partagé de précieuses informations. Nous exprimons également notre gratitude aux conseillers agricoles de la Chambre d'agriculture pour leur précieuse contribution.

Ce travail a bénéficié d'un financement de l'Agence nationale de la recherche (ANR) dans le cadre du projet CLAND, sous le programme « Investissements d'avenir » (référence ANR-16-CONV-0003).

Il a également été financé par le métaprogramme « Agriculture et sylviculture face au changement climatique : adaptation et atténuation » (CLIMAE) de l'Institut national de la recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE). Enfin, il a reçu le soutien partiel du Centre d'études interdisciplinaires sur la biodiversité, l'agroécologie, la société et le climat (C-BASC).

Annexe A. Données supplémentaires

[Voir ICI](#)