Veille technologique sur les filières gaz verts #6

Décembre 2024

GAZ RÉSEAU DISTRIBUTION FRANCE

Publication en collaboration avec

blunomy®
We believe the best is yet to come

Clés de lecture

Thématiques étudiées

Procédés de production

- Méthanisation
- Pyrogazéification
- Gazéification hydrothermale
- Méthanation catalytique
- Méthanation biologique
- Hydrogène
- Procédés émergents

Amont & aval

- Stockage
- Traitement gaz et injection
- Valorisation du CO_2
- Valorisation co-produits

Typologies des sujets abordés

Recherche

Publications portant sur de nouvelles observations scientifiques susceptibles d'aboutir au développement d'innovations technologiques sur la production de gaz verts.

Innovation

Publications scientifiques / brevets portant sur le développement de nouvelles technologies.

Projet marquant

Focus sur des projets susceptibles de marquer une étape clef dans le développement des filières gaz verts.

Analyse technico-économique

Publications d'analyses économiques de technologies et d'analyses de développement de marché d'une filière gaz verts.

Politiques de soutien

Décryptage de mesures politiques susceptibles de lever des obstacles pour le développement de certaines technologies.

Interview

Interviews avec des acteurs majeurs de l'innovation sur les filières gaz verts.

Table des matières

Méthanisation

L’Intelligence Artificielle, une solution pour diminuer la production de H_2S lors de la méthanisation de boues STEP

Ce focus examine le potentiel de l’IA pour optimiser le fonctionnement des unités de méthanisation, en se basant sur un article concernant l’optimisation de la teneur en H_2S et sur deux entretiens avec des entreprises développant des solutions d’IA (Anessa et Nevezus).

> Page 5

Méthanisation

Quelles sont les conditions optimales pour éliminer les agents pathogènes lors de la méthanisation ?

Cette méta-analyse se base sur les résultats de 121 études pour déterminer les paramètres optimaux de la digestion anaérobie ainsi que l’utilité des pré- et post-traitements dans l’objectif de réduire la présence des agents pathogènes dans le digestat.

> Page 11

Méthanisation

Potentiel bactérien pour la réduction des émissions de protoxyde d’azote (N_2O) des terres agricoles

L’article vise à évaluer la capacité de la bactérie CB-01 pour réduire les émissions de protoxyde d’azote (N_2O) provenant du sol, en l’inoculant dans les digestats issus de la production de biogaz.

> Page 16

Méthanisation

Utilisation de l'hydrochar modifié pour améliorer la production de méthane par digestion anaérobie

Cette étude cherche à quantifier le gain de production de méthane et l’impact sur les communautés microbiennes lors de la méthanisation de fumier bovin et de paille de maïs causés par l’usage d’hydrochar et en particulier d’hydrochar modifié avec de l’azote ou du fer.

> Page 21

Méthanation biologique

Évaluation technico-économique du couplage du Power-to-gas et d’une unité de traitement des eaux usées

Cette étude simule l’intégration d’une unité de Power-to-gas sur une unité de traitement des eaux usées à Uppsala, en Suède pour en tester les synergies (par exemple, valorisation des sous-produits pour réduire la consommation énergétique).

> Page 24

Méthanisation

Stratégies de démarrage et de régulation de température de la méthanogenèse dans la digestion anaérobie

L’article étudie l’effet de la stratégie d’augmentation de la température (soudaine ou progressive) dans la digestion anaérobie thermophile sur la production de méthane, le pH du réacteur et la composition des populations microbiennes. Comparaison avec la digestion anaérobie mésophile.

> Page 28

Méthanisation

CO_2 Valorisation du CO_2

Comparaison technique, énergétique et environnementale des technologies de capture du CO_2 lors de la production de biogaz

Cet article compare quatre technologies d’épuration du biogaz en biométhane selon leur capacité à produire des flux conjoints de CH_4 et de CO_2 de haute qualité.

> Page 31

Autres actualités

Gazéification hydrothermale

GRTgaz confirme le succès de son Appel à Manifestation d'Intérêt (AMI) dédié à filière Gazéification hydrothermale

L'AMI a permis d'identifier 24 projets capables de valoriser 1,25 million de tonnes de déchets en 2 TWh/an de gaz renouvelable d'ici 2030. Cette technologie offrira une alternative à l'incinération et l'enfouissement des déchets industriels, urbains et agricoles.

> Lien vers l'article

Politiques de soutien

SGN achève la construction du premier réseau de H_2 vert au monde

SGN a franchi une étape clé du projet H100 Fife en achevant la construction du premier réseau domestique de H_2 gazeux au monde à Levenmouth. L'hydrogène vert, produit à partir d'électricité renouvelable, circulera dans le nouveau réseau de 8,4 km lorsqu'il sera mis en service l'année prochaine.

> Lien vers l'article

Politiques de soutien

La Commission européenne a approuvé les exemptions fiscales suédoises pour le biogaz et le bio-propane non alimentaires utilisés comme carburants et le chauffage

Ces dispositifs visent à réduire les coûts de ces énergies renouvelables, les rendant plus compétitives face aux combustibles fossiles.

> Lien vers l'article

Projet marquant

Les groupes CMA CGM et Suez ont signé un accord pour développer une filière de production de biométhane pour décarboner le transport maritime

Ce partenariat prévoit la fourniture de 100 000 tonnes de biométhane par an d'ici 2030, un investissement initial de 100 millions d'euros, ainsi que des initiatives de R&D pour les biocarburants.

> Lien vers l'article

Projet marquant

Gas Networks Ireland commence la construction d'une installation d'injection de biométhane en Irlande

Ce projet de 32 M€ permettra d'injecter jusqu'à 700 GWh de gaz renouvelable (acheminé par camion depuis les unités) par an dans le réseau national, soit environ 12 % de l'objectif biométhane 2030 de l'Irlande. Ce projet devrait aussi réduire les émissions de CO_2 du pays de 130 000 tonnes par an.

> Lien vers l'article

Projet marquant

Italgas investira 1 milliard d'euros dans l'infrastructure gazière grecque et donne la priorité au biométhane

Italgas a annoncé un investissement d'un milliard d'euros en Grèce qui permettra notamment de développer la méthanisation dans des zones non encore raccordées au réseau de distribution de gaz, contribuant ainsi à l'abandon progressif du lignite et du charbon.

> Lien vers l'article

Projet marquant

Edison signe un contrat d'achat de biométhane (BPA) de 15 ans avec Kanadevia Inova

Dans le cadre de ce contrat, 3 millions de m^3 de biométhane seront produits tous les ans à partir de sous-produits agricoles dans la province de Cuneo dès 2025. Cet accord renforce la position d'Edison sur le marché des gaz verts.

> Lien vers l'article

Traitement gaz et injection

Du gaz renouvelable circule dans les réseaux néo-zélandais pour la première fois

L'unité de méthanisation d'Ecogas à Reporoa transforme les déchets organiques en biométhane et l'injecte dans le pipeline Firstgas. Cette installation peut alimenter 7200 foyers en gaz naturel et produit du bioCO_2 pour soutenir la culture de tomates d'une serre voisine.

> Lien vers l'article

Projet marquant

New Energy Risk et Ecostrat lancent une assurance innovante, le Feedstock Supply Insurance

Cette assurance réduit les risques liés aux chaînes d'approvisionnement en biomasse en limitant les coûts des matières premières et en sécurisant les obligations de remboursement à long terme. Ce projet vise à rendre ces chaînes plus viables et attractives pour les investisseurs.

> Lien vers l'article

Traitement gaz et injection

La European Biogas Association publie son *Statistical Report 2024*

Ce rapport propose un état des lieux des industries du biogaz et du biométhane en Europe, avec un focus sur leur valorisation pour le transport, et leur contribution à l'économie européenne.

> Lien vers l'article

Méthanisation Recherche

L'Intelligence Artificielle, une solution pour diminuer la production de H_2S lors de la méthanisation de boues de STEP

EN BREF

Ces travaux portent sur l'optimisation du processus de digestion anaérobie par l'intelligence artificielle, dans le but spécifique de réduire la teneur en sulfure d'hydrogène (H_2S) à la sortie du méthaniseur. Un réseau de neurones artificiels combiné à un algorithme d'optimisation permet aux chercheurs de définir les valeurs optimales des paramètres (pH, température, etc.) minimisant la production de H_2S d'une unité en Iran. Une mise en perspective sur l'utilisation de l'IA en méthanisation est proposée à la fin de cet article.

OBJET : Article publié dans *Renewable Energy*

DATE : Octobre 2024

LIEN VERS L'ARTICLE

OBJECTIF : démontrer la possibilité de déterminer les paramètres optimaux pour limiter la production de H_2S grâce à l'intelligence artificielle.

RÉSULTATS : les modèles développés permettent de déterminer des valeurs optimales théoriques des paramètres pour la réduction de la teneur en H_2S. Seule l'influence d'un paramètre est néanmoins testée expérimentalement.

Contexte

Le biogaz issu de la digestion anaérobie est généralement composé de 50 à 60 % de méthane, 35 à 40 % de dioxyde de carbone, et de faibles quantités d'autres composés comme l'azote (N_2), la vapeur d'eau, l'oxygène, l'ammoniac (NH_3) et le **sulfure d'hydrogène** H_2S. L'apparition de ce dernier dans le gaz est liée à la **dégradation du soufre organique** ou des sulfates présents dans les intrants. L'élimination de H_2S représente un enjeu tout particulier pour les unités :

- H_2S est un gaz corrosif qui peut dégrader les équipements de l'unité (incl. technologies d'épuration) et les réseaux,
- H_2S est un gaz toxique pour l'homme et l'environnement,
- La combustion du H_2S produit du dioxyde de soufre SO_2, responsable entre autres de pluies acides.

C'est pourquoi la plupart des pays imposent des limites strictes à la teneur en H_2S du biogaz ou du biométhane qui doit être injecté sur le réseau : en France, le biométhane doit contenir moins de **5 mgS par m³ (i.e., moins de 4 ppm)**[1] pour être injecté alors qu'un biogaz standard peut en contenir 50 à 5 000 ppmV avant les étapes de post-traitement. L'**étape de désulfuration** du biogaz, qui intervient généralement en amont de son épuration, est de ce fait essentielle.

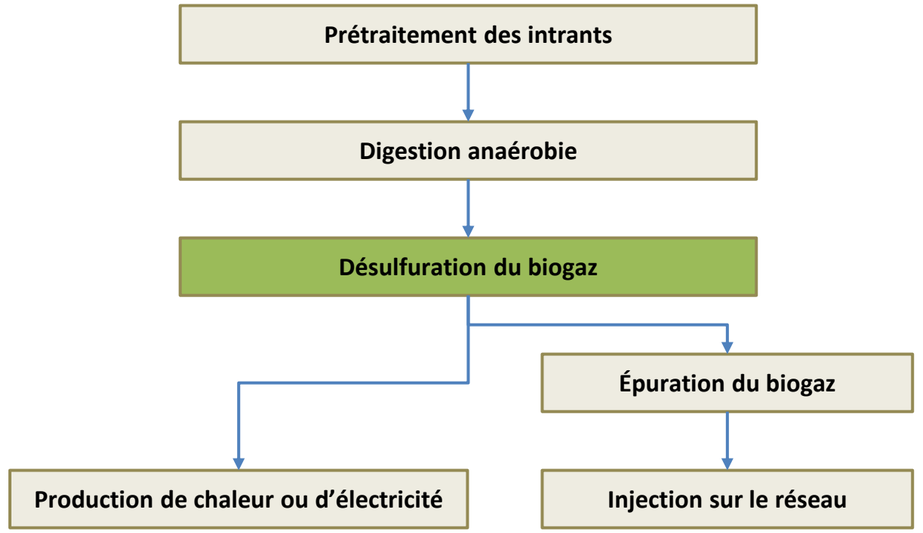


Fig. 1 : Chaîne de production de biogaz par méthanisation simplifiée

Paramètre	Composition standard du biogaz	Critère standard pour injection de biométhane
CH_4	[55%-65%]	> 90% (gaz B)
CO_2	[35%-45%]	< 3,5% (GRDF)
N_2	[0-1%]	
O_2	[0-0,5%]	< 4 000 ppm
NH_3	[0-100 mg/Nm³]	< 3 mg/m³
H_2S	[50-4000ppmv]	< 5mgS/m³

Fig. 2 : Comparaison entre la composition standard du biogaz et les spécifications pour injection de biométhane dans le réseau français [1]

[1] GRDF, Prescriptions techniques, 2017

En France, la désulfuration est souvent réalisée à l'intérieur du digesteur (précipitation chimique avec des composés au fer ou oxydation biologique), ou en aval par adsorption et oxydation chimique dans des **filtres de charbon actif.** Ces derniers ont des coûts d'investissements initiaux sont limités, mais impliquent des OPEX pouvant s'élever à plusieurs dizaines de milliers d'euros par an[1]. Une réduction de la teneur en H_2S du biogaz en amont de la désulfuration pourrait permettre de limiter la quantité de charbon actif nécessaire et de réduire ainsi drastiquement les OPEX associés.

La littérature scientifique montre qu'en jouant sur certains paramètres d'entrée il est possible d'agir sur la performance de la digestion anaérobie et la teneur du biogaz en H_2S, ce qui permettrait de limiter les besoins de désulfuration. Par exemple, Y. Yan et al. ont précédemment montré que des conditions alcalines (avec un pH supérieur à 8) réduisaient la concentration de H_2S dans le biogaz de 45 % pour des boues issues d'eaux usées d'abattoir[2]. S. Colleran et S. Pender ont quant à eux montré que la concentration de H_2S pouvait aussi dépendre de la température puisqu'elle était moins élevée pour des méthanisations thermophiles que mésophiles[3].

En se basant sur les données d'une unité de méthanisation de boues de stations d'épuration en Iran, l'article étudié ici propose, à partir d'un **modèle de réseau de neurones**, de déterminer l'importance relative de ces différents paramètres d'entrée sur la teneur en H_2S, et de les **optimiser** pour diminuer cette teneur et pour limiter les besoins de traitement. Quoique l'intelligence artificielle ait déjà été appliquée pour la prédiction et l'optimisation de la production de biogaz, il s'agit du premier modèle visant spécifiquement la réduction de la concentration de H_2S. Une mise en perspective sur d'autres usages de l'IA pour la méthanisation, fondée sur des échanges avec **deux entreprises (Anessa et Nevezus) qui développent ces solutions**, est également proposée en fin de ce décryptage.

Présentation de l'expérience

L'équipe de chercheurs a développé pour cette recherche un modèle de réseau de neurones artificiels, c'est-à-dire un programme informatique dont le fonctionnement est inspiré des neurones du cerveau humain, qui **reçoit et traite des données** en continu pour résoudre des problèmes complexes en s'adaptant et apprenant de ses erreurs.

Le fonctionnement d'un réseau de neurones commence par une **phase d'apprentissage** pendant laquelle sont fournis au modèle des données d'entrée et les résultats correspondants attendus. Ici, les données d'entrée considérées par les chercheurs sont des paramètres de la méthanisation comme la température ou le pH, et les résultats attendus sont les concentrations en H_2S. L'algorithme détermine alors pas à pas l'importance de chaque donnée d'entrée pour obtenir le résultat voulu, en **ajustant progressivement le « poids » attribué à chaque donnée d'entrée** et comparant les résultats obtenus avec ceux attendus. Après un nombre suffisant d'itérations (non précisé ici), le modèle devient ainsi capable :

- d'identifier les paramètres ayant le plus d'impact sur la teneur en H_2S en sortie,
- de prédire la teneur en H_2S en sortie du méthaniseur en fonction seulement de nouvelles données d'entrée,
- de déterminer en temps réel les valeurs des paramètres d'entrée nécessaires pour ramener la teneur en H_2S à une valeur voulue.

Description de l'unité de méthanisation

Les données utilisées pour cette expérience proviennent d'une **unité de méthanisation intégrée au sein d'une station d'épuration à Qom en Iran**. Le méthaniseur produit un volume de 3 547 Nm^3 de biogaz par jour, et est opéré dans des conditions mésophiles (35°C environ). Cette unité a été choisie car un ajustement de la teneur en H_2S y est nécessaire : alors que la valeur théorique y est de 3 000 ppm, les valeurs réelles obtenues sont systématiquement comprises entre

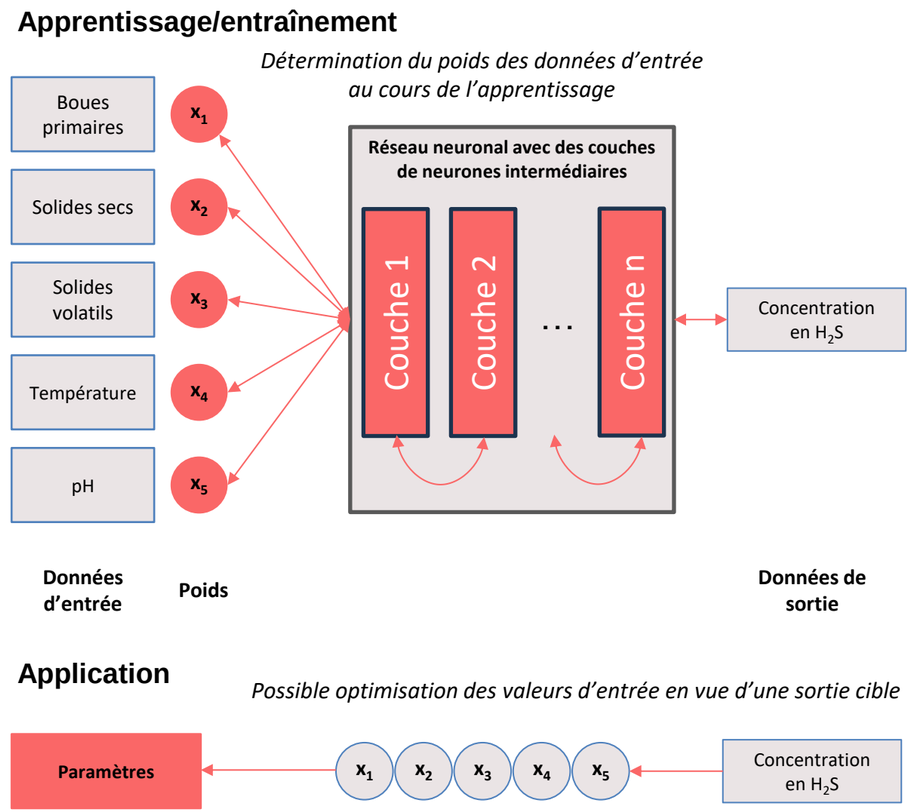


Fig. 3 : Schéma simplifié du fonctionnement du modèle de réseau de neurones artificiels

Les couches intermédiaires jouent un rôle crucial dans l'apprentissage et la modélisation des données complexes. Elles permettent au réseau de capturer et de représenter des relations non linéaires entre les données d'entrée et de sortie.

[1] en considérant un prix de charbon actif de 2 k€/t, une unité de 200 Nm^3/h et produisant un biogaz avec une teneur en H_2S de 1000 mg/Nm^3, les OPEX s'élèvent à plus de 10k€ par an
[2] L. Yan, J. Ye, P. Zhang, D. Xu, Y. Wu, J. Liu, H. Zhang, W. Fang, B. Wang, G. Zeng, Hydrogen sulfide formation control and microbial competition in batch anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater sludge: Effect of initial sludge pH 2018
[3] S. Colleran, S. Pender, Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of sulphate-containing wastewaters, 2022

4 200 et 9 000 ppm. Pour ce modèle, les chercheurs ont choisi les paramètres suivants comme données d'entrée : **le pH, la fraction de boues primaires, la température, les solides secs et les solides volatils.**

- Les **boues primaires** sont obtenues par décantation des eaux usées. Celles-ci transitent via un bassin qui permet d'en extraire les matières les plus lourdes. Les solides présents dans ces eaux usées peuvent être classés en deux catégories principales : les **solides en suspension** et les **solides dissous**. Les solides en suspension, contrairement aux solides dissous, peuvent être physiquement séparés de l'eau.
- Les **solides secs** incluent les solides en suspension et dissous et correspondent au **ratio des masses** obtenues après et avant séchage de la matière.
- Le terme '**solides volatils'** dans le contexte des boues de STEP fait référence à la **part de solides en suspension** qui peut se transformer en gaz si elle est soumise à des températures élevées en l'absence d'oxygène. Ce paramètre fournit une **estimation de la quantité de matière organique** présente dans les boues.

Les intrants du digesteur sont des boues primaires et secondaires (pour lesquelles on utilise un réactif pour éliminer les matières organiques qui n'ont pas été neutralisées lors du traitement primaire). Les fractions de solides secs et solides volatils sont mesurées selon les méthodes standards pour l'analyse des eaux usées[1].

Résultats de l'expérience

L'exploitation du modèle permet aux chercheurs de conclure que ce sont d'abord la **diminution du pH et de la fraction de boues primaires** qui ont le plus d'impact sur la teneur en H_2S, suivis par la fraction de solides secs, la température et les solides volatils.

Une fois le modèle entraîné, cet algorithme permet également de déterminer la valeur optimale de chaque paramètre en entrée pour minimiser la production de H_2S. Les paramètres optimaux sont résumés dans le tableau ci-dessous :

Paramètre	Valeur optimale
pH	7,7
Température	35,6 °C
Fraction de boues primaires	67,6 %
Fraction de solides secs	6,2 %
Fraction de solides volatils	63 %

Selon l'article, un fonctionnement de l'unité avec ces valeurs d'entrée **permettrait de réduire de 49 % la production de H_2S** (passant de 6 117 à 3 107 ppm) avant même l'étape de post-traitement.

Les chercheurs ne mettent néanmoins pas en pratique ces paramètres sur l'unité de méthanisation réelle. Seul un test de l'influence du pH est réalisé : l'impact de celui-ci sur la production de H_2S est étudié dans l'article **par l'ajout de chaux (basique)** dans le réacteur (0,2 à 0, 3 g/L de chaux ajoutés tous les jours pendant 16 jours). Une claire diminution de la teneur en H_2S est alors observée : de 7 500 à 5 200 ppm après 11 jours d'ajouts réguliers.

L'augmentation du pH est toutefois à maîtriser parce qu'elle peut favoriser la présence d'ammoniac, qui peut inhiber l'activité des bactéries méthanogènes et donc la production en méthane du biogaz (cf. article « Utiliser de l'hydrochar modifié pour améliorer la production de méthane par digestion anaérobie ? »).

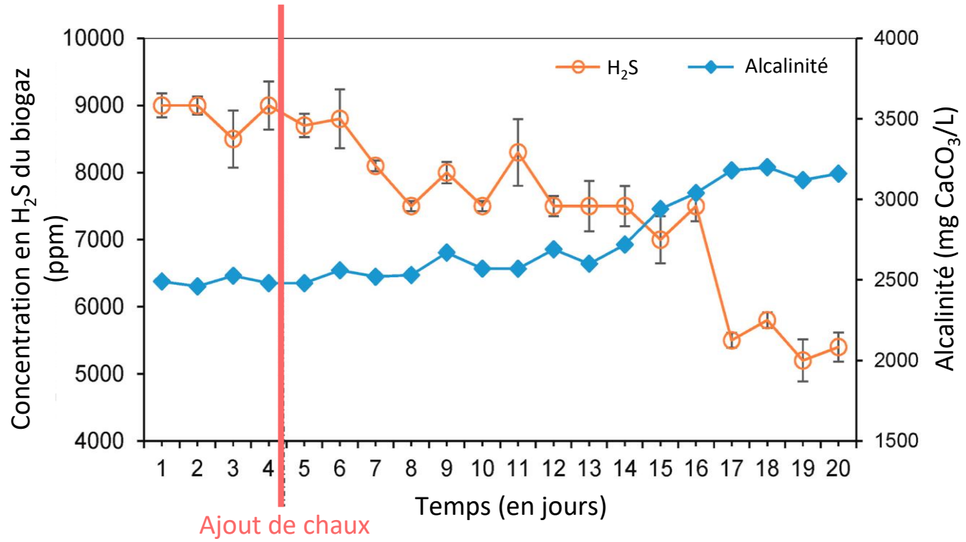


Fig. 4 : Résultats de l'ajout de chaux sur la teneur en H_2S du biogaz

[1] Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

Conclusion

Les chercheurs ont ici montré qu'une **réduction théorique de 49 % de la teneur en H_2S** du biogaz pourrait être possible simplement en optimisant les paramètres d'entrée pour l'unité de méthanisation sur STEP de Qom (Iran), en particulier le pH et la fraction de boues primaires. Néanmoins, bien que des changements opérationnels aient été mis en œuvre dans la station de traitement des eaux usées à la suite de ces résultats théoriques, **leur effet n'a pas été quantifié**, ce qui constitue une limite de l'article. Les résultats obtenus ici, et en particulier les valeurs déterminées pour chacun des paramètres, restent donc spécifiques à l'unité de traitement des eaux usées sélectionnées ici.

L'utilisation de l'IA reste néanmoins une piste sérieuse pour optimiser les caractéristiques de la digestion anaérobie : en mettant en place les capteurs adéquats (p. ex. capteurs de température et de pH), un tel modèle pourrait permettre de mesurer en temps réel la teneur en H_2S en sortie et proposer un ajustement continu des paramètres d'entrée pour minimiser cette teneur. La correction rapide du système permettrait alors de minimiser les temps et les coûts de post-traitement nécessaires. L'inclusion d'un tel système d'IA sur site ne nécessiterait par ailleurs qu'une **consommation énergétique supplémentaire limitée** et **pourrait même permettre des économies d'énergie** du site. L'outil Biogaz-IA® développé par Nevezus a par exemple permis à l'unité de méthanisation Biogaz-IFF basée en Bretagne de réduire sa consommation d'énergie de 14%. Leur solution permet notamment d'ajuster le démarrage de l'épurateur en fonction du tarif d'électricité heures pleines/heures creuses et de réguler sa vitesse pour optimiser les quantités de biogaz produites et réduire le coût de fonctionnement.

Quoi qu'il en soit, l'intelligence artificielle seule ne sera pas suffisante pour atteindre les teneurs réglementaires en H_2S et une étape de désulfuration reste nécessaire avant injection sur le réseau. Le principal intérêt de ce modèle est donc économique :

- Pour de nouvelles unités, l'ajout de systèmes d'intelligence artificielle permettrait de réduire le dimensionnement des technologies de désulfuration et le coût associé,
- Pour les unités existantes, ces systèmes peuvent permettre de réduire les OPEX élevés de certaines technologies de désulfuration : c'est par exemple le cas pour les technologies basées sur un principe adsorption sur charbon actif, un produit coûteux (plusieurs milliers d'euros par an pour une petite unité).

Par ailleurs, le modèle développé ici reste focalisé sur la réduction de la teneur en H_2S du biogaz, sans réellement tenir compte de l'impact du jeu de paramètres choisi sur d'autres grandeurs comme la production de biogaz ou la teneur en méthane. Ainsi, l'optimisation se fait ici avec le risque d'impacter négativement la production de l'unité. Pour aller plus loin et démontrer l'intérêt réel de cette solution, **une optimisation multicritère plus large**, prenant comme données de sortie non seulement la teneur en H_2S, mais aussi la production de biogaz, la production de méthane, la concentration en autres impuretés, etc. serait nécessaire, avec une **priorisation de ces sorties**.

Pour aller plus loin : des solutions d'optimisation biologique multicritère émergent

De fait, une nouvelle dynamique émerge autour de l'utilisation de l'Intelligence Artificielle pour optimiser en temps réel les paramètres biologiques du digesteur pour maintenir un équilibre optimal et ainsi maximiser la production de biogaz. C'est par exemple l'intérêt des solutions développées par deux jeunes entreprises que nous avons interrogées : Anessa (entreprise canadienne fondée en 2017 – Figure 5) et Nevezus (entreprise française fondée en 2020 – Figure 6).

Anessa | BIOGAS SOFTWARE

Date de création	2017
Siège social	Canada
Principaux produits développés	AD•A : simulateur de projets de méthanisation pour en évaluer les opportunités et la performance AD•O : optimisation des intrants AD•M : contrôle et pilotage des unités en temps réel
TRL estimé	7-8
Nombre de sites utilisant leurs produits	100+ projets répartis dans 14 pays différents

Fig. 5 : Carte d'identité d'Anessa

NEVEZUS L'INNOVATION RENOUVELABLE

Date de création	2020
Siège social	France
Principaux produits développés	Biogaz-IA : surveillance, analyse et optimisation des différents aspects du processus de méthanisation Outil IA d'optimisation biologique en cours de développement
TRL estimé	7-8 pour l'optimisation énergétique/économique 5-6 pour l'optimisation biologique
Nombre de sites utilisant leurs produits	Une dizaine de projets en France

Fig. 6 : Carte d'identité de Nevezus

GRDF GAZ RESEAU DISTRIBUTION FRANCE

Selon Farough Motasemi, co-fondateur d'Anessa, « le marché s'oriente résolument vers ces technologies avancées ». C'est pourquoi l'entreprise, spécialiste dans le développement de logiciels pour la méthanisation, déploie désormais un outil AD•M qui offre une **visibilité en temps réel** sur le fonctionnement biologique de l'unité, et qui sert **d'assistant de décision** en conseillant les opérateurs sur les paramètres de la digestion à ajuster en fonction des données collectées.

Selon les unités considérées et les attentes des opérateurs, **différents niveaux d'analyse et de complexité des modèles** sont possibles. Pour les unités qui disposent de moyens de mesures limités (notamment les unités les plus anciennes), quelques indicateurs basiques suffisent à une première optimisation de la production : pH, température, concentration du gaz en méthane ou taux de matière sèche des intrants. Pour une plus grande précision de l'optimisation, la mesure d'indicateurs supplémentaires est recommandée (soit en ajoutant de nouveaux capteurs sur une unité déjà existante, soit en les intégrant dès la conception initiale) : composition du biogaz, concentration en acides gras volatils (AGV), ratio FOS/TAC[1] et carbone/azote, potentiel RedOx ou la teneur en oligo-éléments tels que le fer, le cobalt ou le nickel.

Tous ces paramètres jouent un rôle central dans les digesteurs, dont **chacun a un fonctionnement unique**. En effet, les colonies bactériennes présentes dans les réacteurs varient selon les conditions spécifiques de chaque site, qu'il s'agisse des intrants utilisés ou des modes de gestion (par exemple introduction continue/par lot). Les modèles d'optimisation, basés sur une phase d'apprentissage à partir de données propres à chaque unité, sont donc **entièrement personnalisés** pour garantir la pertinence maximale des recommandations fournies. La précision des modèles se fonde ainsi sur **trois piliers** :

- Une **connaissance fine** du comportement des digesteurs et des modèles biologiques sous-jacents par l'entreprise,
- **L'entraînement du modèle sur l'ensemble des données collectées** par Anessa sur l'ensemble des sites sur lesquels elle déploie son outil,
- **L'entraînement du modèle sur les données propres à l'unité**.

Fonctionnement des modèles

Dans le cas des outils développés par Anessa, deux approches principales sont mises en œuvre :

- La première approche est **réactive** (par rapport aux changements observés dans la production de méthane) : quand une baisse de rendement est détectée, le modèle analyse l'ensemble des paramètres (pH, température, AGV, etc.) selon un ordre de priorité prédéfini pour identifier ceux qui s'écartent des seuils de référence (Figure 7). Il propose ensuite des **actions correctives** permettant de ramener ces valeurs à des niveaux optimaux, aidant les opérateurs à résoudre les problèmes avant qu'ils ne deviennent critiques.
- La seconde approche est au contraire **prédictive**. Grâce à des réseaux de neurones (et d'autres algorithmes[2]), les modèles utilisent ces mêmes paramètres fournis ici **directement par les capteurs** dans le digesteur, les mettent en relation et **anticipent leurs variations** ainsi que les variations potentielles de production sur des **horizons allant de un à sept jours** (Figure 8). Quoique leur précision diminue au fur et à mesure que l'horizon de prévision s'allonge, ces projections permettent aux opérateurs d'ajuster les conditions en amont, réduisant les risques de déviation et maximisant la production.

Ces deux stratégies, réactive et prédictive, se complètent pour offrir une gestion optimale des unités de méthanisation. Selon Anessa, les bénéfices pourraient représenter un **gain de rendement de 20 %** (voire beaucoup plus pour les unités les moins bien optimisées initialement).

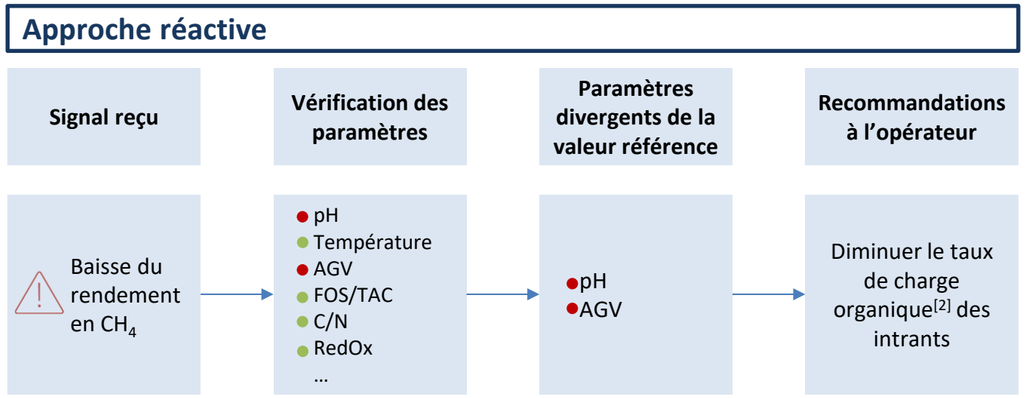


Fig. 7 : Exemple de fonctionnement de l'approche réactive

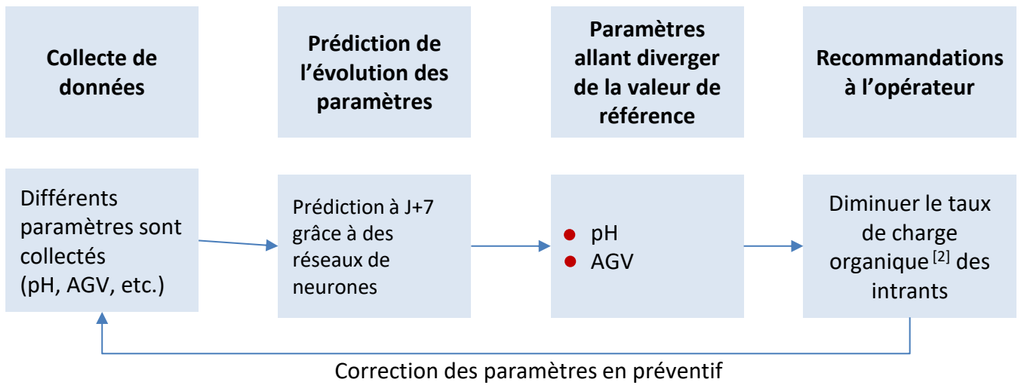


Fig. 8 : Exemple de fonctionnement de l'approche prédictive

[1] Rapport molaire de la concentration en acides organiques libres (FOS) à la somme de la concentration en carbone inorganique total (TIC) et de la concentration en bicarbonate ($HCO3^-$)
[2] Taux de charge organique : quantité de solides volatils ajoutés par jour et par volume dans le réacteur

Pour aller plus loin : optimiser aussi le reste des processus de l'unité de méthanisation

Les outils d'Intelligence Artificielle pour l'optimisation biologique sont pour le moment inégalement matures. En France, Nevezus développe un outil similaire dans les unités de méthanisation, actuellement en phase de démonstration grâce à deux unités de digestion de 120 Nm^3/h.

Pour autant, bien d'autres fonctionnalités de l'IA sont aujourd'hui déjà matures pour optimiser le fonctionnement des unités de méthanisation en se concentrant par exemple sur la consommation énergétique, les processus administratifs ou sur la maintenance prédictive. Ainsi, Nevezus, avec son outil Biogaz-IA, propose des solutions adaptées aux besoins spécifiques de chaque site en intégrant des données variées (Figure 9) : paramètres collectés par les capteurs présents sur les unités, données contextuelles (météo, prix SPOT, impact CO_2, etc.) et performances du réseau gazier. L'outil assure le **suivi énergétique**, l'**optimisation des coûts**, la **gestion des stocks** de biométhane[1], la **traçabilité des intrants**, la **maximisation de la production,** le **pilotage optimisé**[2] et la **maintenance prédictive**.

Biogaz-IA offre par exemple des **prévisions à 7 jours** pour la production de biométhane et le comportement du réseau (pression, saturation), permettant d'anticiper les ajustements nécessaires pour optimiser les performances des unités. En intégrant la traçabilité des flux, de la matière entrante jusqu'au retour au sol, l'outil garantit un suivi exhaustif de l'unité. Déjà déployé sur une dizaine de sites en France, l'outil permet des gains variables selon les optimisations mises en œuvre mais qui peuvent monter jusqu'à une **réduction moyenne de 15 à 20 % du coût total de l'unité**. Au-delà des avantages économiques et opérationnels, ces solutions apportent également une plus grande sérénité aux exploitants, qui peuvent surveiller et piloter leurs unités à distance, directement depuis leurs appareils mobiles.

Les perspectives de l'IA pour la méthanisation sont prometteuses et ouvrent la voie à une gestion toujours plus fine et performante de la production de biométhane, en permettant un **suivi unique et adapté** à chaque unité. À terme, ces technologies pourraient jouer un rôle clé dans la transition énergétique en intégrant pleinement la méthanisation dans des systèmes énergétiques intelligents et durables. Pour cela, **quelques barrières devront encore être levées** dans les années à venir :

- L'**accès aux données**, en particulier pour les unités plus anciennes peu équipées de capteurs, reste complexe : sans données fiables et de qualité, l'intérêt de l'IA est fortement limité,
- L'accès aux données, au-delà des capteurs, est également à l'origine de préoccupations liées à la **confidentialité** des informations : il est dès aujourd'hui crucial pour ces entreprises de définir des cadres techniques et juridiques clairs et transparents pour rassurer les exploitants,
- Par ailleurs, **l'intégration des algorithmes dans les automates** des unités aujourd'hui fournis par les constructeurs peut aussi être la source de réticences de part et d'autre. Un important travail de co-construction dès les phases de conception des unités sera nécessaire pour limiter ces frictions.

	Fonction optimisée	Gain estimé par Nevezus
Pilotage des équipements (suivant les consommations, les coûts et les valorisations économiques possibles à tout instant)	Épurateur	10% d'énergie
	Process	5% d'énergie
Optimisation de l'autoconsommation par rapport aux approvisionnement réseaux	Autoconsommation Biogaz (pour réduire la demande en chaleur du site)	5% d'énergie
Optimisation biologique	Outil opti-bio encore en cours de développement	> 3% de production
Pilotage administrative et traçabilité des intrants		5 à 10000€/an
	Total des gains liés à l'exploitation	15-20% des coûts de l'unité

Fig. 9 : Exemple de gains moyens possibles avec le cumul des solutions de Nevezus

[1] Pour maximiser l'injection et limiter le torchage
[2] Garantie de la valorisation de l'autoproduction du site

Méthanisation Recherche

Quelles sont les conditions optimales pour éliminer les agents pathogènes lors de la méthanisation ?

EN BREF

Cette méta-analyse se base sur les résultats de 121 études pour déterminer les paramètres optimaux de la digestion anaérobie ainsi que l'utilité des pré- et post-traitements dans l'objectif de réduire la présence des agents pathogènes dans le digestat. Cette analyse met ensuite en regard ses conclusions avec les seuils réglementaires dans l'Union Européenne et aux États-Unis.

OBJET : Article publié dans *Renewable and Sustainable Energy Reviews (INRAE)*

DATE : Octobre 2024

LIEN VERS L'ARTICLE

OBJECTIF : Identifier les conditions de méthanisation qui facilitent la réduction des pathogènes pour garantir un digestat conforme aux normes sanitaires.

RÉSULTATS : L'augmentation de la température est le facteur le plus influent pour réduire la présence de pathogènes grâce à la digestion anaérobie mais elle ne peut suffire pour éliminer les pathogènes les plus résistants.

Contexte

En plus du biogaz, la méthanisation produit un résidu appelé « **digestat** », qui représente en moyenne **90%** de la masse en sortie et qui présente une valeur agronomique importante (cf. Figure 1). Ce résidu peut être séparé en deux phases : une **phase solide** riche en carbone qui peut être utilisée comme **amendement**[1], et une **phase liquide** composée d'eau et de **nutriments** (en particulier azote ammoniacal, phosphore, potasse) qui peut être utilisée comme **fertilisant**[1]. Le digestat peut ainsi être **directement épandu** sans transformation[2], **divisé** en deux phases pour dissocier les usages amendants et fertilisants (cf. Figure 2), **composté**, ou traité en vue d'une mise sur le marché comme engrais.

La valorisation du digestat par épandage présente de nombreux intérêts. Elle permet d'abord de réduire la dépendance de l'agriculture à l'égard des **fertilisants synthétiques**, dont la production et l'utilisation (via le protoxyde d'azote N_2O) sont fortement émettrices de gaz à effet de serre. Ensuite, le digestat présente plusieurs avantages par rapport aux intrants bruts (p. ex. les fumiers et lisiers qui peuvent aussi être épandus) : il a une **teneur en azote assimilable**[3] **plus élevée** et celui-ci est **disponible plus rapidement** pour les plantes, ce qui **améliore les propriétés fertilisantes** et **réduit**

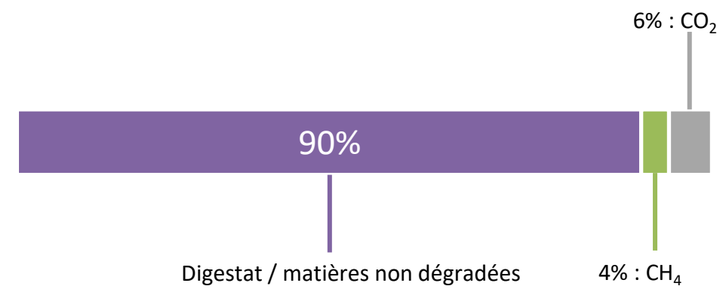


Fig. 1 : Proportion en masse des produits et sous-produits issus de la méthanisation (Source : État des lieux des technologies de gaz verts, GRDF et Blunomy)

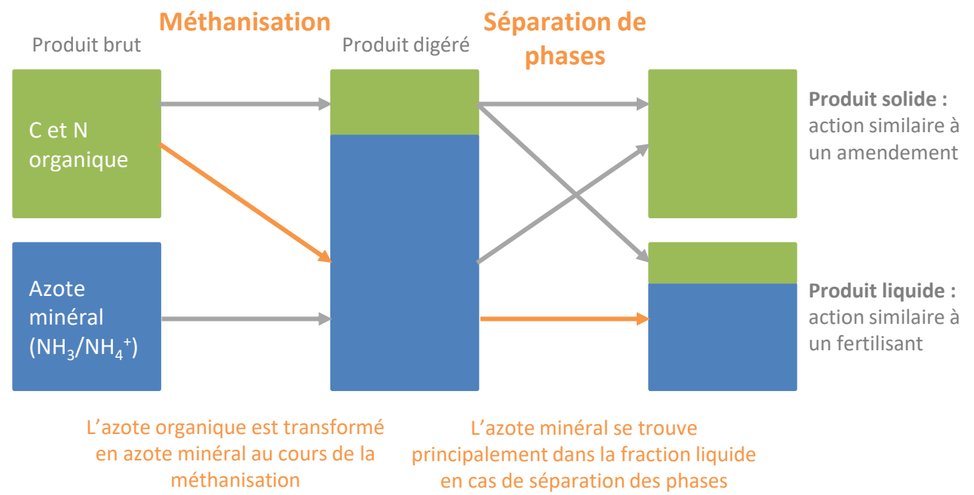


Fig. 2 : Schéma de la méthanisation montrant la valorisation du digestat par séparation de phase au cours du processus (Source : AILE)
En bleu : azote minéral
En vert : carbone et azote organiques

[1] Les amendements améliorent la structure physique du sol (rétention en eau, circulation de l'air, perméabilité, etc.) tandis que les fertilisants visent directement à nourrir la plante (minéraux, azote, phosphore, potassium).
[2] Dans le respect des obligations réglementaires liées aux plans d'épandage
[3] Seule la forme minérale soluble de l'azote (nitrate ou ammonium) est assimilable, c'est-à-dire qu'elle peut être directement absorbée par les plantes en croissance.

le risque de lessivage[1]. Par ailleurs, du fait notamment de l'**hygiénisation** (qui consiste à chauffer les intrants, souvent à 70 °C, pendant au moins une heure, et à une granulométrie maximale, souvent 12 mm, pour éliminer les pathogènes et respecter les normes sanitaires) de certains intrants comme les effluents d'élevage et les sous-produits animaux en amont de la digestion, et dans une moindre mesure des températures de digestion plus élevées que la température ambiante (de 30 à 40°C pour la digestion mésophile et de 50 à 60°C pour la digestion thermophile), le digestat **contient censément moins de pathogènes** que les intrants bruts.

Classification et réglementation sur les pathogènes

Pour autant, certains micro-organismes pathogènes peuvent persister après la digestion anaérobie : leur concentration doit être **maîtrisée** et faire l'objet d'une surveillance continue afin de **limiter les risques** sur les sols, la santé animale et humaine. C'est pourquoi l'Union Européenne a mis en place des **règlements** (p. ex. EC1069/2009 et EC142/2011 sur les sous-produits animaux et EC1009/2019 sur les produits fertilisants) qui encadrent strictement l'utilisation du digestat et fixent des normes strictes de concentration maximale en pathogènes. En plus de ces régulations européennes, certains États membres **encadrent les plans d'épandage**, comme la France, qui fixe des valeurs limites en pathogènes dans ses arrêtés ministériels.

L'élimination optimale de ces pathogènes est donc un enjeu important pour toute unité de méthanisation. Au-delà des **traitements thermiques** (comme l'hygiénisation) en amont ou en aval du digesteur, les conditions de la digestion (pH, température, humidité, etc.) peuvent exercer une influence sur la concentration en pathogènes des digestats. Un grand nombre d'équipes de recherche se sont intéressées à la manière dont ces conditions facilitent ou non l'élimination des pathogènes, mais ces études portent souvent sur un périmètre restreint (p. ex. un type de pathogènes spécifique) et offrent parfois des résultats non extrapolables ou contradictoires.

Objectifs et méthode

L'article ici étudié propose une **méta-analyse quantitative** menée sur des données issues de la littérature existante afin d'aborder la question avec une approche plus globale et holistique. L'objectif de cette méta-analyse est triple :

- **identifier les paramètres** de la digestion (température, pH, temps de rétention hydraulique[2], etc.) qui maximisent l'élimination des pathogènes,
- **évaluer l'impact des procédés de traitement** en amont et en aval de la digestion sur la réduction des pathogènes,
- **vérifier la conformité** des taux de pathogènes obtenus dans chacune des études analysées aux réglementations en vigueur.

Usuellement, les pathogènes sont classés en six catégories, résumées en Figure 3. Seule une partie de ces organismes ont été étudiés dans l'article de l'INRAE, en particulier **certains groupes de bactéries** (bactéries à Gram[3] négatif, à Gram positif ou sporulées[4] à Gram positif) et **virus**. Pour surveiller la présence des groupes, les réglementations européennes définissent des seuils associés à certains micro-organismes **« indicateurs »** de ces groupes (cf. Figure 4). Dans cette méta-analyse, les pathogènes sont analysés par groupe et les « indicateurs » ne servent qu'à vérifier leur pertinence pour représenter ces groupes.

Pour cet article, les chercheurs ont rassemblé et mené des analyses statistiques sur les données de **121 études** issues de tous les continents et contenant des résultats de tests à l'échelle du laboratoire, du site pilote, ou de site industriel.

Pathogène	Description	Exemples	Article
Bactéries	Organismes cellulaires, sans noyau	*Escherichia coli*	✓
		Salmonella	✓
		Streptococcus	✗
		Enterococcus spp.	✓
		Clostiridium perfingens	✓
		Coliformes fécaux	✓
Virus	Agent infectieux nécessitant une cellule pour déclencher sa réplication	Coliphage somatique	✓
		Norovirus	✗
Champignons	Être vivant aux tissus peu différenciés se reproduisant à l'aide de spores et se nourrissant de matière organique inerte, par parasitisme ou symbiose	*Aspergillus*	✗
Protéines	Macromolécules biologiques présentes dans toutes les cellules vivantes susceptible de prendre une forme pathogène par mauvais repliement	Prion	✗
Protozoaires	Organismes unicellulaires, avec noyau	*Trypanozoma cruzi*	✗

Fig. 3 : Principales typologies d'organismes pathogènes

Groupe étudié	Bactéries à Gram négatif	Bactéries à Gram positif	Bactéries sporulées à Gram positif	Virus
Indicateur dans la réglementation européenne	*Escherichia coli*	*Enterococcus spp.*	*Clostiridium perfringens*	Coliphage somatique

Fig. 4 : Pathogènes étudiés dans la méta-analyse (groupes et indicateurs correspondants dans les réglementations européennes)

[1] Le lessivage se produit lorsque certains nutriments (nitrates) sont dissous et entraînés par les eaux d'infiltration à la suite de pluie ou d'irrigation. Cela peut contaminer les nappes phréatiques.
[2] Temps de Rétention Hydraulique = temps de séjour dans le digesteur
[3] La coloration de Gram permet de distinguer 2 groupes de bactéries en fonction de leur paroi (épaisse pour les Gram-positifs, fine avec membrane externe lipidique pour les Gram-négatifs).
[4] Bactéries capables de produire des spores (structure résistante qui leur permet de survivre dans des conditions environnementales extrêmes).

Conclusions de la méta-analyse

Identification des paramètres qui maximisent l'élimination des pathogènes

Impact de l'inoculation artificielle des pathogènes pour les tests

Parmi les **121 études** initialement considérées par les chercheurs, un bon nombre d'entre elles basent leur analyse sur des intrants de méthanisation dans lesquels des pathogènes **allochtones**[1] sont **inoculés artificiellement**. En comparant leurs résultats avec ceux des études qui utilisent au contraire des pathogènes **autochtones**[1], les chercheurs concluent que les conditions d'inoculation artificielle sont associées à une **réduction plus importante de la teneur en pathogènes** (réduction par un facteur 10 000 contre seulement 100 pour les pathogènes autochtones). Cette différence s'explique à la fois par une meilleure incorporation et adaptation au milieu des pathogènes natifs, mais aussi par une inoculation à des concentrations souvent supérieures aux taux naturels de pathogènes dans les intrants.

Par conséquent, les résultats de ces études peuvent être biaisés et l'extrapolation de leurs conclusions peut conduire à **surestimer la capacité de la digestion à réduire la teneur en agents pathogènes**, au risque de ne pas mettre en œuvre les mesures nécessaires au respect de la réglementation. Afin d'atténuer ces biais potentiels, l'article ne restitue par la suite que les analyses qui utilisent uniquement les données relatives aux pathogènes autochtones (soit 810 données sur 941). Quoi qu'il en soit, la plupart de ces études confirment que la digestion anaérobie permet de réduire fortement le nombre de pathogènes, autochtones ou allochtones.

Impacts des groupes microbiens dans les intrants

Les chercheurs concluent que l'impact de la digestion **dépend largement de la nature des pathogènes considérés**.

Les bactéries à Gram négatif apparaissent comme les plus impactées par la digestion anaérobie avec une réduction par un facteur > 300 (cf. Figure 5). En effet, leur paroi fine et principalement composée de lipides est peu protectrice contre les pressions environnementales. Au contraire, les bactéries sporulées à Gram positif semblent les plus résistantes à la digestion avec un LR[2] moyen de 0,6 (soit une réduction par moins d'un facteur 5). Les chercheurs expliquent ce résultat par leur capacité à former des **spores intercellulaires très résistantes** au stress physique et chimique. Les bactéries à Gram positif et les virus présentent des taux d'élimination intermédiaires (réductions par un facteur entre 40 et 50). La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus pour les indicateurs classiques (cf. Figure 4) confirme leur fiabilité.

Impact de la température

La hausse de température joue un rôle majeur dans l'élimination des pathogènes en méthanisation, par l'altération des parois cellulaires, de l'ARN et des enzymes, comme l'ont déjà montré de nombreuses études. La méta-analyse confirme ces résultats et conclut que la digestion thermophile (50 à 60°C) conduit à une **réduction des pathogènes plus élevée** que la digestion psychrophile (température ambiante) et la digestion mésophile (30 à 40°C) et ce pour presque tous les groupes de bactéries, comme le montre la Figure 6.

Les **bactéries à Gram négatif montrent la plus grande sensibilité** à la chaleur, avec un écart dans les taux d'élimination supérieur à un facteur 1000 entre d'une part conditions thermophiles (LR = 4) et d'autre part conditions mésophiles (LR = 2,1) ou psychrophiles (LR = 1,8). L'écart est également très important pour les bactéries à Gram positif

Groupe	LR (et % de réduction équivalent)		LR de l'indicateur (et % de réduction équivalent)	
Bactéries à Gram négatif	2,7 ± 1	99,8%	2,9 ± 1	99,9%
Bactéries à Gram positif	1,7 ± 0,6	98%	1,6 ± 0,3	97,4%
Bactéries sporulées à Gram positif	0,6 ± 0,3	75%	0,6 ± 0,3	75%
Virus	1,8 ± 0,4	98,4%	1,4 ± 0,7	96%

Fig. 5 : Tableau comparatif des réductions des pathogènes des groupes étudiés

Dans cet article, la réduction des pathogènes est quantifiée en Logarithme de Réduction (LR) exprimé en $Log_{10}(N_0/N_1)$ où N_0 représente le nombre initial de micro-organismes dans les intrants, et N_1 le nombre de micro-organismes pathogènes après digestion anaérobie (et un éventuel post-traitement). Lorsque le LR augmente de 1, le nombre de pathogènes est divisé par 10 (par 100, lorsque LR augmente de 2, etc.).

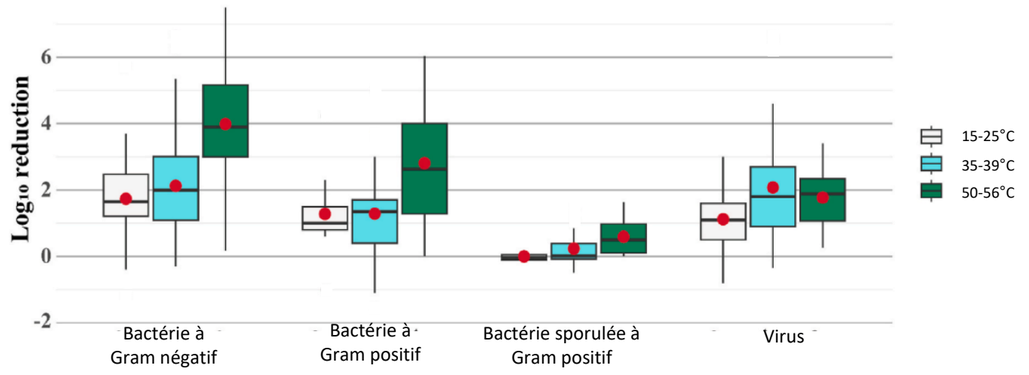


Fig. 6 : Impact de la température sur la réduction des différents groupes pathogènes pendant la digestion anaérobie

Point rouge : moyenne de l'échantillon
Trait noir : médiane de l'échantillon

[1] Autochtone = originaire de l'intrant, par opposition à Allochtone = importé dans les intrants par une inoculation artificielle
[2] Logarithme de Réduction, expliqué en Figure 5

(respectivement LR égaux à 2,9, 1,3 et 1,3), suivies des virus. Pour les bactéries sporulées à Gram positif, les tendances sont similaires, mais ces bactéries apparaissent **moins affectées par la température** en raison de la meilleure résistance à la chaleur des spores par rapport aux cellules végétatives[1] : l'élimination de ces pathogènes à température ambiante est quasi nulle et reste limitée à un facteur 3 pour les conditions thermophiles.

Impact du pH

La méta-analyse conclut qu'un pH neutre (autour de 7) est optimal pour le métabolisme (et donc la survie) de la plupart des micro-organismes. Pour tous les groupes de pathogènes, **plus le pH s'éloigne de cette valeur, plus l'élimination des pathogènes est efficace**. Ainsi, par exemple pour les bactéries à Gram négatif, des conditions légèrement basiques (pH entre 7,6 et 8) conduisent à un LR de 2,9, contre un LR de 3,3 pour un pH supérieur à 8,5. En effet, des pH très basiques ou très acides s'accompagnent respectivement de concentrations accrues en **NH_3** ou en **Acides Gras Volatils** (AGV) qui facilitent l'altération de l'ADN et la destruction des membranes lipidiques.

L'impact du pH reste néanmoins **spécifique à chaque groupe de pathogènes**. Comme le montre la Figure 7, les bactéries **à Gram négatif résistent plutôt mieux aux extrêmes de pH** que les autres pathogènes (écarts de LR moins importants) et semblent plus sensibles à l'acidité qu'à la basicité. Au contraire, les bactéries sporulées à Gram positif de même que les virus apparaissent plus sensibles à la basicité qu'à l'acidité.

Impact des procédés de pré-traitements des intrants et post-traitements des digestats (Figure 8)

En plus des conditions de digestion, la méta-analyse s'intéresse aussi à l'impact possible du **pré-traitement des intrants** (en amont de la digestion) et du **post-traitement du digestat** sur la concentration en pathogènes. Usuellement, le pré-traitement des matières organiques permet d'améliorer la disponibilité des matières biodégradables afin d'accélérer la cinétique de production et augmenter le volume de gaz produit. Certains traitements mécaniques (broyage, extrusion, défibreurs, etc.) sont déjà largement répandus ; d'autres technologies, notamment **thermochimiques** (e.g., ozonation, traitements alcalins), **physiques** (e.g., ultrasons, micro-ondes, irradiation) et **biologiques** (traitements enzymatiques ou fongiques), sont en développement. Ce sont ces dernières technologies, qui agissent directement sur les éléments au niveau microscopique, dont l'impact est ici étudié. Par ailleurs, le post-traitement du digestat est quant à lui d'habitude utilisé pour permettre sa valorisation en améliorant ses propriétés fertilisantes, le transformant en un produit commercialisable, réduisant les polluants et en l'**hygiénisant**. C'est à ce dernier type de traitements basés généralement sur des processus **thermiques**, que s'intéresse tout particulièrement l'article.

La méta-analyse conclut que, par comparaison avec la digestion anaérobie seule, les ajouts de **pré- et post-traitements améliorent l'élimination** des pathogènes par des facteurs respectifs de 17 et 57 (LR de 1,2 et 1,8 - Figure 8). Selon les chercheurs, cette **différence d'efficacité entre les pré- et les post- traitements** s'explique possiblement par le fait que même si les pré-traitements permettent d'éliminer les pathogènes, une partie d'entre eux **croissent à nouveau au cours de la digestion**. Autrement dit, mieux vaut ajouter un post-traitement pour une élimination la plus efficace possible.

Par ailleurs, **peu d'écart est observé dans l'efficacité des différents types de pré- et post-traitements** pour éliminer les pathogènes[2].

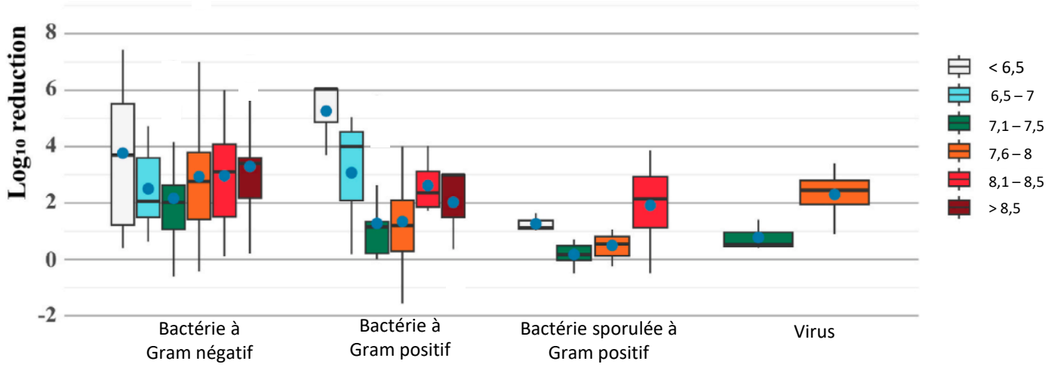


Fig. 7 : Impact du pH sur la réduction des différents groupes pathogènes pendant la digestion anaérobie
Point bleu : moyenne de l'échantillon
Trait noir : médiane de l'échantillon

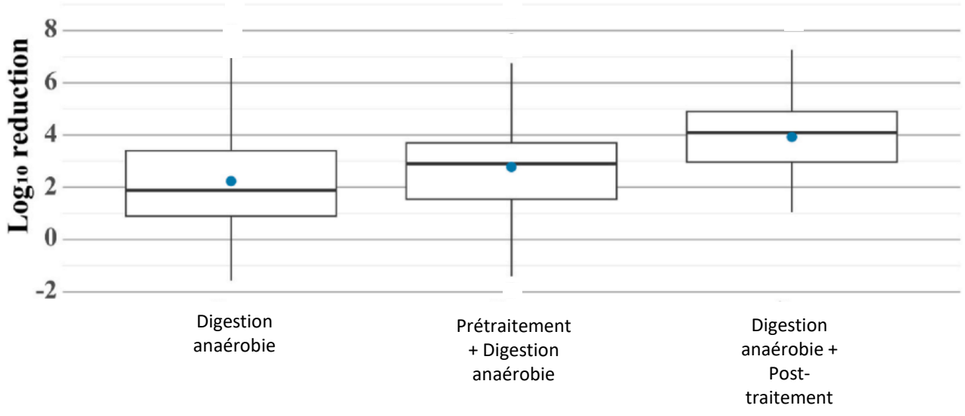


Fig. 8 : Impact des pré- et post-traitements sur la réduction des pathogènes par rapport à la digestion anaérobie simple
Point bleu : moyenne de l'échantillon
Trait noir : médiane de l'échantillon

[1] Les spores sont des structures inactives produites dans des conditions environnementales défavorables pour assurer la survie de certains organismes alors que les cellules végétatives sont des cellules vivantes qui peuvent succomber aux pressions environnementales.
[2] À l'exception de l'ozonation qui présente des LR supérieurs mais avec peu de données disponibles

Comparaison avec les limites réglementaires

Les chercheurs ont finalement comparé les taux de pathogènes obtenus à l'issue des différentes analyses dans les articles étudiés avec les **taux réglementaires en vigueur dans l'Union Européenne** (ABP Regulation – CE 142/2011) **et aux États-Unis** (Class A biosolids regulation – EPA/600/R-22/194). Cette comparaison reste néanmoins largement indicative dans la mesure où ces analyses n'ont pas été menées avec des concentrations en pathogènes initiales identiques ni spécifiquement avec la volonté de respecter ces réglementations.

L'équipe de chercheurs conclut que la digestion thermophile reste la voie la plus efficace pour abaisser les niveaux d'*E. coli, Salmonella* et *Enterococcaceae* sous les seuils européens, et les seuils de *Salmonella* et *coliformes fécaux* sous les seuils américains, surtout quand elle est couplée à des pré- ou des post-traitements. Cependant, d'autres pathogènes résistants comme *C. perfringens** persistent, posant des défis supplémentaires. Un résumé détaillé des résultats de cette comparaison est présenté en Figure 9.

Conclusion

La digestion anaérobie permet de réduire la concentration en pathogènes dans les digestats. S**on efficacité dépend largement de nombreux paramètres de réaction** (nature des pathogènes, température, pH, durée de réaction, etc.) et des traitements associés. L'analyse de sensibilité menée par les chercheurs leur permet ainsi de conclure que les facteurs les plus influents sont la **nature des pathogènes** présents dans les intrants et la **température.**

La digestion anaérobie seule ne suffit pas à éliminer totalement les pathogènes les plus résistants. Par exemple, les conditions thermophiles améliorent significativement leur élimination, mais certaines bactéries sporulées à Gram positif peuvent persister. Développer des **approches combinées** (avec traitements) **et optimisées** (conditions de la méthanisation) peut améliorer encore l'élimination des pathogènes et le recours à une hygiénisation après la digestion pour les pathogènes les plus résistants permet de garantir un digestat sûr.

Le choix de ces approches combinées doit se faire de manière à respecter les normes en vigueur mais aussi à minimiser les coûts pour les unités de méthanisation : ainsi, le choix des technologies de traitement (qui présentent une efficacité similaire) peut se faire selon des facteurs économiques (les traitements thermiques, aujourd'hui les plus matures et les moins coûteux, sont privilégiés par les chercheurs). Dans la mesure où la plupart des conditions testées semblent permettre d'obtenir des taux de pathogènes inférieurs aux seuils réglementaires, le choix de ces conditions doit aussi être guide par des considérations de volume de production de biogaz et d'efficacité énergétique.

Conditions	Pathogènes	UE	US
Mésophiles Les conditions mésophiles avec traitements permettent de diminuer les taux de presence mais ne changent pas les conclusions par rapport aux seuils des normes pour les pathogènes considérés.	*Escherichia coli*	✓	NA
	Salmonella	✗	✓
	Enterococcaceae	✓	NA
	Enterobacteriaceae	✓	NA
	*Clostridium perfringens**	✗	NA
	Coliformes fécaux	NA	✗
Thermophiles	*Escherichia coli*	✓	NA
	Salmonella	✓	✓
	Enterococcaceae	✓	NA
	Enterobacteriaceae	✓	NA
	*Clostridium perfringens**	✗	NA
	Coliformes fécaux	NA	✓

Fig. 9 : Tableau présentant la conformité par rapport aux normes européennes et américaines des taux de pathogènes retrouvés après digestion anaérobie en conditions thermophiles et mésophiles

*Ce type de bactérie est généralement présent dans les excréments d'animaux, intrants pour lesquels une hygiénisation est obligatoire (généralement, matières tenues à 70°C pendant 60 minutes)

Méthanisation Recherche

Potentiel de réduction des émissions de protoxyde d'azote (N_2O) des terres agricoles par l'inoculation de bactéries dans les digestats

EN BREF

L'article vise à évaluer la capacité de la bactérie CB-01 à réduire les émissions de protoxyde d'azote N_2O du sol en utilisant les digestats issus de la production de biogaz. Quoique son potentiel d'élimination du N_2O soit moindre en comparaison d'autres bactéries, CB-01 présente des avantages : survie, pas d'impact négatif sur le microbiome, non-toxicité... Les expériences ont été menées en laboratoire et sur des parcelles agricoles.

OBJET : Article publié dans *Nature* (Norwegian University of Life Sciences)

DATE : Mai 2024

LIEN VERS L'ARTICLE

OBJECTIF : Analyser le potentiel de réduction des émissions de N_2O de la bactérie CB-01 lorsqu'elle est introduite dans les digestats et extrapoler les résultats pour estimer son potentiel à l'échelle européenne.

RÉSULTATS : La bactérie CB-01 est un bon candidat pour réduire fortement les émissions de N_2O : son utilisation à l'échelle de l'Europe pourrait notamment les réduire de 2,7%.

Contexte

Le **protoxyde d'azote N_2O** est un puissant gaz à effet de serre dont le Potentiel de Réchauffement Global[1] est environ 298 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone CO_2. Il est, après le CO_2 et le méthane, le troisième gaz à effet de serre le plus abondant (en volume), principalement du fait des **émissions anthropiques liées à l'agriculture** : en 2023, 70% des émissions mondiales de N_2O provenaient du secteur agricole, via l'épandage d'engrais azotés notamment.

En effet, quand ces engrais sont appliqués sur les cultures, du **N_2O est libéré dans l'atmosphère** par la combinaison de deux réactions (cf. Figures 2 et 3) :

- La **nitrification** correspond à l'oxydation de l'ion ammonium NH_4^+ par certaines bactéries « nitrifiantes » présentes dans le sol, produisant du **NO_3^-**
- La **dénitrification** correspond à l'action des bactéries dites « dénitrifiantes » sur le réactif NO_3^- pour produire du **N_2**

Ces réactions sont décrites en Figures 2 et 3. Trouver un moyen de réduire ces émissions est un enjeu majeur.

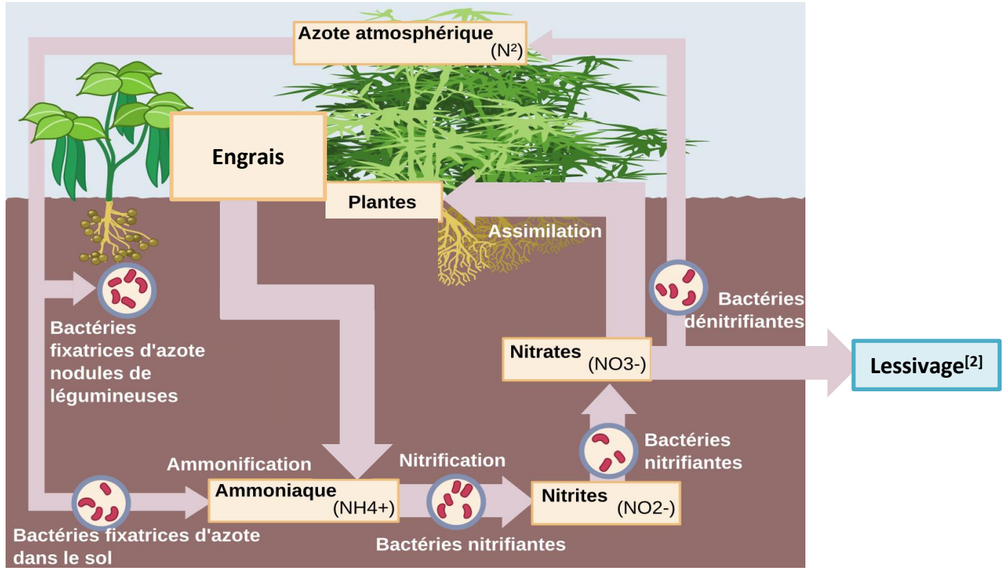


Fig. 1 : Assimilation de l'azote atmosphérique et des engrais par les plantes (Source : Permaforêt)

1 $2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 4H^+ + 2H_2O$

2 $NO_2^- + H_2O \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + 2e^-$

Fig. 2 : Étapes de la nitrification

1 $NO_3^- + 2H^+ + 2e^- \rightarrow NO_2^- + H_2O$

2 $NO_2^- + 2H^+ + e^- \rightarrow NO + H_2O$

3 $2NO + 2H^+ + 2e^- \rightarrow N_2O + H_2O$

4 $N_2O + 2H^+ + 2e^- \xrightarrow{NosZ} N_2 + H_2O$

Fig. 3 : Étapes de la dénitrification

[1] Indique la capacité d'un gaz à effet de serre à piéger la chaleur dans l'atmosphère sur un horizon temporel déterminé (souvent 100 ans), par rapport à une substance de référence, le dioxyde de carbone dont le PRG sur 100 ans est pris égal à 1.

[2] En plus des émissions de N_2O, l'utilisation d'engrais en trop grandes quantités entraîne parfois d'autres problèmes pour l'environnement comme le lessivage des ions nitrates. Les ions dissous dans l'eau sont entraînés en aval dans les cours d'eau et les polluent, ce qui peut provoquer la croissance d'algues et une forte désoxygénation des eaux, léthale pour leurs faunes.

Ces bactéries dénitrifiantes pourraient néanmoins être elles-mêmes une solution au problème des émissions de N_2O. En effet, certaines espèces possèdent des gènes leur permettant de coder **une enzyme qui capte le protoxyde d'azote : la N_2O-réductase (NosZ).** Cette enzyme permet ainsi aux bactéries qui la produisent de **transformer le N_2O en N_2** et donc d'en **éviter les émissions** dans l'atmosphère.

Selon la littérature scientifique, augmenter l'activité et l'abondance des bactéries capables de produire l'enzyme NosZ est une piste prometteuse pour réduire les émissions de N_2O liées à l'agriculture. L.A. Domeignoz et al. ont par exemple réussi à obtenir une réduction de 189% des émissions de N_2O sur quatre différents types de sols en utilisant la bactérie *Dyadobacter fermentans* qui produit la NosZ[1].

Pour cette recherche, l'équipe de chercheurs a ciblé une autre bactérie répondant à ces critères : ***Cloacibacterium sp.***, ou **CB-01**. Cette bactérie possède plusieurs propriétés qui en font un bon candidat pour limiter les émissions de N_2O :

- Elle possède le gène qui code l'expression de **l'enzyme NosZ** lui permettant de convertir le N_2O en N_2
- Elle ne possède **pas les gènes pour la réduction du NO_3^- ni du NO_2^-** (étapes 1 et 2 de la dénitrification) et ne peut donc pas produire de N_2O à partir de ces composés
- Même si la bactérie a le gène exprimant l'enzyme pouvant transformer le NO en N_2O (étape 3 de la dénitrification), l'activité de cette enzyme est minoritaire : la CB-01 produit donc des **quantités négligeables de N_2O** par cette voie.

Dans l'article, les chercheurs examinent tout d'abord le **potentiel théorique** de la bactérie en tant que **« puits de N_2O »** avant de le tester avec des expériences en **laboratoire** et sur le **terrain** sur des sols fertilisés avec du **digestat enrichi en CB-01**. Enfin, les chercheurs extrapolent les résultats et évaluent le potentiel de cette technologie pour la **réduction des émissions de N_2O à l'échelle de l'Union Européenne**.

Résultats de l'expérience

Potentiel de la bactérie CB-01 pour capter le N_2O

L'objectif de cette première partie de l'étude est de **mesurer le potentiel de la bactérie CB-01** pour capter le N_2O (et le transformer en N_2) puis **comparer ce potentiel à d'autres bactéries dénitrifiantes**. Pour cela, les chercheurs ont cultivé des souches de CB-01 et d'autres bactéries comme *Dechloromanas aromatica RCB* ou *Azospira sp.I09* (voir Figure 4) en conditions de **laboratoire** en **enrichissant leur milieu en nitrate** (NO_3^-) pour stimuler la dénitrification. Les chercheurs mesurent, pour cette comparaison, trois indicateurs pour chaque souche :

- Les **émissions de N_2O**,
- La **vitesse maximale** de la réaction de l'étape 4 de la dénitrification (V_{max}), qui représente la capacité maximale des enzymes NosZ des bactéries à catalyser la réaction lorsqu'elle est saturée par son substrat (N_2O). Ici, elle reflète la **capacité maximale des enzymes des bactéries à réduire le N_2O en N_2**,
- L'**efficacité catalytique** (V_{max}/K_m) qui mesure l'efficacité d'une enzyme lorsqu'elle agit à des concentrations faibles de substrat (N_2O). Cet indice combine la vitesse maximale (V_{max}) et l'affinité de l'enzyme pour le substrat (K_m). Plus le ratio est élevé, plus l'enzyme est efficace pour convertir le N_2O en N_2 à de faibles concentrations de substrat.

Bactéries avec les propriétés les plus intéressantes : haute capacité à réduire le N_2O en N_2 y compris pour des concentrations faibles de N_2O

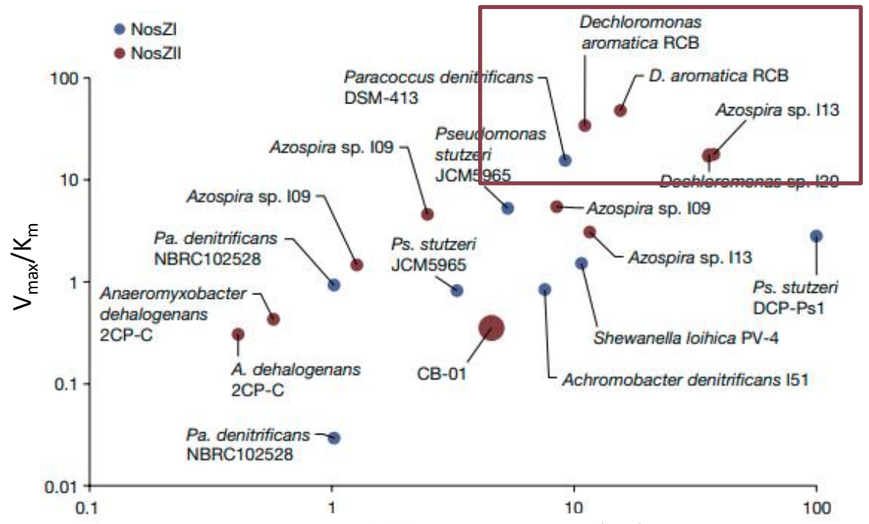


Fig. 4 : Comparaison du potentiel de réduction des émissions de N_2O de la bactérie CB-01 par rapport à d'autres souches bactériennes

Les couleurs rouge et bleu correspondent à deux types différents d'enzyme NosZ

[1] L.A. Domeignoz, M. Putz, A. Spor, D. Bru, MC. Breuil. S. Hallin, L. Philippot, Non-denitrifying nitrous oxide-reducing bacteria – An effective N_2O sink in soil, 2016

Les résultats expérimentaux confirment que la bactérie CB-01 est capable de réduire la concentration de N_2O au cours de la réaction. En particulier, l'étude conclut, comme le montre la Figure 5, que la réduction du N_2O s'accentue lorsque le niveau d'oxygène (O_2) est bas, témoignant du **bon fonctionnement de la bactérie en conditions anaérobies**.

Le potentiel de CB-01 pour réduire les émissions de N_2O dépend d'abord de la proportion des CB-01 qui vont réellement synthétiser l'enzyme d'intérêt (toutes ces bactéries possèdent le gène nécessaire, mais seule une partie va l'exprimer). Sur la Figure 5, chaque triangle représente une mesure, tandis que les lignes pleines et pointillées correspondent à des simulations. Les chercheurs observent que c'est la ligne rouge, c'est-à-dire la simulation qui prend pour hypothèse une proportion de seulement **3% de bactéries capables de synthétiser l'enzyme NosZ**, qui correspond le mieux aux mesures réelles. Cette faible présence de l'enzyme s'explique possiblement par une stratégie connue en biologie sous le nom de **« bet-hedging »** : une stratégie **adaptative** consistant pour les bactéries à réduire les risques liés à l'incertitude de leur milieu et à maximiser les chances de survie sur le long terme en diversifiant leurs comportements, même si cela peut impliquer un compromis en termes de performances immédiates. En comparaison (ligne pointillée noire), les émissions de N_2O auraient été réduites de 100% deux fois plus rapidement si toutes les bactéries CB-01 avaient exprimé NosZ.

Par ailleurs, **les performances de CB-01 restent relativement moyennes** comme le montre la comparaison avec d'autres souches réductrices de N_2O :

- sa vitesse maximale (*Vmax*) est dans la moyenne (axe horizontal de la Figure 4),
- son efficacité catalytique (*Vmax/Km*) est dans la fourchette basse par rapport aux autres bactéries (axe vertical), la bactérie a peu d'effet sur le N_2O lorsque ce dernier est peu concentré.

Expériences sur des sols fertilisés, en laboratoire

Dans le cadre de l'**expérience en laboratoire**, l'objectif est à la fois de s'intéresser à la réduction du N_2O par la bactérie CB-01 et d'évaluer sa survie lorsqu'elle est implantée dans un digestat, dans des **conditions contrôlées artificiellement de température et d'humidité**. Pour cela, CB-01 est cultivée dans du digestat puis mélangée avec un sol argilo-limoneux de pH neutre. L'expérience est menée dans des tubes de 50 ml contenant 9,4 g de sol, auxquels sont ajoutés le digestat contenant CB-01 et de l'eau stérile. Ces tubes sont stockés à 15°C dans une chambre sombre et humide. Les émissions de N_2O sont mesurées au cours de l'expérience et des échantillons sont analysés à intervalles réguliers pour quantifier la présence de CB-01 dans le sol.

Du point de vue de la réduction du N_2O, les résultats mettent en évidence une **diminution marquée des émissions de N_2O dans les sols traités avec CB-01** par rapport aux sols témoins. Dans le cas témoin, les émissions de N_2O sont particulièrement importantes juste après l'épandage du digestat, avec un pic d'émissions sur les quelques jours suivant la fertilisation. Selon l'article, l'application du digestat enrichi en CB-01 permet de réduire l'ampleur de ce pic de 94% (cf. Figure 6), suggérant que **CB-01 agit rapidement** pour limiter la conversion de l'azote en N_2O. Cette réduction se prolonge sur une période significative même si l'efficacité diminue légèrement avec le temps. Les échantillons du sol montrent aussi que CB-01 **survit pendant une période prolongée**, même si sa concentration diminue au fil du temps.

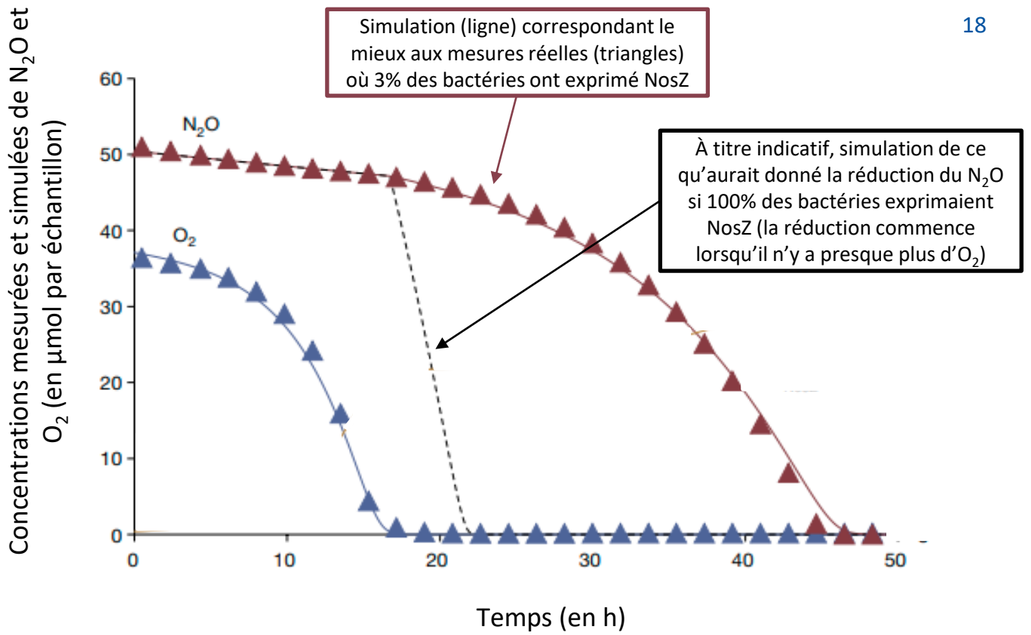


Fig. 5: Réduction de la concentration de N2O par la bactérie CB-01 au cours du temps

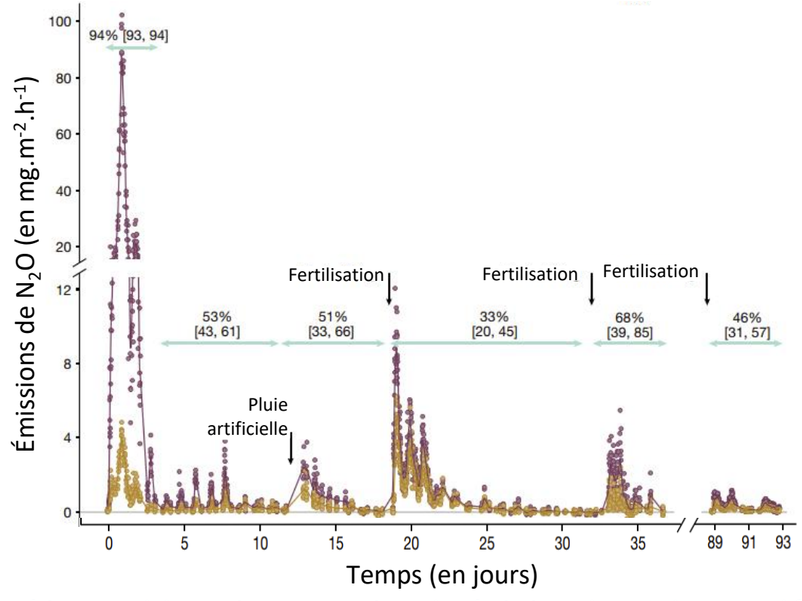


Fig. 6 : Expérience en laboratoire, comparaison des émissions de N_2O dans un sol fertilisé au digestat dopé avec des bactéries CB-01 (jaune) et dans un sol fertilisé sans dopage (violet)

Expérience sur des sols fertilisés, sur le terrain

Dans l'**expérience sur le terrain**, l'objectif est encore de s'intéresser à la réduction du N_2O par la bactérie CB-01 et d'en évaluer la persistance dans des sols agricoles réels, dans des conditions avec épandage de digestat sur des parcelles de 0,5 m^2. Des échantillons de sol sont prélevés dans des parcelles expérimentales à deux moments différents : **9 jours et 280 jours après la fertilisation**. Comme précédemment, les émissions de N_2O sont mesurées, et les échantillons sont analysés pour quantifier l'abondance de CB-01.

Les chercheurs concluent que la bactérie a un **effet positif sur la diminution des émissions de N_2O puisque le premier pic d'émissions est cette fois réduit de 64%** sur les 10 premiers jours (Figure 7). Une réduction de 12% est observée du jour 10 au jour 280. CB-01 est détectée dans le sol au moment des deux prélèvements, avec une diminution progressive de son abondance.

Modification du microbiome local et étude de la toxicité

Les chercheurs s'intéressent enfin à l'**impact de CB-01 sur le microbiome local**, afin de vérifier qu'elle ne perturbe pas ses fonctions principales. L'objectif est de comprendre comment l'introduction de la bactérie affecte les communautés microbiennes du sol. Pour cela, des échantillons de sol sont soumis à un **séquençage ADN** pour étudier la présence de communautés microbiennes et analyser leur diversité.

Au début de l'expérience, les chercheurs mettent en évidence une petite variation dans les communautés microbiennes entre les échantillons avec et sans CB-01, suggérant un **impact transitoire sur le microbiome du sol**. Cependant, au fur et à mesure du temps, cet effet s'estompe ; à la fin de l'expérience, les communautés microbiennes des sols témoins et de ceux traités avec CB-01 sont similaires. CB-01 n'induit donc **pas de modification significative de la diversité globale des communautés** et ne réduit pas la diversité microbienne dans le sol.

Par ailleurs, dans les conditions étudiées, ce séquençage ADN ne permet pas de conclure que la bactérie CB-01 présente une pathogénicité humaine ou des gènes de résistance aux antibiotiques, suggérant que cette souche est sans danger pour une utilisation agricole.

Extrapolation des résultats expérimentaux pour l'évaluation du potentiel de réduction des émissions de N_2O à l'échelle de l'Europe

Les chercheurs tentent enfin d'estimer le potentiel des traitements à base de CB-01 pour réduire les émissions de N_2O des sols agricoles européens. Pour ce faire, ils utilisent le **modèle GAINS**[1] pour estimer les réductions d'émissions possibles pour l'année 2030 en Europe, en supposant l'utilisation généralisée de bactéries réductrices de N_2O (comme CB-01) dans la gestion du fumier liquide notamment. Le modèle prend en compte une **réduction de 60 % des émissions de N_2O** obtenue lors des expériences sur le terrain, pour un digestat à base de fumier liquide traité avec CB-01.

Les chercheurs prennent également comme hypothèse que le digestat est disponible seulement dans les fermes pour lesquelles la digestion anaérobie est rentable, c'est-à-dire **pour les entités agricoles d'au moins 100 unités de bétail**.

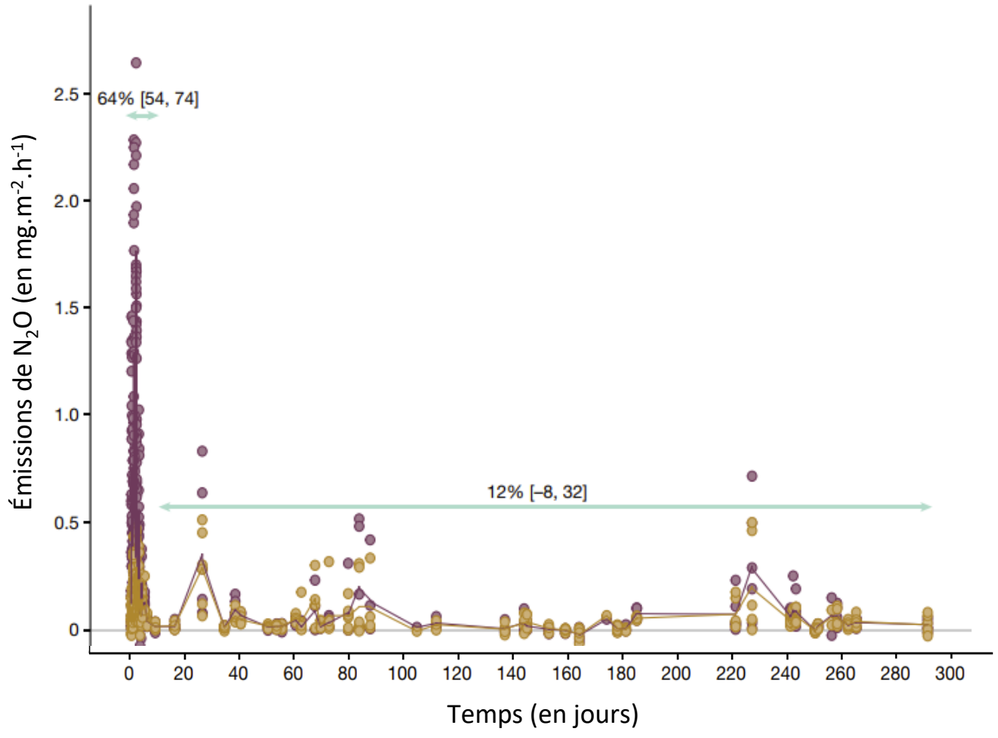


Fig. 7 : Expérience de terrain : comparaison des émissions de N_2O dans un sol fertilisé au digestat dopé avec des bactéries CB-01 (jaune) et dans un sol fertilisé sans dopage (violet)

[1] Le modèle GAINS (Greenhouse gas - Air pollution Interactions and Synergies), développé par l'IIASA, est un outil d'analyse qui évalue les interactions entre la pollution atmosphérique et les gaz à effet de serre, ainsi que les potentiels et les coûts futurs de réduction des émissions. En combinant des données économiques, énergétiques et agricoles, il identifie les synergies et compromis des stratégies de contrôle des émissions pour proposer des solutions rentables et maximiser les bénéfices environnementaux et climatiques à différentes échelles, tout en optimisant les politiques environnementales à l'échelle mondiale.

L'hypothèse que seulement les fermes disposant de fumier liquide implémentent l'épandage de digestat dopé en CB-01 a également été prise en compte dans le modèle. Enfin, les émissions indirectes ainsi que les autres émissions du sol dues au pâturage, à l'ajout d'engrais minéraux ou à l'épandage d'engrais de ferme (systèmes à base d'engrais solides) sont laissées inchangées.

Les résultats ont montré que l'utilisation de CB-01 pour réduire les émissions de N_2O pourrait entraîner une **réduction totale des émissions de N_2O en Europe de 2,7 %** (en supposant ici son application pour tous les digestats de lisiers pour les fermes avec au moins 100 unités de bétail). Cette réduction serait plus importante dans les pays où les systèmes d'épandages de fumier sont largement utilisés. En outre, l'extension de cette technologie aux fumiers solides et aux résidus végétaux pourrait conduire à des réductions encore plus importantes, jusqu'à 24 % en Europe. Ces résultats soulignent le potentiel de CB-01 et d'autres bactéries similaires pour contribuer à la réduction des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur agricole européen.

Conclusion

Les résultats expérimentaux indiquent que la souche **CB-01 offre un potentiel significatif pour réduire les émissions de N_2O dans l'agriculture**, lorsqu'elle est appliquée via le digestat. Son efficacité dans les conditions de laboratoire, combinée à sa persistance observée sur le terrain, en fait une solution prometteuse pour les pratiques agricoles durables. L'impact sur les communautés microbiennes du sol semble être minime, ce qui est prometteur pour son utilisation à long terme. De plus, les simulations à l'échelle européenne suggèrent que l'utilisation de CB-01 dans la gestion du fumier pourrait réduire de manière substantielle les émissions de N_2O à l'échelle européenne. Ces résultats ouvrent la voie à des applications futures dans la gestion des sols agricoles à l'échelle mondiale, offrant ainsi un levier important pour lutter contre le réchauffement climatique.

Cette solution bien que prometteuse a tout de même certaines limites. Tout d'abord, la bactérie CB-01 doit d'abord **être cultivée en laboratoire, puis inoculée dans les digestats** avant que ces derniers soient épandus, ce qui peut augmenter les coûts associés à la fertilisation et poser des **contraintes techniques** : où cultiver ces bactéries en quantités suffisantes pour permettre une réduction massive des émissions de N_2O ? Comment les intégrer aux digestats directement sur les unités de méthanisation ? En quelle proportion ?). Ces contraintes limiteront dans un premier temps l'application de cette solution à une grande échelle.

Par ailleurs, ces premiers résultats laissent quelques questions en suspens et mériteraient des études complémentaires avant d'envisager une industrialisation du procédé, par exemple :

- L'analyse des possibles impacts sanitaires de la bactérie CB-01 devrait être approfondie,
- La survie et l'efficacité de la bactérie CB-01 devraient être confirmées pour différents types de digestats,
- Les mêmes démarches expérimentales devraient être menées avec d'autres bactéries ayant une meilleure efficacité que CB-01 pour déterminer leur capacité à survivre dans les digestats, et éventuellement mettre en évidence des bactéries avec un potentiel de réduction à grande échelle plus important.

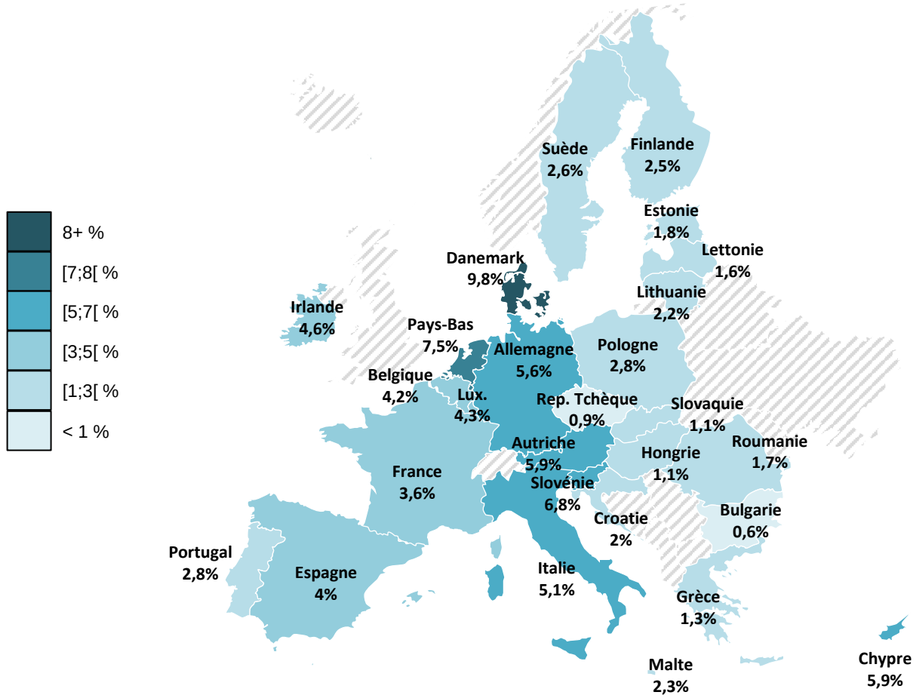


Fig. 8 : Potentiels de réductions des émissions de N_2O par pays de l'UE

Méthanisation Recherche

Utiliser de l'hydrochar modifié pour améliorer la production de méthane par digestion anaérobie ?

EN BREF

Cette étude cherche à quantifier le gain de production de méthane par l'usage d'hydrochar et en particulier d'hydrochar modifié avec de l'azote ou du fer. Elle conclut que leur utilisation augmente la production de méthane de 30% pour l'hydrochar seul, de 36% pour l'hydrochar modifié au fer, et de 46% pour l'hydrochar modifié à l'azote.

OBJET : article publié dans *Journal of Environmental Chemical Engineering*

DATE : Septembre 2024

LIEN VERS L'ARTICLE

OBJECTIF : examiner l'impact de l'hydrochar modifié à l'azote et au fer sur la production de méthane et les communautés microbiennes lors de la méthanisation de fumier bovin et de paille de maïs.

RÉSULTATS : l'utilisation d'hydrochar modifié a donné lieu à une hausse de la production de méthane par rapport au groupe témoin (sans hydrochar), de 36% (Fe) à 46% (N).

Contexte

La méthanisation, quoique mature et largement déployée, reste un processus microbiologique **complexe** nécessitant un **pilotage précis** pour maintenir des conditions propices à la production de méthane. En particulier, plusieurs éléments sont susceptibles d'inhiber la réaction de digestion. On appelle '**inhibition**' le **ralentissement** ou l'**arrêt de la production** de CH_4, généralement causé par la présence de certains composés (dits inhibiteurs) comme l'**azote ammoniacal** (NH_3 et NH_4^+), le **sulfure d'hydrogène** (H_2S), l'**hydrogène** (H_2), plusieurs **éléments minéraux** (magnésium, sodium, potassium), les **métaux lourds**, les **acides gras volatils** (AGV), etc. Lorsque ces inhibitions n'empêchent pas le fonctionnement du méthaniseur, elles réduisent son rendement. Par exemple, de nombreuses études dont l'université de Groningen a fait la revue[1] ont mis en évidence des pertes de rendements de 30-40% (jusqu'à 90%) causées par des excès d'ammoniac. Un article décrypté lors de notre veille de juillet 2024[3] mentionnait quant à lui un gain potentiel de production de CH_4 de 40 % en retirant l'ammoniac présent à une concentration de 5 g/L dans le digesteur. Certains de ces mécanismes d'inhibition sont décrits en Figure 1.

Facteur	Mécanisme
pH	Le pH idéal au bon fonctionnement des bactéries de l'acétogenèse et la méthanogenèse est de 6,5 à 7,5. Un pH inférieur (environnement acide) peut inhiber ces réactions et limiter la production de biogaz.
Ammoniac libre (NH_3)	L'azote ammoniacal sous sa forme libre NH_3 peut facilement pénétrer dans les cellules des archées méthanogènes, perturber leur équilibre et inhiber les enzymes nécessaires à la production de CH_4.
Sulfate (SO_4^{2-})	Les bactéries réduisant sulfate en sulfure consomment les acides gras volatils (AGV) et l'hydrogène et entrent donc en compétition avec les réactions de méthanogenèse et acétogenèse.
Sulfure d'hydrogène (H_2S)	Le sulfure d'hydrogène peut facilement pénétrer dans les cellules des archées méthanogènes et se lier aux enzymes, bloquant ainsi leur fonctionnement.
Acides Gras Volatils à longue chaîne	Les AGV à longue chaîne, plus complexes à dégrader que ceux à courte chaîne, ont un comportement doublement inhibiteur : (1) contribuant à acidifier le milieu et (2) perturbant le métabolisme des archées méthanogènes en se fixant à leur membrane.
Sels minéraux	Les sels minéraux (Mg^{2+}, Na^+, K^+) peuvent provoquer un déséquilibre ionique qui favorise la déshydratation des cellules.

Fig. 1 : Principaux facteurs d'inhibition de la réaction de méthanisation [1,2]

Composition	Matériau solide poreux, riche en carbone, produit par carbonisation hydrothermale[4], de formule $(C_6H_2O)_n$
Usages potentiels	• Combustion • Production de gaz de synthèse • Matériau d'absorption (p. ex. filtres)
Différence avec le biochar	Le biochar, souvent produit par pyrogazéification, est plus poreux et moins dense que l'hydrochar, et est souvent utilisé pour des usages agronomiques.

Fig. 2 : Caractéristiques de l'hydrochar de carbonisation hydrothermale

[1] C Cornet, Inhibiting factors in the anaerobic digestion process for biogas production, 2017
[2] Pour plus de détails sur l'inhibition : S Poirier, Inhibitions de la digestion anaérobie, 2016
[3] GRDF et Blunomy, Veille technologique sur les filières gaz verts #4, juillet 2024
[4] Procédé qui transforme la biomasse humide ou miscible à l'eau en un matériau carboné appelé hydrochar, en chauffant la biomasse (180–260 °C) dans de l'eau sous pression (10-50 bar) en l'absence d'oxygène. Les intrants usuels sont les boues de STEP, les résidus industriels, les déchets organiques urbains, les déchets et effluents agricoles, les digestats non épandables, etc.

La littérature scientifique avance que l'utilisation de **matériaux carbonés** (ex. charbon) pourrait permettre de surmonter les problèmes d'inhibition liés aux Acides Gras Volatils. En effet, la digestion anaérobie fait intervenir différents types de microbes dans une réaction en chaîne pour décomposer la matière. Certains microbes **produisent des électrons** au moment de cette décomposition, **d'autres en ont au contraire besoin**. Les matériaux carbonés, meilleurs conducteurs, **augmenteraient le transfert d'électrons** entre espèces bactériennes, **faciliteraient la dégradation des AGV à longue chaîne**, favorisant ainsi la formation de CH_4 par les archées méthanogènes.

Parmi les composés à base de carbone, l'**hydrochar** (description en page précédente) est un matériau prometteur car il présente des caractéristiques physico-chimiques qui facilitent ces transferts d'électrons (notamment sa grande surface spécifique[1] et sa proportion de groupes fonctionnels[2] contenant de l'oxygène).

Une étude récente par Y. Yang et al. a ainsi prouvé que lors de la méthanisation, l'ajout d'hydrochar produit à partir de digestat peut augmenter entre 15 et 27 % la production de biométhane[3]. D'autres équipes de chercheurs, dont celle qui a publié l'article que nous étudions ici, souhaitent montrer qu'il est possible d'améliorer encore ces rendements en modifiant la composition des hydrochars. Ces modifications consistent par exemple à accroître la proportion de groupes chimiques fonctionnels contenant de l'oxygène par **ajout d'atomes de fer (Fe) et d'azote (N)**.

Cet article cherche donc à comparer l'impact des hydrochars simples et modifiés sur la production de méthane et sur les communautés microbiennes lors de la méthanisation de **fumier bovin** ainsi que de **paille de maïs**.

Expérience et résultats

Pour réaliser cette comparaison, l'équipe de chercheurs étudie en particulier la **production de biogaz**, la **production de méthane**, la **concentration de plusieurs composés inhibiteurs**, les conditions de fonctionnement (p. ex. température et pH) ainsi que la composition bactérienne. L'expérience est réalisée en voie liquide en laboratoire. Elle compare quatre groupes expérimentaux qui utilisent chacun un mélange identique de fumier (137,5 g) , de paille (45,1 g), d'eau (425 mL) et de micro-organismes (240 g) :

- Groupe « Témoin » : sans ajout d'hydrochar.
- Groupe « Hydrochar » : avec ajout d'hydrochar (2,4g d'hydrochar)
- Groupe « Hydrochar-Fe » : avec ajout d'hydrochar modifié au fer Fe (2,4g d'hydrochar)
- Groupe « Hydrochar-N » : avec ajout d'hydrochar modifié à l'azote N (2,4g d'hydrochar).

L'hydrochar utilisé est produit à partir du digestat d'une unité de méthanisation, et modifié par enrichissement en fer à l'aide d'une solution $FeCl_3$ ou par enrichissement en azote lors d'une pyrolyse dans un environnement enrichi en azote. Les caractéristiques des trois différents hydrochars sont décrites dans le tableau en partie droite.

L'expérience permet de confirmer que l'ajout d'hydrochar, et encore plus d'hydrochar modifié, accroît significativement la production de biométhane. Par rapport au groupe témoin, les 3 groupes montrent une production de CH_4 accrue de la manière suivante :

- Groupe « Hydrochar » : **+ 30 %**
- Groupe « Hydrochar-Fe » : **+ 36 %**
- Groupe « Hydrochar-N » : **+ 46 %**

Hydrochar	Surface spécifique (m^2/g)	C (%)	H (%)	N (%)	S (%)	O (%)	Cendres (%)
Hydrochar	8	45.4	4,2	2,2	0,4	19,3	28,7
Hydrochar-Fe	192	45,2	1,0	1,9	0,2	9,4	33,5
Hydrochar-N	170	53,5	1,2	6,1	0,2	11,9	28,0

Fig. 3 : Caractéristiques physico-chimiques des hydrochars de l'expérience

Hydrochar-Fe affiche un taux de fer de 15,1 mg_{Fe}/g contre 5,2 mg_{Fe} pour l'hydrochar non modifié.

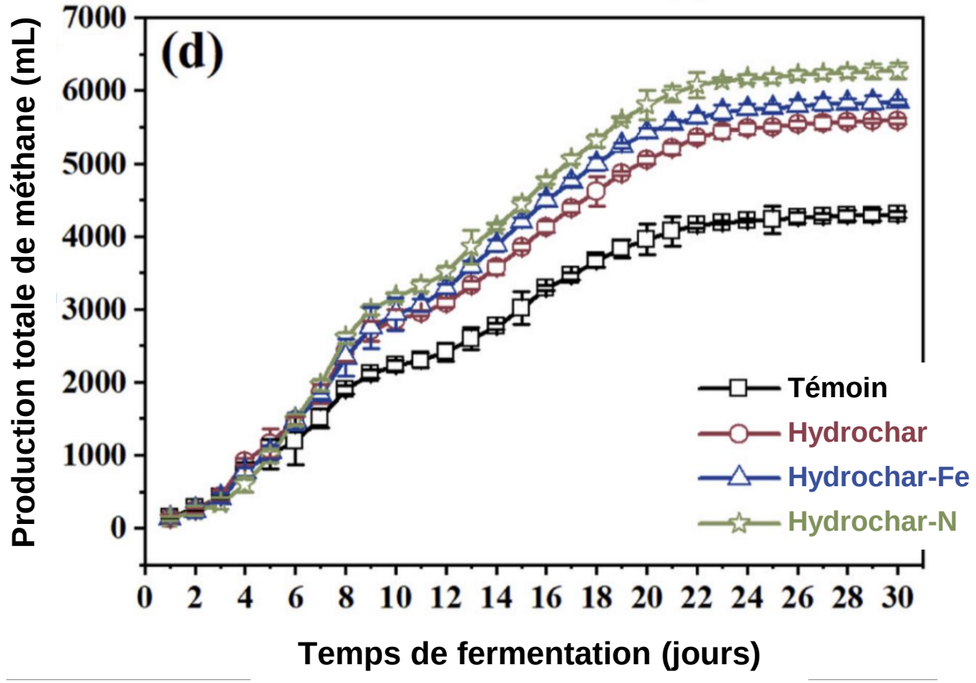


Fig. 4 : Production de méthane au cours de l'expérience pour les 4 groupes testés

Le groupe avec de l'hydrochar modifié à l'azote présente les meilleures performances à la fin de l'expérience de 30 jours.

[1] Surface accessible aux atomes et aux molécules externes par unité de masse
[2] Atomes ou groupes d'atomes conférant des propriétés chimiques spécifiques, tels que les groupes – OH (alcools) ou – COOH (acides carboxyliques)
[3] Y Yang et al., Effects of hydrochar and biogas slurry reflux on methane production by mixed anaerobic digestion of cow manure and corn straw, 2023

Ces résultats sont visibles sur le graphique en partie droite qui représente la production totale de méthane sur la durée de l'expérience.

Par ailleurs, l'équipe de chercheurs observe que :

- Bien que la concentration d'**acide acétique** (Acide Gras Volatil) croisse plus rapidement au démarrage de la réaction avec les hydrochars que pour le groupe témoin, **leur consommation par la suite est plus rapide**, et la concentration finale d'acide acétique pour les groupes avec hydrochar est plus faible.
- La **demande chimique en oxygène** (DCO, mesurant l'oxygène nécessaire à la décomposition de la matière organique et mesurant donc le volume de matière organique) suit également la **même tendance** que la concentration d'acide acétique : une hausse initiale pour les groupes avec hydrochar suivie d'une baisse plus importante.

Ces trois observations sont liées : elles s'expliquent par l'augmentation des transferts d'électrons entre bactéries qui ont pour conséquence la **dégradation plus rapide** des matières organiques ainsi que la **consommation plus forte des Acides Gras Volatils** par des archées méthanogènes, et donc in fine une **production de biométhane accrue**. Pour les hydrochars modifiés, l'ajout d'azote et de fer accentue encore davantage ces transferts d'électrons et réduit les inhibitions associées aux acides gras.

L'expérience montre enfin que l'ajout d'hydrochar augmente la quantité de bactéries et la diversité microbienne au sein du digesteur et permet de stabiliser les réactions de méthanisation. Les détails de l'étude microbienne sont présents dans la publication.

Conclusion

L'ajout d'hydrochar modifié au N ou au Fe semble donc intéressant pour augmenter la production de biométhane dans de larges proportions. Cependant, les **coûts de production** de ces hydrochars restent élevés. En effet, l'étude révèle ainsi que dans son contexte, les hydrochars modifiés au fer et à l'azote ont coûté respectivement **8 et 76 fois plus** qu'ils n'ont rapporté[3] (par la production d'électricité supplémentaire). Ces coûts importants s'expliquent notamment par l'achat de la solution de $FeCl_3$ et du dicyandiamide (amine utilisée pour l'enrichissement à l'azote). La production d'hydrochar par carbonisation hydrothermale est par ailleurs associée à des consommations énergétiques très élevées (la biomasse y est soumise à des hautes températures entre 180 et 260 °C, à haute pression > 10 bar, et en présence d'eau, entraînant sa conversion en un matériau carboné solide).

D'autres recherches récentes se sont intéressées à cette problématique des coûts de production de l'hydrochar[1,2] et ont utilisé de la biomasse, des co-produits de la méthanisation (ex. digestat) ou des eaux usées riches en azote pour produire de l'hydrochar à moindre coût.

Si ces contraintes énergétiques et économiques réussissent à être levées, la solution pourra se répandre plus largement. C'est dans ce cadre que *Laborelec* (centre de recherche d'ENGIE) développe un projet de production d'hydrochars pour usage énergétique (i.e., pour combustion, gazéification ou utilisation dans des digesteurs anaérobies) par carbonisation hydrothermale. Des premiers tests ont été effectués en 2022, n'hésitez pas à consulter cette page pour en savoir plus.

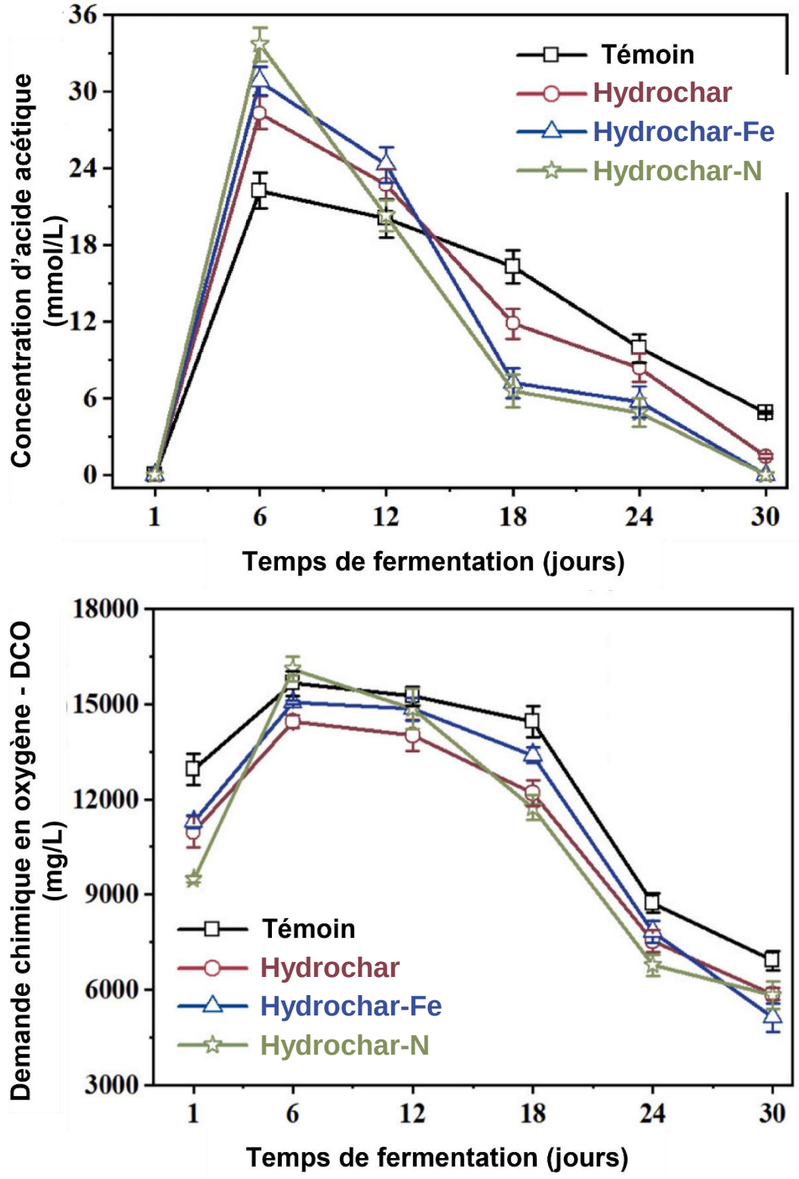


Fig. 5 : Concentration d'acide acétique (en haut) et concentration de demande chimique en oxygène (en bas) au cours de l'expérience

[1] Z Lin, Nitrogen-doped hydrochar prepared by biomass and nitrogen-containing wastewater for dye adsorption: Effect of nitrogen source in wastewater on the adsorption performance of hydrochar, 2023

[2] C Zhang, Synthesis of nitrogen-enriched hydrochar via co-hydrothermal reaction of liquid digestate and corn stalk, 2022

[3] Coûts de production estimés respectivement à environ 0,4 €/kg et 7,5 €/kg pour BHC-Fe et BHC-N, pour des revenus supplémentaires estimés respectivement à 0,03 et 0,1 €/kg

Méthanation biologique Recherche

Évaluation technico-économique du couplage du Power-to-gas et d'une unité de traitement des eaux usées

EN BREF

Cette recherche simule l'intégration d'une unité de Power-to-gas sur une unité de traitement des eaux usées à Uppsala, en Suède. Les chercheurs optimisent les paramètres qui composent le système du Power-to-gas afin d'en améliorer les performances technico-économiques, en exploitant au mieux les synergies avec la STEP (par exemple, valorisation des sous-produits pour réduire sa consommation énergétique).

OBJET : Article publié dans *Applied Energy*

DATE : Septembre 2024

LIEN VERS L'ARTICLE

OBJECTIF : optimiser les paramètres du système de Power-to-gas afin de minimiser les coûts de production de biométhane, d'améliorer la performance énergétique et de minimiser les émissions de CO_2.

RÉSULTATS : un LCOPtG (*Levelised Cost of Power-to-gas*) de 194,6 €/MWh, une efficacité énergétique du système de 59,7% et des émissions de 37,2 gCO_{2eq}/kWh_{CH4} sont obtenus.

Contexte

Les eaux usées, les boues et graisses de stations d'épuration (STEP) sont des déchets organiques avec un **fort potentiel méthanogène** (environ 150 à 200 Nm^3_{CH4}/tonne de matière sèche[1]). Leur méthanisation permet de produire un biogaz riche en méthane (> 60%). Ainsi, en France, on compte fin 2024 une **cinquantaine d'unités de méthanisation** sur STEP (Figure 1) pour une **capacité supérieure à 650 GWh** (Figure 2) de biométhane par an soit 5% de la capacité nationale).

Plusieurs optimisations économiques et environnementales sont encore possibles pour les STEP, **très consommatrices d'électricité et chaleur** et dont le CO_2 biogénique séparé par épuration du biogaz n'est généralement pas valorisé. Une piste d'optimisation de plus en plus étudiée repose sur le **couplage avec le Power-to-gas (PtG)**.

Un tel couplage présente en effet plusieurs avantages théoriques :

- **L'oxygène issu de l'électrolyse** pourrait permettre **d'abaisser la demande en énergie** en diminuant le volume d'air à ventiler dans les processus d'aération, premier poste de consommation électrique de ces unités [3],

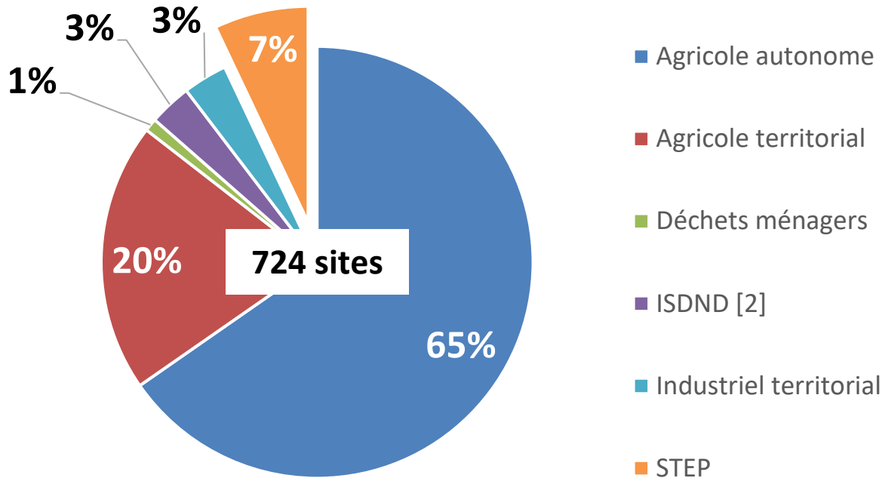


Figure 1 : Répartition du nombre de sites de production de biométhane en France, par type de site
Source : Open Data Réseaux-Energies

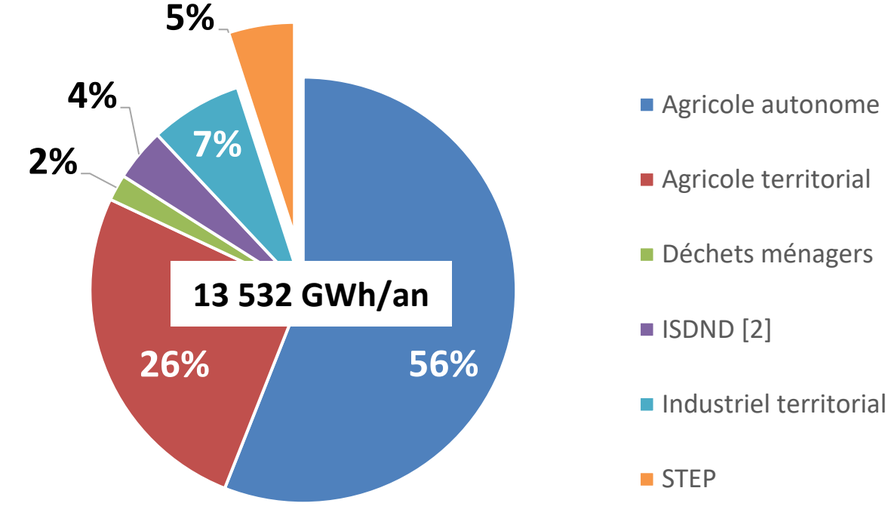


Figure 2 : Répartition de la capacité de production annuelle installée de biométhane en France, par type de site
Source : Open Data Réseaux-Energies

[1] GRDF, Produire du biométhane à partir des eaux usées, 2024
[2] Installation de stockage de déchets non dangereux
[3] Pour ventiler à un même débit dans les processus d'aération, l'utilisation d'O_2 gazeux produit par l'électrolyse permet de limiter les besoins en gaz ou en air supplémentaire. Cela réduit donc la consommation énergétique des ventilateurs.

- La **chaleur excédentaire du processus de PtG** pourrait également être utilisée pour maintenir la température des digesteurs des boues,
- La **production de biométhane pourrait être accrue par l'étape de méthanation**, permettant ainsi de mettre à profit le CO_2 du biogaz qui n'est usuellement pas valorisé, en convertissant une part du CO_2 en CH_4,
- Au-delà des avantages énergétiques, le couplage des unités et la valorisation des sous-produits pourrait permettre d'atteindre une **meilleure viabilité économique pour la production de méthane par Power-to-gas,** dont le coût de production entre 150 et 300 €/MWh reste trop élevé pour le marché (du fait des coûts élevés de production d'H_2).

Plusieurs études ont déjà montré l'intérêt de l'utilisation du PtG dans des unités de traitement des eaux usées : O'Shea et al. concluent que les STEP figurent parmi les sources de CO_2 les plus prometteuses en raison de leur concentration haute en CO_2 biogénique et de leur proximité avec les réseaux de gaz et d'électricité[1]. Michailos et al. ont montré que l'utilisation de la chaleur et de l'oxygène issus du PtG pouvait améliorer de manière significative les performances économiques du système si le méthane synthétique était vendu à des prix suffisamment élevés[2]. Parmi les recherches menées sur le sujet, aucune ne considère à la fois les variations temporelles de la demande en sous-produits et le coût additionnel de l'utilisation de ceux-ci. Cet article a pour objectif d'étudier l'intégration du PtG dans une unité de STEP avec une approche technico-économique, en évaluant les synergies et en optimisant les composants du système afin d'obtenir le meilleur LCOPtG possible.

Présentation de l'expérience et du modèle

Pour étudier la pertinence de l'intégration du PtG sur une STEP, les chercheurs **modélisent le système**, définissent des indicateurs de **performance énergétique et économique** puis **optimisent** les composants du système via une simulation horaire sur un an. Cette approche a été appliquée à l'usine d'Uppsala, en Suède, à partir de données réelles.

Unité utilisée pour les calculs

Cette expérience se base sur la simulation d'une unité Power-to-methane imaginaire qui serait située au même endroit qu'une unité de méthanisation et près d'une STEP municipale (toutes deux réelles) à Uppsala en Suède. Le biogaz est produit à la fois par la **codigestion de déchets organiques** et par la **digestion des boues de STEP**. Ainsi, près de 60 GWh de biogaz y sont produits et épurés chaque année. Actuellement, le biométhane qui en résulte est utilisé pour produire des biocarburants pour le transport routier (et dans une moindre mesure pour le chauffage).

La STEP traite annuellement 20 millions de m^3 d'eaux usées et consomme pour cela 12 GWh d'énergie dont 4,5 GWh de chaleur issue du réseau de chaleur local et 2,1 GWh d'électricité issue du réseau local **pour l'aération**.

Modélisation de l'unité

Dans le modèle proposé, le biogaz issu de l'unité de codigestion et de la STEP est supposé compressé puis injecté dans un **réacteur de méthanation biologique**, où il fournit le dioxyde de carbone. L'hydrogène nécessaire à la méthanation provient d'un **électrolyseur PEM**[3] alimenté en électricité par des **sources renouvelables** (PV sur site, éolien par PPA et réseau local). Pour découpler l'électrolyse du système de production de biogaz plus continu et permettre une flexibilité opérationnelle avec la production intermittente d'électricité renouvelable et des prix spot, un **stockage d'hydrogène gazeux comprimé** est inclus. La chaleur et l'oxygène produits par l'électrolyseur sont ensuite envoyés vers la STEP pour permettre le chauffage du digesteur d'une part, et l'aération d'autre part, via des tuyaux intégrés dans la simulation.

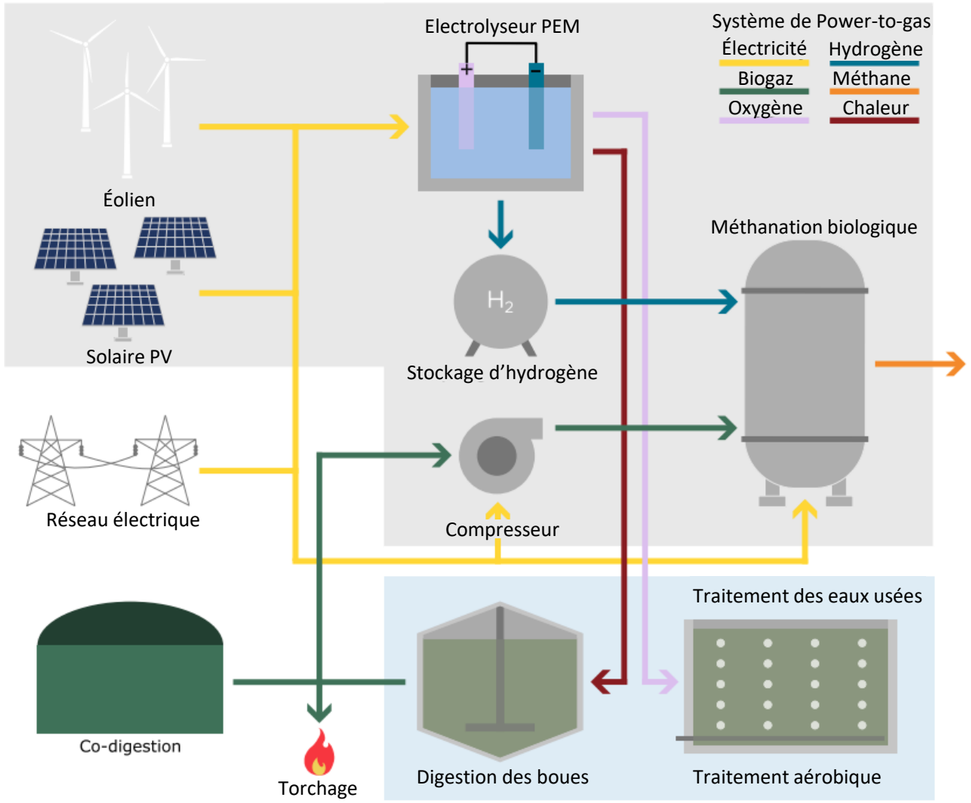


Figure 3 : Représentation schématique du système de PtG intégré (issue de l'article)

[1] O'Shea R et al. The potential of power to gas to provide green gas utilising existing CO2 sources from industries, distilleries and wastewater treatment facilities. Renew Energy 2017
[2] Michailos S et al. Biomethane production using an integrated anaerobic digestion, gasification and CO2 biomethanation process in a real wastewater treatment plant: a techno-economic assessment. Energ Conver Manage, 2020
[3] Un électrolyseur PEM est un dispositif qui utilise l'électricité pour scinder l'eau en hydrogène et oxygène, avec une membrane solide en polymère.

Pour étudier la pertinence du couplage entre STEP et PtG, plusieurs hypothèses de modélisation ont été faites :

- En l'absence de stockage de biogaz, **tout biogaz non valorisé par méthanation est torché**, induisant des émissions de méthane et de CO_2 supplémentaires comptabilisées dans le modèle.
- Seule **80% de la chaleur dégagée** par l'électrolyseur est considérée valorisable pour prendre en compte les pertes.
- Le *dispatching* de l'électrolyseur est optimisé[1] en intégrant les besoins en chaleur et O_2, les prix de l'électricité, et en priorisant l'utilisation des énergies renouvelables.
- Les coûts de l'énergie éolienne et de l'énergie photovoltaïque sont **estimés à 40 et 45 €/MWh respectivement**. La redevance de réseau de 10 €/MWh est prise en compte pour l'électricité du réseau et l'électricité via PPA, mais pas pour l'électricité photovoltaïque locale. Les taxes sur l'électricité ne sont pas prises en compte.
- Les sous-produits (chaleur et O_2) produits en excès ne sont **pas stockés et sont donc perdus**.

Indicateurs

Le modèle simule une année de fonctionnement sur une base horaire, en utilisant les données relatives **aux prix et aux émissions de CO_2 de 2021**, ainsi que les **données opérationnelles horaires de la STEP et de l'usine de codigestion**.

Quatre indicateurs sont mesurés pour étudier la performance technico-économique du modèle :

- Le **LCOPtG** : « Levelised Cost of Power-to-Gas », coût de la production du méthane synthétique par PtG,
- L'**efficacité énergétique** du système (énergie contenue dans le gaz en sortie et énergie évitée par valorisation des sous-produits, divisée par l'apport total en électricité),
- Les **émissions nettes spécifiques** : émissions dues à la consommation d'électricité (réseau, PV, éolien) et émissions dues au torchage du biogaz auxquels sont retranchées les émissions évitées grâce à l'utilisation des sous-produits.

Pour optimiser ces valeurs, les chercheurs optimisent les paramètres suivants (Figure 5) : la **capacité de l'électrolyseur, la capacité du réacteur de méthanation,** la **capacité du stockage d'hydrogène,** le **facteur de surdimensionnement** des énergies renouvelables par rapport à l'électrolyseur[2] et la **fraction de PV** dans les sources d'énergies renouvelables.

Résultats de l'étude

Les résultats de l'optimisation des paramètres de l'étude sont présentés en Figure 5 : un **LCOPtG de 194,6 €/MWhCH$_4$** peut être obtenu avec une efficacité de 59,7 % et des émissions de 37,2 gCO_2eq/kWh$_{CH4}$.

Optimisation de la capacité des composants du système

Optimiser la taille des composants du système pour minimiser le torchage du biogaz sans pour autant surdimensionner la chaîne de méthanation est essentiel pour réduire les coûts d'investissement. Les résultats de l'étude montrent que le coût de production du méthane synthétique (LCOPtG) est minimisé (1) en **réduisant le torchage du biogaz** à près de zéro (Figure 4) et (2) pour **les plus petites capacités** d'électrolyse et de méthanation (cf. Figure 2). L'optimisation des composants montre qu'un large éventail de configurations produit un LCOPtG proche du minimum, suggérant que l'optimisation idéale est une plage de valeurs. Ainsi, le LCOPtG reste dans un écart de 2% par rapport au minimum pour 76 configurations (avec des tailles d'électrolyse entre 7,5 et 9,5 MW$_{el}$, la méthanation entre 4,5 et 5 MW, et le stockage de H_2 entre 100 et 1000 kg).

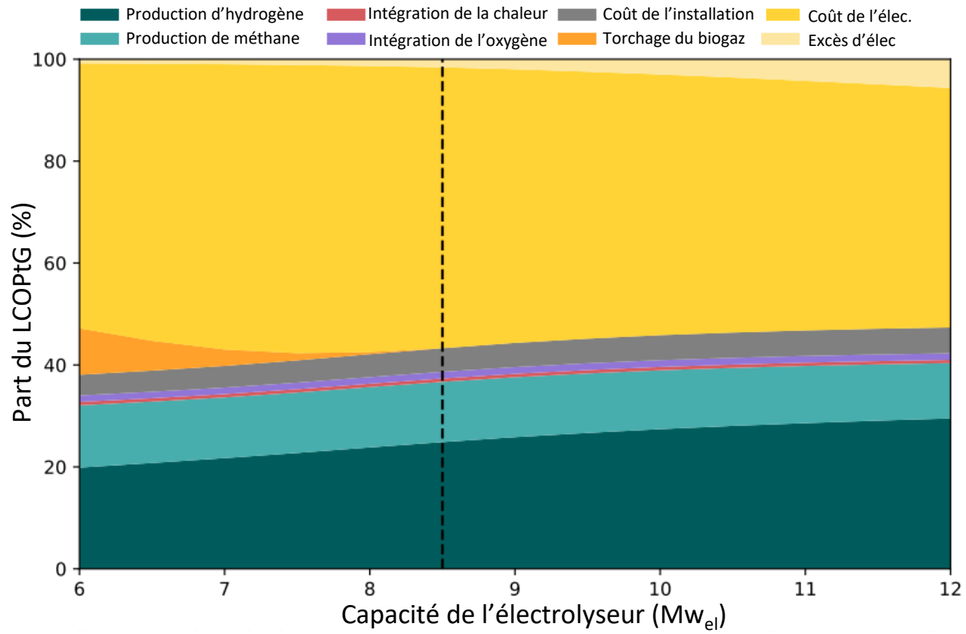


Figure 4 : Répartition des coûts du LCOPtG en fonction de la capacité de l'électrolyseur

Production d'hydrogène : coûts liés à l'électrolyseur, au remplacement des blocs, au stockage et à l'eau
Production de méthane : coûts du réacteur de méthanation et de la compression
Coût de l'élec. : coûts du réseau, de l'énergie éolienne, de l'énergie photovoltaïque

	Electrolyseur	Réacteur de méthanation	Stockage d'hydrogène	Facteur de surdimen-sionnement	Fraction de PV
Plage des valeurs testées	6 - 12 MW$_{el}$	3,5 - 5 MW$_{CH4}$	0 - 1000 kg$_{H2}$	0 - 3	0 – 100 %
Valeur optimale	8,5 MW$_{el}$	5 MW$_{CH4}$	300 kg$_{H2}$	2,5	50%

LCOPtG	Efficacité	Emissions
194,6 €/MWh$_{CH4}$	59,7%	37,2 gCO2eq/kWh$_{CH4}$

Figure 5 : Tableaux rassemblant les paramètres optimisés (haut) des composants du système PtG permettant d'obtenir les meilleurs indicateurs technico-économique (bas)

[1] Le dispatching d'un électrolyseur est la gestion dynamique de sa puissance pour optimiser la production d'hydrogène en fonction de l'énergie disponible, des coûts de l'électricité et de la demande.

[2] Ali Khan MH, et al. Designing optimal integrated electricity supply configurations for renewable hydrogen generation in Australia. iScience Jun. 2021 ont montré que le surdimensionnement des sources d'électricité renouvelable couplées au système peut apporter des avantages économiques et environnementaux aux systèmes PtG.

Optimisation de la fourniture d'énergie

Les chercheurs concluent qu'en raison du coût plus faible des énergies renouvelables par rapport à l'électricité issue du réseau, un surdimensionnement pour augmenter la part de renouvelables réduit le LCOPtG. La **complémentarité entre solaire et éolien permet un mix énergétique optimal** sans surplus de production important[1]. La configuration optimale pour minimiser les coûts comprend un **surdimensionnement par un facteur 2,5 avec 50 % d'éolien et 50 % de solaire** (environ 10,6 MW pour chaque source pour un électrolyseur de 8,5 MW). Cependant, les chercheurs précisent que ces valeurs varient selon les profils de production et les coûts régionaux. L'utilisation du réseau pour un système PtG est à limiter car elle induit des émissions plus élevées que lorsque l'électricité est produite par des sources purement renouvelables, tandis que l'indépendance complète nécessite un surdimensionnement trop coûteux, d'où le besoin de trouver un juste milieu en optimisant le facteur de surdimensionnement.

Utilisation des sous-produits (chaleur et oxygène)

L'article montre que la valorisation des sous-produits améliore la performance en augmentant l'efficacité globale et en apportant des bénéfices essentiellement environnementaux. L'optimisation permet **d'augmenter l'efficacité de 7,4 %,** de réduire le LCOPtG de 1 % et **les émissions nettes de 28,3 %** (moyenne), par rapport à un système ne réutilisant pas chaleur et oxygène. Avec seulement 25,2 % de la chaleur générée, 99,9 % de la demande de la STEP est couverte. Pour l'oxygène, malgré une utilisation de presque 100 %, l'économie d'énergie est assez faible car l'énergie consommée pour l'aération de la STEP d'Uppsala est particulièrement basse par rapport aux références.

Analyse de sensibilité

Les chercheurs réalisent une analyse de sensibilité pour déterminer l'importance relative des différents paramètres sur le LCOPtG. Ils en concluent que le prix de l'électricité a l'impact le plus fort, suivi des coûts d'investissement (CAPEX de l'électrolyseur en particulier). Ainsi, si le CAPEX de l'électrolyseur diminuait à 750 €/kW d'ici 2030 (contre 1316€/kW utilisé pour les calculs dans l'étude), comme prévu par l'AIE, le LCOPtG pourrait atteindre 170,9 €/MWhCH4, rendant l'agrandissement du système PtG plus rentable.

Conclusion

L'optimisation des paramètres du système de PtG associé à la STEP permet donc d'obtenir des **résultats économiques corrects** mais peu différenciants par rapport aux unités de PtG usuelles (LCOPtG de 194,6 €/MWh, dans la fourchette basse des coûts de production de méthane synthétique). En revanche, le couplage du système à une STEP permet d'atteindre des **gains énergétiques** (+7,4% d'efficacité énergétique) et **environnementaux** (-28,3% d'émissions) grâce à la réutilisation des sous-produits, notamment la chaleur (l'oxygène étant moins intéressant dans le cadre spécifique de cette étude). Ces résultats sont à remettre dans leur contexte propre : électricité réseau en Suède déjà décarbonée, coût de l'énergie pris en 2021 avant le début de la guerre en Ukraine, et susceptible de varier d'un pays à l'autre, avec des fluctuations[2], etc. L'article n'a pas non plus pris en compte un éventuel stockage de l'électricité qui permettrait de s'affranchir de certaines fluctuations de prix.

Ces dernières années, quelques initiatives réelles de couplage PtG sur STEP ont déjà vu le jour : **démonstrateur BioCat**, programme européen **Store&Go**, **unité industrielle de Pau-Lescar**[3] bientôt mise en opération par Suez (qui transformera 100% du CO_2 de méthanisation en e-méthane et réduire de moitié les émissions de la STEP). Les retours terrain de ces unités seront capitaux pour compléter cette recherche et déterminer la viabilité réelle de ces couplages.

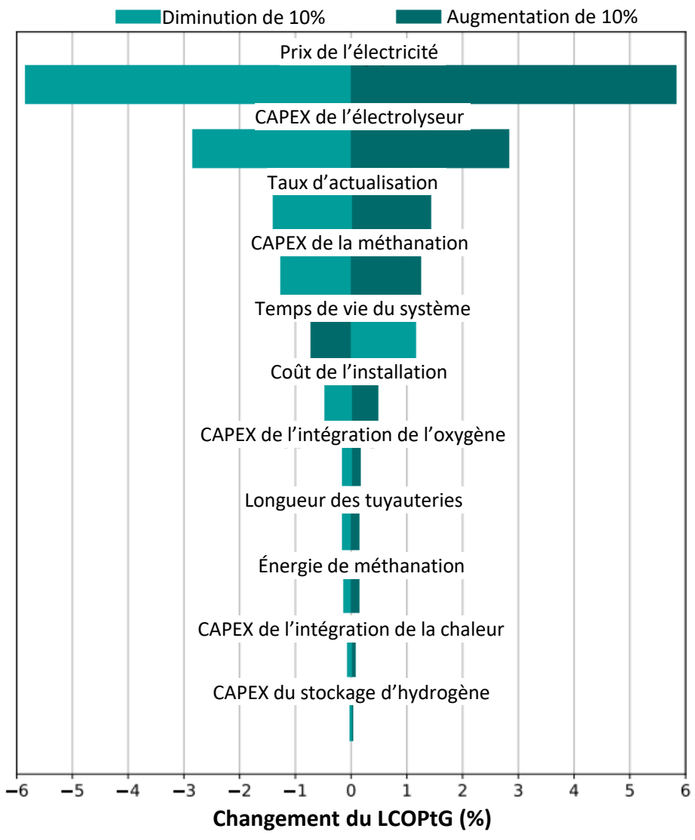


Figure 6 : Analyse de sensibilité du LCOPtG aux différents paramètres du modèle
Le LCOPtG est plus sensible aux variations du prix de l'électricité et au CAPEX de l'électrolyseur

[1] Le surplus d'électricité n'est pas revendu au réseau dans l'article. La production en surplus est donc considérée comme perdue. Considérer la revente d'électricité au réseau pourrait donc abaisser le LCOPtG.
[2] Selon l'étude de Lazard, les LCOE pour le solaire ont varié de 67 à 180 $/MWh en 2021 et de 54 à 191 $/MWh en 2024.
[3] BioCat utilise du biogaz en intrant de la méthanation tandis que pour Store&Go et l'unité industrielle de Pau-Lescar, c'est directement du CO_2 utilisé en intrant

Méthanisation Recherche

Stratégies de démarrage et de régulation de la température pour améliorer les rendements de la méthanisation de déchets alimentaires

EN BREF

Cette étude a pour objectif de comparer les digestions anaérobies mésophile et thermophile et de déterminer la meilleure stratégie d'augmentation de la température pour optimiser l'activité microbienne. L'expérience a été réalisée dans des réacteurs de 5 litres à agitation continue avec des déchets alimentaires en intrants.

OBJET : article publié dans la revue *Chemical Engineering Journal*

DATE : Octobre 2024

LIEN VERS L'ARTICLE

OBJECTIF : étudier la production de méthane, le pH du réacteur et les communautés microbiennes au cours de digestions mésophile et thermophiles (avec des stratégies d'augmentation soudaine ou progressive de la température).

RÉSULTATS : la digestion thermophile permet une production de méthane accrue et une augmentation soudaine de la température conduit à des conditions chimiques (ex. pH) et biologiques (ex. métabolisme) plus favorables à la digestion.

Contexte

La digestion anaérobie, utilisée en méthanisation, est un processus **sensible à la température et au pH**. C'est pourquoi on distingue généralement la **Digestion Anaérobie Mésophile** (DAM, quand la température du méthaniseur est située entre 30 et 40°C) et la **Digestion Anaérobie Thermophile** (DAT, quand elle est située entre 50 et 60°C). En France, la voie mésophile est la plus couramment utilisée.

Pour autant, de nombreuses études ont montré une **corrélation entre hausse de la température et augmentation des performances de la Digestion Anaérobie *(ou DA)*** : E. Sanchez et al. ont par exemple constaté une augmentation de la production de méthane de 12% lorsque la température de réaction passe de 17 à 35°C[1]. V. Moset et al. mettent quant à eux en avant une hausse du rendement en méthane d'environ 35% entre conditions mésophiles et thermophiles pour la digestion de fumier bovin[2]. Bien que pouvant améliorer la production de biogaz, la DAT présente aussi certains inconvénients (qui sont résumés dans la Figure 1).

Mésophile	+	• Température plus basse • Moindre formation d'Acides Gras Volatils (AGV) • Meilleure exploitation du potentiel méthanogène • Faible production de boues en voie liquide
	−	• Coût d'investissement plus important (en particulier, construction d'unités plus grosses et systèmes de prétraitement) • Temps de séjour plus long
Thermophile	+	• Production de méthane plus élevée • Temps de séjour plus court • Coût d'investissement plus faible
	−	• Moindre stabilité • Concentration élevée d'Acides Gras Volatils (AGV) • Consommation énergétique plus importante

Fig. 1 : Principaux avantages et inconvénients des digestions mésophile et thermophile [3]

[1] E Sánchez et al., Effect of substrate concentration and temperature on the anaerobic digestion of piggery waste in a tropical climate, 2001
[2] V Moset, M Poulsen, R Wahid, O Hojberg, H Moller, Mesophilic versus thermophilic anaerobic digestion of cattle manure: methane productivity and microbial ecology, 2015
[3] A. Ahmadi et M. Avila-Lopez, Guide pour une pratique énergétique optimale, 2022

En particulier, lors du démarrage de la réaction, la communauté microbienne doit s'adapter à la transition rapide de température au moment de coloniser le réacteur, avec un risque d'effondrement du système biologique. Une hausse trop rapide de la température peut par ailleurs acidifier le réacteur et inhiber l'action de certains micro-organismes. L'article étudié ici propose de clarifier cette situation.

Les chercheurs étudient deux stratégies de démarrage d'un réacteur thermophile : par **Augmentation Progressive de la Température (APT)** ou **Augmentation Soudaine de la Température (AST).** Ces deux stratégies sont comparées au regard de leurs effets sur la **production de biogaz**, sur le **pH** du réacteur et sur la **composition des communautés microbiennes** au cours des différentes phases de la digestion.

Expérience et résultats

Pour cette expérience, des **déchets alimentaires** ont été placés dans un réacteur de 5L à 37°C. Trois groupes ont été constitués pour comparaison : un groupe avec une augmentation progressive de température (0,5°C par jour jusqu'à atteindre 55°C), un groupe avec une augmentation de température plus soudaine (directement à 55°C), et un groupe témoin mésophile restant à 37°C. L'expérience s'achève lorsque la production de biogaz se stabilise.

Les chercheurs s'intéressent d'abord au **pH**. Celui-ci régule en effet l'efficacité et la stabilité de la digestion anaérobie en influençant l'activité microbienne. Ce pH est en particulier modifié par deux espèces chimiques : les **Acides Gras Volatils (AGV)** et l'**ammoniac** (le pH diminue avec la concentration en AGV mais il augmente avec la concentration en ammoniac). Dans le réacteur mésophile, leur faible et stable concentration mène à un pH relativement stable autour de 7,9. Au contraire, du fait des fluctuations de la concentration en AGV et en ammoniac, le pH **fluctue légèrement pour l'ATS, et de manière plus conséquente pour l'APT** avant de se stabiliser autour de 8,3. Parmi ces deux stratégies de démarrage, les chercheurs concluent que l'accumulation accrue d'acides gras volatils en APT et l'instabilité du pH qui en résulte, y conduisent à des conditions moins favorables à la réaction de méthanogenèse et à la production de méthane.

L'étude se penche ensuite sur la **composition des communautés microbiennes** à différentes étapes de l'expérience. Les différences qu'elle met en évidence sont avant tout liées à la nature mésophile ou thermophile de la digestion, plutôt qu'au profil d'augmentation de la température. Pour la digestion mésophile, les populations microbiennes en présence montrent une **coexistence des voies acétotrophes et hydrogénotrophes** (phase 4 sur la Figure 2 à droite) tout au long de l'expérience. La digestion thermophile favorise au contraire la production de méthane par la voie **hydrogénotrophe**. Par ailleurs, en DAT, la concentration d'AGV plus élevée qu'en DAM permet d'accélérer la réaction de méthanogenèse et la production de méthane.

Du point de vue **métabolique**, l'article montre que la conversion du glucose en acétate est plus efficace pour la DAT que pour la DAM. Par rapport à l'APT, l'AST montre un métabolisme supérieur[3] des glucides, lipides et acides aminés, permettant une colonisation plus rapide des bactéries dominantes. L'établissement de la communauté microbienne est d'ailleurs **en avance de 30 jours** dans le réacteur AST, ce qui se traduit par une **production de CH_4 plus rapide,**

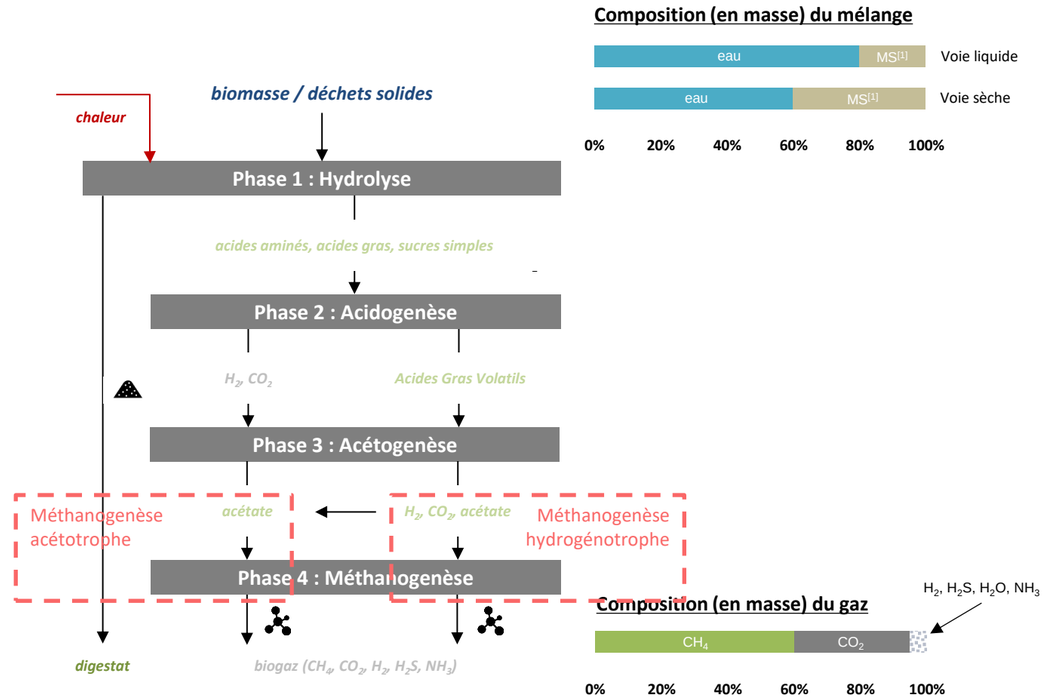


Fig. 2 : Étapes de la méthanisation et compositions indicatives en entrée et en sortie

	Production de CH_4 (*vs.* DAM)[2]	pH	Communautés microbiennes	Métabolisme
Stratégie APT	c. + 3 %	Très fluctuant	Colonisation lente	Élevé
Stratégie AST	c. + 11 %	Fluctuant	Colonisation rapide	Très élevé

Fig. 3 : Comparaisons des stratégies de démarrage AST et APT

[1] MS = Taux de matière sèche, compris entre 25 et 40 % pour la voie sèche
[2] Valeurs approximatives calculées par Blunomy à partir de la Figure 4
[3] c'est-à-dire une intensité et rapidité de dégradation supérieure de ces espèces, qui peut être mesurée en comparant leur abondance relative dans le digesteur au cours du temps

comme en témoigne la Figure 4 en page suivante. Il semble également y avoir plus d'**interactions microbiennes** dans l'AST, favorisant la symbiose entre méthanogènes et autres bactéries, et donc la production de méthane.

Les chercheurs montrent enfin que la **production de méthane** sous conditions thermophiles est plus élevée que sous conditions mésophiles et expliquent ces résultats par l'enrichissement du méthaniseur en bactéries hydrolytiques et méthanogènes pour les températures élevées, qui permettent une production de méthane plus importante. Ainsi, par rapport à la DAM, une hausse de la production de méthane d'environ **11 %** peut être mesurée en cas d'augmentation soudaine de la température et d'environ **3 %** en cas d'augmentation progressive (valeurs approximatives calculées par Blunomy à partir de la Figure 4, entre les jours 0 et 85) . Ces résultats sont ainsi en cohérence avec les observations biologiques/métaboliques qui montraient que l'AST semblait plus favorable à une production élevée de méthane.

En régime stable, l'équipe de chercheurs met au contraire en évidence une production de méthane supérieure pour l'APT (15,7 % contre 10,3 % pour l'AST) peu cohérente avec ces observations biologiques. **Cet écart de 4,8 % entre les deux expériences est cependant considéré comme statistiquement non significatif.**

Conclusion

La **digestion anaérobie thermophile apparaît ici plus efficace que la digestion anaérobie mésophile** du point de vue de la production de méthane et de la dégradation des substrats, et une augmentation soudaine de la température **plus efficace qu'une augmentation progressive**.

L'augmentation soudaine de la température entraîne par exemple une **accumulation plus faible d'acides** gras volatils, **moins de fluctuations du pH** et un **système plus stable**. Ce mode favorise également un métabolisme plus élevé des glucides, des lipides et des acides aminés.

Pour déterminer la pertinence réelle de ces deux stratégies de démarrage, leur bilan énergétique doit également être comparé. En extrapolant ces résultats à une grande échelle (réacteur de 2 200 m^3), les chercheurs montrent que l'AST permet une **production d'énergie nette[1] supérieure** à celle de l'APT (2018 GJ contre 1872 GJ environ soit une hausse de 7%) se traduisant directement en revenus supplémentaires. Cet écart s'explique principalement par le fait que l'AST atteint un régime stable (pendant lequel la production nette est la plus forte) au bout seulement **de 25 jours** contre au bout de près de 75 jours pour l'APT. Une vision schématique de la production d'énergie tout au long de l'expérience est proposée en Figure 5.

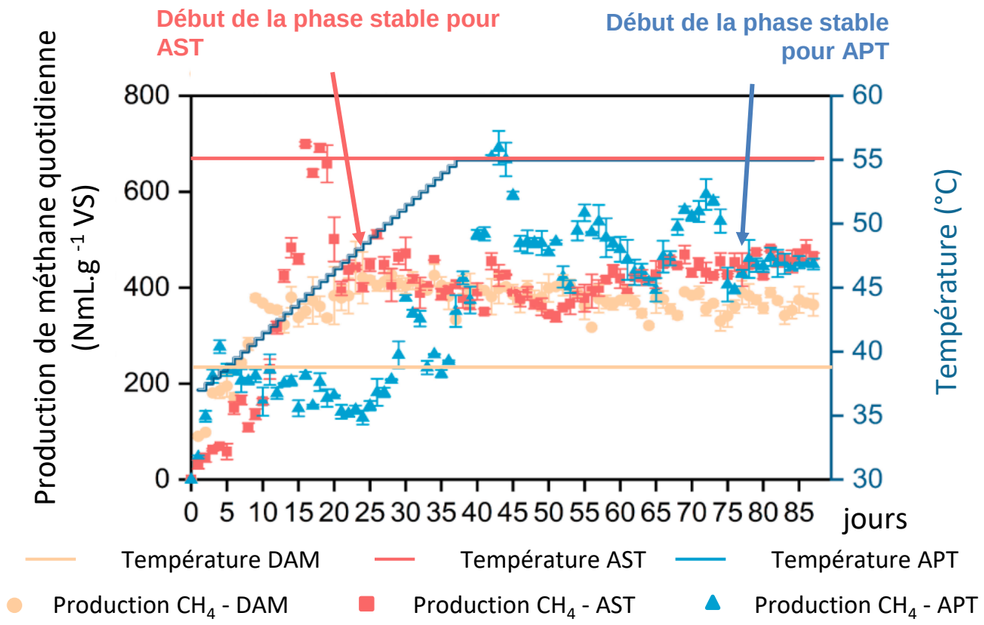


Fig. 4 : Production de méthane mesurée (gauche) et évolution de la température (droite) pour la DAM et les DAT avec stratégies AST et APT (graphe issu de l'article)

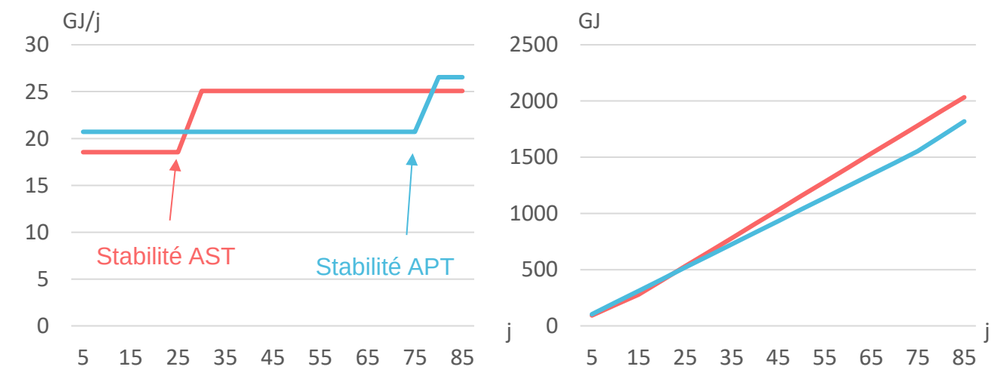


Fig. 5 : Production d'énergie nette journalière (à gauche) et en cumulé (à droite)

Graphe Blunomy simplifié construit avec les données de l'article. Seule la production d'énergie moyenne étant fournie, ce graphe ne présente pas les légères fluctuations journalières.

[1] La production d'énergie nette est la différence entre la production d'énergie et la consommation du processus. Elle est ici calculée en appliquant les résultats de laboratoire à un réacteur plus gros.

Méthanisation

CO_2 Valorisation du CO_2

Comparaison technique, énergétique et environnementale des technologies de capture du CO_2 lors de la production de biogaz

EN BREF

Cet article compare quatre technologies d'épuration du biogaz en biométhane selon leur capacité à produire des flux conjoints de CH_4 et de CO_2 de haute qualité. Les technologies étudiées sont l'absorption chimique (AC), la séparation membranaire (SM), distillation cryogénique (DC) et le lavage à l'eau sous haute pression (LEHP). L'article conclut que la séparation membranaire est le meilleur compromis pour obtenir des flux de CH_4 et de CO_2 de haute pureté avec un impact environnemental et une consommation d'énergie réduits.

OBJET : Article publié dans *Sustainable Production and Consumption (INRAE, CNRS)*

DATE : Septembre 2024

LIEN VERS L'ARTICLE

OBJECTIF : Déterminer quelle méthode d'épuration obtient les meilleurs résultats techniques, énergétiques et environnementaux pour la co-production de CH_4 et de CO_2.

RÉSULTATS : Bien que ne dominant pas sur tous les plans, les simulations permettent de conclure que c'est la méthode de séparation membranaire qui est la plus prometteuse pour la valorisation du CO_2 biogénique.

Contexte

Pour permettre l'injection de biométhane dans les réseaux, l'**épuration** du biogaz brut de méthanisation est nécessaire pour séparer le CH_4 du CO_2 et des autres impuretés. Après cette transformation, le flux résiduel, contenant entre 90 et 99 % de CO_2[1], est généralement rejeté dans l'atmosphère par **mise à l'évent.**

La capture de ce CO_2 [2], dit **biogénique** (car provenant de matière organique), représente une opportunité d'améliorer le bilan environnemental des unités (en cas de stockage ou d'utilisation se substituant à du CO_2 fossile), mais également d'**améliorer la rentabilité** des unités de méthanisation. Le CO_2 capté dans les flux résiduels peut en effet être valorisé selon plusieurs voies (p. ex. dans l'industrie, l'agriculture) si un débouché local et pertinent est identifié. Les principaux usages incluent l'industrie agroalimentaire, l'utilisation en serres, le durcissement du béton ou encore la production de carburants de synthèse[3]. Il existe plusieurs moyens de capter et valoriser ce CO_2, l'étude met en avant la solution de le liquéfier et le purifier pour le transporter et le valoriser tel quel chez des utilisateurs.

La valorisation du bioCO_2 issu de la méthanisation est un sujet d'intérêt récent pour la filière. Ces dernières années, les premiers projets ont émergé, et la dynamique s'accélère : un nombre croissant de producteurs explorent cette voie,

Brique étudiée dans l'article

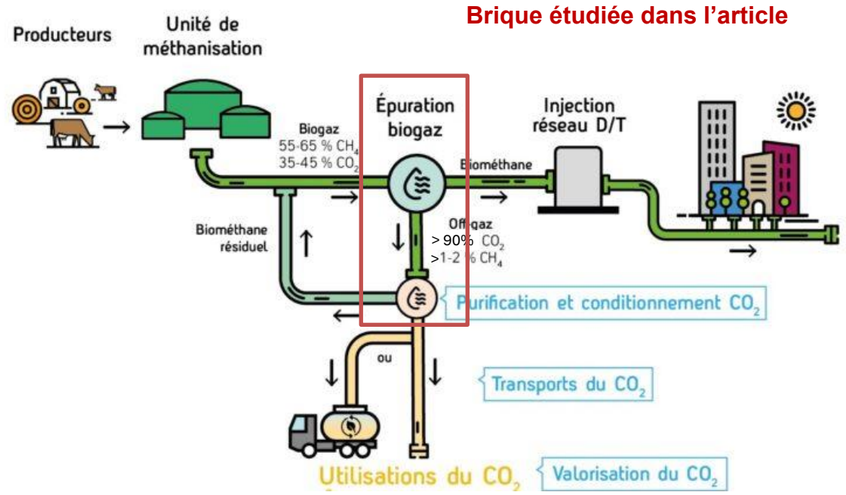


Figure 1 : Cartographie de la chaîne de production de biogaz par méthanisation
Source : GRDF

[1] Pour les technologies étudiées. Les systèmes PSA peuvent rejeter un *offgas* avec < 60% de CO_2
[2] Le carbone biogénique est le carbone fixé par la plante lors de sa croissance (photosynthèse) à partir du CO_2 de l'air. Ainsi, lorsque ce CO_2 est relâché lors de l'étape d'épuration du biogaz de méthanisation, le bilan global est nul et donc neutre pour le changement climatique.
[3] Pour avoir plus d'informations sur les usages du CO_2 : GRDF, Valoriser le CO_2 de l'épuration
[4] CTBM, Guide pour réaliser un projet de valorisation du bioCO_2 issu de méthanisation, 2023
[5] En 2024, l'entreprise Verdemobil a déjà installé 40kt de capacité de production de CO_2 biogénique issu de méthaniseurs par an et présente de fortes perspectives de développement.

tandis que de plus en plus d'entreprises et de start-ups proposent des services[4][5].

Aujourd'hui, en l'absence de valorisation du CO_2 sur la plupart des unités, le choix entre ces technologies se fait généralement selon des critères liés à la seule production de biométhane : **taux de récupération du méthane** (quantité de méthane récupérée dans le biométhane par rapport à la quantité de méthane contenue dans le biogaz brut, généralement compris entre 97 et 99 %[1]), **la pureté du biométhane** (c'est-à-dire la capacité à produire un biométhane pur) et la **consommation énergétique** associée. Bien souvent, quand le CO_2 est pris en compte dans la recherche, il n'est pas considéré comme un produit, mais comme un gaz résiduel. Un seul article (Patterson et al.[2] qui date déjà de plus d'une dizaine d'années) s'intéresse à la production conjointe de CH_4 et CO_2, mais à partir seulement de la séparation du CH_4 des autres composés du biogaz par cryogénie. Les nombreuses comparaisons de ces technologies qui existent dans la littérature académique (comparaison de Lombardi et Francini[3] ou Khan et al.[4]) font peu de cas de leur capacité à capter et à produire un CO_2 liquéfié pur[5].

L'article étudié ici cherche à combler ce manque de la littérature en proposant un nouveau cadre d'analyse permettant une comparaison des technologies d'épuration en vue d'une valorisation du CO_2 et en comparant quatre technologies selon ces critères : l'**absorption chimique** (AC), la **séparation membranaire** (SM), la distillation **cryogénique** (DC) et le **lavage à l'eau sous haute pression** (LEHP). Ces technologies sont en effet les plus utilisées en Europe (SM, LEHP et AC représentant respectivement 51 %, 14 % et 12 % du marché de l'épuration du biogaz)[6].

Présentation de l'expérience :

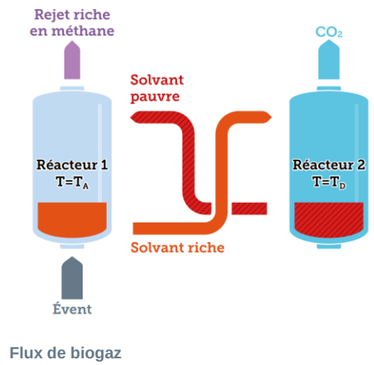
L'expérience menée consiste à **simuler** le fonctionnement des quatre technologies d'épuration, à les analyser et à les comparer selon leur capacité à capter le carbone pour produire des flux purs de biométhane et de **CO_2 liquéfié** (69 bar, 18 °C) avec des taux de récupération élevés et une faible consommation d'énergie.

Une étape de liquéfaction du CO_2 est nécessaire pour capturer et stocker le CO_2 pour toutes les technologies sauf DC (qui permet de récupérer en sortie un bioCO_2 liquide, transportable par camion) :

- Pour AC : Le biogaz brut est envoyé dans une colonne de lavage aux amines, dont le CH_4 ressort pur tandis que le CO_2 est absorbé dans la solution. Le CO_2 est libéré en phase de désorption, puis séché pour éliminer l'eau, comprimé et refroidi pour être liquéfié et stocké.
- Pour SM : le biogaz brut est comprimé, refroidi, puis filtré au travers d'une membrane pour séparer le CH_4 pur, recycler les flux résiduels, et comprimer le CO_2 et le refroidir pour le stocker sous forme liquide.
- Pour LEHP : le biogaz brut est comprimé, lavé à l'eau sous pression dans une colonne à contre-courant; le CO_2 est absorbé dans une première phase (le CH_4 ressortant pur de la colonne), et désorbé dans une seconde phase (par changement de pression). Il est ensuite comprimé et refroidi, pour être stocké sous forme liquide.

La modélisation des technologies est construite à partir de modèles déjà existants dans la littérature, mais les valeurs de pression, température, composition du gaz, etc. sont choisies à partir de **trois sites** réels de production de biogaz avec des tailles différentes : petite (62-125 Nm^3/h), moyenne (125-625 Nm^3/h) puis grande (> 625 Nm^3/h). Une **analyse de sensibilité** est également menée sur le site de taille moyenne (364 Nm^3/h) pour chaque technologie, en faisant varier un paramètre critique à la fois pour trouver les conditions optimales de fonctionnement. Une analyse de cycle de vie ainsi qu'un calcul d'impact environnemental sont également réalisés[7].

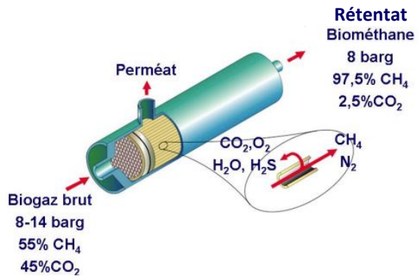
Les simulations font l'approximation que le gaz entrant a été prétraité et nettoyé de toute impureté avant d'entrer dans le processus de capture carbone (autrement dit, le gaz entrant ne contient que du CO_2 et du CH_4).



L'absorption est une opération de séparation dans laquelle **le gaz à traiter est mis au contact d'un liquide (eau + solvant pour de l'absorption chimique, eau sous pression pour de l'absorption physique) à contre-courant, dans une colonne d'absorption.**

Le gaz s'appauvrit en CO_2 qui est absorbé par le solvant (ou l'eau haute pression) à une certaine température. Le solvant riche en CO_2 est acheminé vers une autre colonne où il est chauffé pour libérer le CO_2. Le rejet riche en méthane peut être récupéré.

Figure 2 : Schéma de l'absorption chimique



Le gaz à traiter est alimenté d'un côté de la membrane, à moyenne pression.

Deux flux sont produits par la membrane :

1. Le **rétentat** (molécules et/ou particules retenues par la membrane)
2. Un **perméat ou filtrat** (molécules qui passent à travers la membrane)

Un procédé à trois étages de membranes en polyamide utilisant un seul compresseur a été pris en compte par l'article.

Figure 3 : Schéma de la séparation membranaire

Ce procédé de séparation est basé sur la différence de température de liquéfaction des différents composés. Le CO_2 s'évapore à plus haute température que le méthane et les autres composés de l'évent. Le CO_2 est donc récupéré en bas de la colonne de distillation sous forme liquide. Le reste de l'évent est récupéré en haut de la colonne sous forme gazeuse (dont le CH_4 résiduel).

Figure 4 : Schéma de la distillation cryogénique

[1] Bauer et al., Biogas upgrading, technologies overview, comparison and perspectives, 2013.
[2] Patterson et al., Policy and techno-economic factors for biogas upgrading, 2011.
[3] Lombardi et Francini, Techno-economic and environmental assessment of the main biogas upgrading technologies, 2020.
[4] Khan et al., Current status of biogas upgrading for direct biomethane use: a review, 2021.
[5] L'article s'intéresse aux performances énergétiques, techniques et environnementales dans une optique d'avoir un CH_4 pur et un CO_2 liquéfié et pur post-traitement de l'évent.
[6] Selon les données de l'association européenne de biogaz en 2022.
[7] La simulation est faite à l'aide de ProSimPlus. L'ACV est menée selon la méthode ReCiPe 2016.

Pour analyser et comparer la capacité de ces différentes technologies d'épuration à produire des flux conjoints de CO_2 et de CH_4, quatre axes sont en particulier étudiés par les chercheurs :

- **La comparaison technique** se base sur la mesure des **taux de captage** de CH_4 et de CO_2 ainsi que sur la **pureté des flux** qui en résultent,
- Les **performances énergétiques** des technologies sont comparées en utilisant **le potentiel énergétique théorique du biométhane,**
- **Une analyse de sensibilité** est réalisée sur les paramètres liés au biogaz (débit, composition) et sur les paramètres spécifiques à chaque technologie,
- **La comparaison environnementale** des technologies se base sur une analyse de cycle de vie.

Résultats de l'expérience

Comparaison technique et énergétique (Figure 6)

Les technologies AC et SM présentent les meilleures performances en termes de pureté (taux supérieurs à 98 % pour le CH_4 et à 99 % pour le CO_2) **et de récupération** (taux supérieurs à 99 % pour le CH_4 et à 98 % pour le CO_2) tandis que LEHP obtient les résultats les plus faibles (taux compris entre 96 et 97 % pour la pureté et la récupération de CH_4 et CO_2). Ces derniers taux restent satisfaisants, mais ne permettent pas par exemple de respecter les exigences réglementaires pour une valorisation du CO_2 en additif alimentaire (pureté supérieure à 99 %), ou encore les exigences réglementaires de rejet de CH_4 dans la mise à l'évent[1]. DC affiche le taux de captage de CO_2 le plus bas (96,6 %) parmi les 4 technologies et des taux de puretés de CH_4 et de CO_2 (97 % et 98 %) plus élevés que LEHP (96 % et 96,2 %).

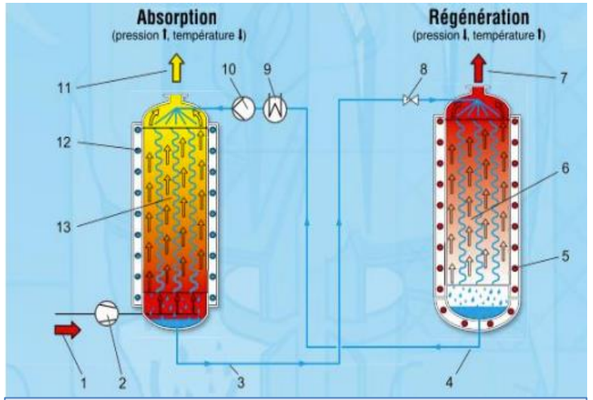
D'un point de vue énergétique, **AC affiche une consommation d'énergie 2,6 à 3,6 fois plus élevée** (notamment à cause du chauffage) que les autres technologies testées. Au contraire, **DC et SM présentent les consommations d'énergie les plus faibles, SM se distingue par une consommation d'énergie plus faible** (principalement sous forme d'électricité) parce qu'elle ne nécessite pas un refroidissement important comme la cryogénie (47 % des besoins énergétiques).

L'équipe de chercheurs note par ailleurs que l'augmentation de la taille de l'unité de petite (62,14 Nm^3/h) à grande (911,22 Nm^3/h) peut entraîner une légère baisse de la consommation d'énergie. Néanmoins, cet effet varie selon les technologies, avec une réduction de 6 % pour SM, de 14 % pour AC et allant jusqu'à 25 % pour LEHP.

Analyse de sensibilité (Figure 6)

Les chercheurs étudient les facteurs ayant l'influence la plus grande sur les résultats de chacune des technologies et en concluent que :

- **L'efficacité énergétique du processus d'AC** est principalement influencée par la fraction de CO_2 dans le biogaz (30–50 %) : ainsi, une augmentation de 10 % du CO_2 entraîne une hausse proportionnelle de 10 % de l'énergie requise pour pouvoir maintenir la pureté du CH_4 au-dessus de 96 % (seuil requis pour l'injection du biométhane dans le réseau).
- **Pour SM**, la pression au niveau des membranes[2] influence fortement les performances : une hausse de 5,5 % (de 2,5 à 2,65 bar) réduit la consommation d'énergie de 50 % et améliore la pureté du CH_4 de 5 %. En revanche, une baisse de 10 % de la pression (3,3 à 3 bars) n'a pas d'impact significatif.
- **Pour DC**, le rapport de reflux[3] est un paramètre critique : ainsi, une augmentation du rapport de reflux de 0,3 à 2,8 améliore significativement la pureté du CH_4 (≥96 %) et la récupération de CO_2, mais au-delà de 3, l'impact devient



1. Flux de gaz avec composant à séparer et gaz porteur
2. compresseur 3. Eau 4. Eau régénérée 5. chauffage
6. Colonne de désorption 7. Composant de gaz séparé
8. Soupe de détente 9. Refroidisseur 10. Pompe 11. Gaz porteur 12. Refroidissement 13. Colonne d'absorption

Le lavage à l'eau consiste à retirer le CO_2 par un phénomène d'absorption par l'eau, les gaz étant récupérés et l'eau régénérée par un jeu de pressions :

- Lors du contact entre l'eau et le biogaz dans les tours d'absorption, le CO_2 est transféré vers l'eau car il est plus soluble dans l'eau que CH_4.
- L'eau s'enrichit avec du CO_2 et une fois saturée, elle nécessite une régénération qui permet de séparer le CO_2 de l'eau.

Figure 5 : Schéma du lavage à l'eau sous haute pression

	Absorption chimique	Séparation membranaire	Distillation cryogénique	Lavage à l'eau sous haute pression
Comparaison technique (pureté de CH_4 et taux de captage)	98% et 99,9%	99% et 99,3%	97% et 98,4%	96% et 97%
Comparaison technique (pureté de CO_2 et taux de captage)	99.5% et 98%	99% et 99%	98% et 96,6%	96,2% et 97%
Consommation énergétique totale (kW)	686	280	261	322
Consommation énergétique relative à la production de biogaz (kWh/Nm^3 biogaz)	1,319	0,223	0,381	0,400
Consommation énergétique relative à la production de CO_2 (kW/kgCO_2)	1,74	0,54	0,48	0,67

Figure 6 : Comparaison des résultats des différentes technologies de capture de carbone simulés sur une installation de taille moyenne (364 Nm^3/h)

[1] Pour les installations d'une capacité <50 Nm3/ h : -2 % en volume du biométhane produit et -1 % en volume du biométhane produit à compter du 1er janvier 2025. Pour les installations d'une capacité >50 Nm3/ h : -1 % en volume du biométhane produit, et -0,5 % en volume du biométhane produit à compter du 1er janvier 2025.
[2] La récupération du CH_4 est déterminée par le flux de rétentat. Parce que la pression du côté du rétentat reste constante, la pression du deuxième étage membranaire reste également constante. Une diminution de la pression d'entrée du troisième étage membranaire implique une pression transmembranaire plus élevée, ce qui augmente le débit entrant dans cet étage.
[3] Le rapport de reflux est le rapport entre la quantité de liquide retournée dans la colonne pour améliorer la séparation et la quantité de liquide extraite comme produit final (distillat).

marginal tandis que la consommation d'énergie continue d'augmenter (+7,5 % pour une hausse de 26 % du reflux).

- **Dans le procédé LEHP**, une pression d'absorbeur inférieure à 8 bar réduit la pureté du CH_4 et la récupération de CO_2. D'autre part, une augmentation de la pression de 7,6 % accroît la consommation d'énergie électrique de 4 %. Le débit de biogaz a peu d'impact sur la pureté, mais une augmentation de 10 % du débit ou de la fraction de CO_2 augmente la demande énergétique de 10 % et 7,5 %, respectivement.

Comparaison environnementale (Figure 6)

L'analyse de cycle de vie révèle que **AC a l'impact le plus important sur l'environnement**, ce qui est dû à l'importante consommation énergétique. Cet impact peut être atténué par un approvisionnement en énergie renouvelable ou grâce à l'utilisation de chaleur fatale. Les trois autres technologies ont des impacts environnementaux globalement similaires : ainsi, l'écart entre leur potentiel de réchauffement (en CO_{2eq}, selon la méthode ReCiPe[1]) est par exemple seulement de 3,2 % entre DC, LEHP et SM (non significatif) alors que **AC présente un impact de 20 à 30 % supérieur**.

L'étude de sensibilité sur le mix énergétique montre qu'en remplaçant le mix énergétique français par un mix allemand plus émetteur en CO_2[2], l'impact global augmente, réduisant la performance environnementale. Les résultats montrent que le passage au mix allemand augmente de 17 % l'impact de SM et creuse encore l'écart avec les autres technologies du fait de l'écart de consommation d'électricité (7 % de moins que DC et 60 % de moins que AC).

Conclusion

La technologie de **séparation membranaire** émerge de cette comparaison comme la méthode la plus appropriée, car elle offre des flux de biométhane et de CO_2 de **haute qualité** avec une **consommation d'énergie minimale**, ce qui en fait le meilleur compromis parmi les méthodes étudiées. Pour cette technologie, les niveaux de pureté de CO_2 obtenus rendent ainsi possible son utilisation comme produit dans plusieurs usages industriels et agricoles.

L'impact environnemental de chaque technologie quant à lui dépend essentiellement du **mix énergétique** utilisé. Avec une énergie décarbonée, SM, DC et LEHP montrent des impacts similaires, mais AC reste plus polluant. L'intégration de nouveaux matériaux et une optimisation des paramètres pourraient améliorer l'efficacité de ces technologies à l'avenir.

Les résultats de cette étude sont donc utiles à la compréhension des conditions techniques du captage et la valorisation du CO_2 de méthanisation et sont encourageants pour le développement de cette filière encore naissante. Ils restent néanmoins encore théoriques à ce stade :

- **La simulation s'appuie sur un gaz prétraité** (seulement du CO_2 et du CH_4), tandis que la séparation membranaire, reste très sensible aux impuretés telles que H_2S, l'ammoniac (NH_3) et les composés organiques volatils (COV). Ces impuretés peuvent en effet encrasser les membranes et en diminuer l'efficacité.
- Quelques technologies (notamment LEHP) ne sont pas encore disponibles à l'échelle commerciale **pour l'épuration du CO_2 issu de la mise à l'évent**[3].
- En pratique, la cryogénie implique une liquéfaction et est utile pour des usages loin des réseaux de gaz (le biométhane liquide est transporté par camion). La séparation membranaire ne vient pas nécessairement avec une liquéfaction, et est plus intéressante si l'on souhaite injecter le biométhane dans les réseaux avec une pureté plus élevée.

Enfin, la filière de valorisation de CO_2 en méthanisation **doit encore se structurer** et surmonter le manque de retours d'expérience, les faibles volumes produits pour le moment, ou encore les défis logistiques liés au bioCO_2 liquéfié[4].

[1] On prend en compte ici la contribution de la production de biogaz, de son épuration et de la technologie de captage de carbone qui est mesurée par rapport à une valeur maximale de référence.
[2] 0,08699 kg CO_2eq/kWh pour le mix français et 0,39108 kg CO_2eq/kWh pour le mix allemand
[3] CSF Nouveaux Systèmes Énergétiques, Guide pour l'élaboration des documents techniques de consultation et d'offres d'une unité d'« épuration du biogaz », 2022
[4] CSF NSE & CTBM, Guide pour réaliser un projet de valorisation du bioCO_2 issu de méthanisation, 2023

Pour rester informé

S’ABONNER À LA VEILLE

Vous pouvez également contribuer à cette veille
en nous faisant des suggestions d’actualités à intégrer dans nos publications bimestrielles en envoyant un mail à :

veille.gazvertsgrdf@theblunomy.com

GRDF
GAZ RÉSEAU
DISTRIBUTION FRANCE