



Effet de la codigestion du fumier sur la production de méthane, la rétention du carbone et la valeur fertilisante du digestat

Liens d'auteur ouvrir le panneau de

superposition Elina Tampio ^{un}, Ilmari Laaksonen ^b, Karoliina Rimhanen ^c,
Niina Honkala ^b, Johanna Laakso ^b, Hélène Soinne ^{un}, Kimmo Rasa ^b

Afficher plus

Ajouter à Mendeley

Partager

Citer

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172083> Obtenir les droits et le contenu

Sous un Creative Commons [licence](#)

Libre accès

Faits saillants

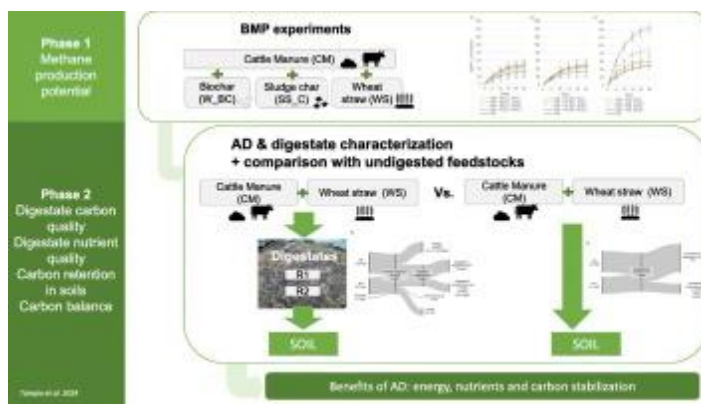
- •
Le fumier de bétail a été digéré avec des matières premières riches en carbone, comme la paille.
- •
La production de méthane et la qualité du digestat ont été étudiées.
- •
La digestion anaérobie a amélioré la stabilisation du carbone dans le digestat.
- •
22 % du carbone initial a été modélisé pour contribuer aux stocks de carbone du sol.
- •

L'utilisation de la digestion favorise l'accumulation de carbone organique dans le sol.

Abstrait

La digestion anaérobie peut apporter des avantages non seulement du point de vue de la production d'énergie renouvelable, mais aussi sous la forme d'un effet fertilisant et d'une rétention accrue du carbone dans les sols après l'application de digestat. Cette étude comportait deux phases, la première phase évaluant l'adéquation des co-matières premières riches en carbone pour la production de méthane par le biais d'essais en laboratoire. La deuxième phase a évalué l'équilibre et la stabilité du C avant et après la digestion anaérobie par caractérisation systématique du digestat, et en évaluant son potentiel de rétention du carbone à l'aide d'une approche de modélisation. Les résultats ont indiqué que les charbons de pyrolyse avaient un effet négligeable sur le potentiel de production de méthane du fumier de bétail, tandis que la paille de blé augmentait la production de méthane. Ainsi, un mélange de fumier de bovin et de paille de blé a été digéré dans des réacteurs à lit de lixiviation à l'échelle pilote et comparé à du fumier et de la paille non digérés. Bien que la quantité totale de C dans le digestat soit inférieure à celle des matières premières non traitées, le processus de digestion a stabilisé le C et a été modélisé pour être plus efficace pour retenir le C dans le sol que le fumier de bovins et la paille de blé non traités. De plus, la digestion a converti 23 à 27 % du C en méthane précieux, augmentant ainsi la valorisation du C total dans la matière première. Considérer les processus de digestion anaérobie comme une stratégie pour optimiser la valorisation du carbone et des nutriments fournit une approche plus holistique pour lutter contre le changement climatique et améliorer la santé des sols.

Graphical abstract



1. [Download : Download high-res image \(203KB\)](#)
2. [Télécharger : Télécharger l'image en taille réelle](#)

- [Article précédent dans le numéro](#)
- [Article suivant dans le numéro](#)

Mots-clés

Digestion anaérobie

Biogaz

Nutriments

Sol carbone

Paille

1. Présentation

Pour garantir la production alimentaire, la santé des sols et l'utilisation circulaire des ressources sont des sujets mondiaux de plus en plus importants. La perte de matière organique dans les sols agricoles constitue un risque pour la productivité des sols, ce qui remet en question la production alimentaire durable. Il a été estimé qu'une augmentation du stock de carbone organique du sol (COS) de 0,4 % chaque année compenserait les émissions anthropiques mondiales de dioxyde de carbone ([Minasny et al., 2017](#)). Entre autres méthodes, l'utilisation d'amendements organiques du sol peut contribuer à atteindre l'objectif en augmentant l'apport de matière organique et en améliorant la santé du sol. La gestion du COS par l'utilisation de biomasses organiques est également étroitement liée au recyclage des nutriments, car les nutriments et le C peuvent être simultanément recirculés à partir des mêmes biomasses.

La digestion anaérobie des flux secondaires organiques, un processus lié à l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre ([Farghali et al., 2022](#)), produit non seulement de l'énergie renouvelable, mais aussi du carbone organique et des résidus contenant des nutriments, le digestat. Les digestats ont également été reconnus comme des amendements bénéfiques pour le sol et des engrais ([Tambone et al., 2009](#) ; [Wang et Lee, 2021](#)). Dans la digestion anaérobie, la matière organique facilement dégradable est convertie en biogaz via des transformations microbiologiques. Le digestat restant contient des molécules organiques plus complexes et récalcitrantes telles que les fibres végétales lignocellulosiques que la matière première introduite dans le processus ([Tambone et al., 2009](#)). Ce C récalcitrant, qui a un temps de séjour plus long dans les sols, pourrait également être utilisé pour augmenter la teneur en COS dans les sols ([Angst et al., 2023](#)), et des essais sur le terrain ont montré le potentiel de différents digestats à contribuer à l'accumulation de COS (voir par exemple, [Béghin-Tanneau et al. \(2019\)](#)). Cependant, les études portant sur la teneur en C et sa stabilité dans les sols sont rares. [Heikkinen et coll. \(2021\)](#) ont estimé que la digestion anaérobie du lisier de bovins n'augmentait pas la quantité de C dans les sols amendés au digestat par rapport au sol amendé avec du fumier non traité. [Nyang'au et al. \(2022\)](#) ont modélisé la stabilité du digestat C dans les sols sur la base d'une étude expérimentale de minéralisation et ont signalé une augmentation du réservoir de C à renouvellement lent après digestion anaérobie du lisier de bovin et de l'agribiomasse.

Pour introduire plus de C récalcitrant dans le processus de digestion, différents mélanges de matières premières pourraient également être explorés.

Traditionnellement, la codigestion de différentes matières premières est principalement utilisée pour améliorer la production de biogaz ([Karki et al., 2021](#)) et pour utiliser les déchets locaux disponibles ([Ervasti et al., 2022](#)). Dans certains cas, la sélection des

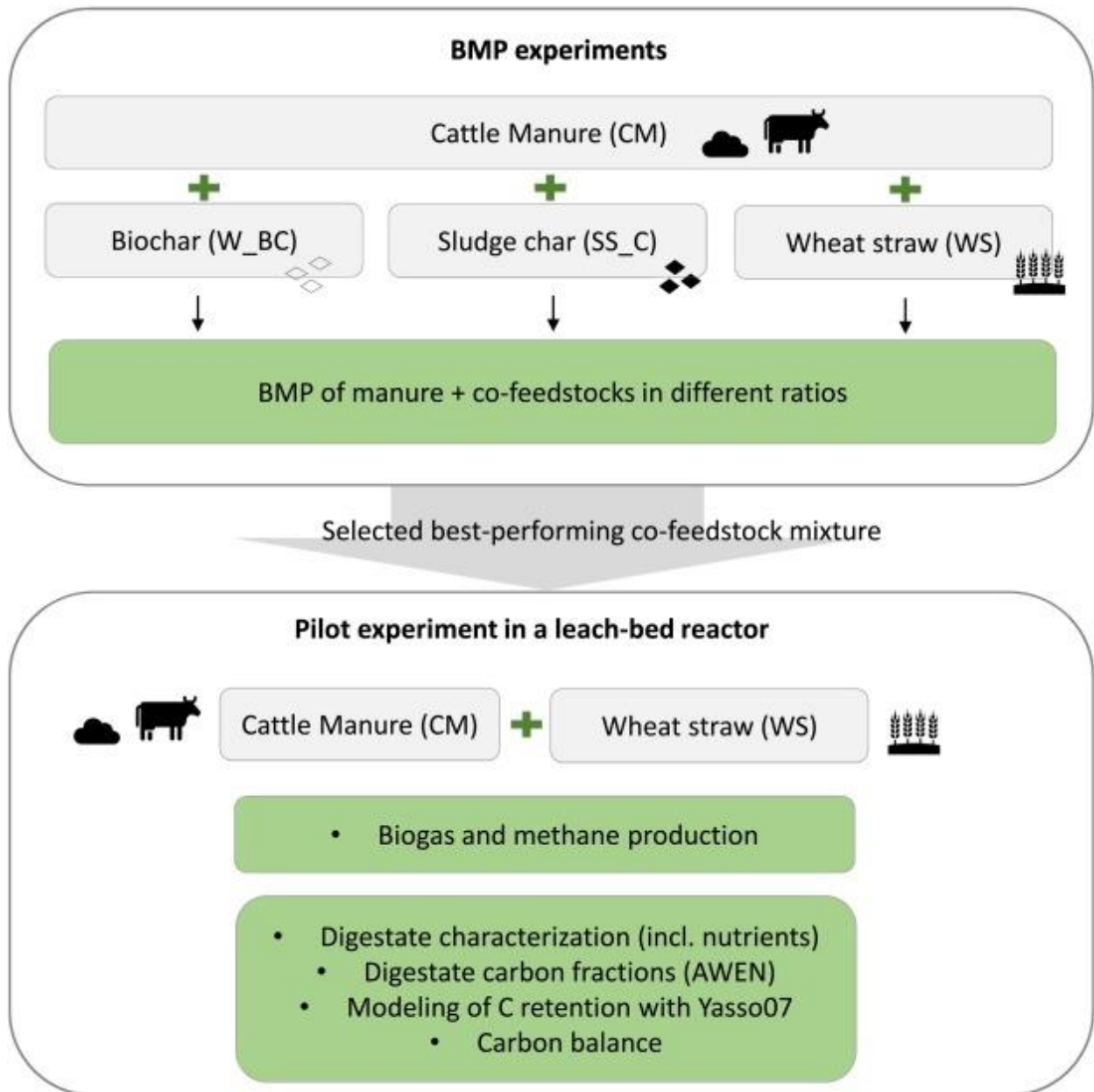
matières premières est basée sur leurs caractéristiques pour équilibrer les teneurs en nutriments du digestat, ou diluer les composés nocifs, par exemple (Karki et al., 2021). Cependant, les co-matières premières sont très rarement sélectionnées en fonction de leur contribution au digestat C. Par exemple, des études concernant l'utilisation de différentes matières premières riches en carbone (p. ex. biochars) dans les digesteurs n'ont montré de potentiel que pour la stabilité des procédés et la production de gaz (Lü et coll., 2018 ; Pan et coll., 2019 ; Wang et Lee, 2021). Néanmoins, l'introduction de co-matières premières ne doit pas compromettre la production de biogaz, mais bénéficier à l'ensemble du processus.

L'objectif fondamental de cette étude était d'évaluer les caractéristiques et la stabilité du C dans le digestat issu de la digestion anaérobie du fumier de bovin. De plus, l'objectif était de montrer les effets de l'optimisation de la teneur en C dans l'ensemble du processus de digestion en tenant compte à la fois de la production de biogaz et des caractéristiques du digestat, des nutriments et du C. Les deux phases de l'étude ont consisté à : i) améliorer le potentiel de production de méthane du MC avec des co-matières premières riches en C (pyrolyse, ombles et paille) et sélectionner le mélange le plus performant pour des études plus approfondies ; et ii) valider la qualité nutritive du digestat et les caractéristiques de la rétention du digestat en carbone dans le sol et la comparer aux matières premières non traitées.

2. Matériel et méthodes

2.1. Matériaux

Le MC avec de la tourbe et de la litière de paille, collecté dans la ferme de bovins laitiers de l'Institut des ressources naturelles de Finlande (Jokioinen, Finlande), a été utilisé comme principale matière première (Fig. 1).



1. [Télécharger : Télécharger l'image haute résolution \(504KB\)](#)
2. [Télécharger : Télécharger l'image en taille réelle](#)

Fig. 1. Conception expérimentale et matériaux utilisés dans l'étude.

Les co-matières premières contenant du C utilisées dans l'expérience étaient l'omble chevalier (SS_C), le biochar de saule (W_BC) et la paille de blé d'hiver (WS). SS_C consistait en un mélange pyrolysé (565 °C, 75 min) de boues d'épuration (80 %) et de déchets de bois (20 %) et a été collecté dans l'usine pilote de pyrolyse des services environnementaux de la région d'Helsinki HSY. W_BC est issu de la pyrolyse du bois de saule (*Salix*) à une température de 450 à 500 °C, comme décrit dans [Keskinen et al. \(2021\)](#). Le WS a été collecté dans la même ferme que CM et a été broyé à l'aide d'un broyeur à couper (Retsch SM 2000, Retsch GmbH, Allemagne) à une granulométrie de 2 à 3 mm.

Dans les expériences de PGB, l'inoculum provenait d'un réacteur de biogaz mésophile à grande échelle traitant des biodéchets municipaux (Forssa, Finlande). Le liquide percolatif d'une usine de biogaz à l'échelle de la ferme traitant l'ensilage d'herbe et le trèfle (Laukaa, Finlande) a été utilisé comme inoculum dans l'expérience à l'échelle pilote.

2.2. Essais biochimiques de potentiel méthane

La PGB et le potentiel de méthane résiduel (RMP, voir Matériel supplémentaire) ont été déterminés à l'aide d'un système AMPTS II (BPC Instruments Ab, Suède). Dans les tests de codigestion, la part des matières premières a été fixée en fonction de leur C élémentaire (voir 2.4.). Les matières premières ont été ajoutées au MC dans quatre proportions différentes pour correspondre à 5, 10, 20 ou 40 % de la teneur en C du mélange ([tableau 1](#)). La quantité d'inoculum dans chaque bouteille était de 360 g et le rapport substrat/solides volatils (VS) de l'inoculum était de 1.

Tableau 1. La part des co-matières premières (SS_C = omble à base de boues d'épuration, W_BC = biochar de saule, paille de blé = WS) dans les mélanges de matières premières. Des co-matières premières ont été ajoutées dans différents rapports de C au mélange (5, 10, 20, 40 %), ce qui a donné des rapports variables de matière fraîche (FM), de solides volatils (VS) et de solides totaux (TS).

% de co-aliment dans le mélange	SS_C				W_BC				WS			
	C	5	10	20	40	5	10	20	40	5	10	20
FM	2	4.1	8.7	20.2	0.6	1.3	3	7.5	1.3	2.6	5.7	13.9
VS	1.9	4	8.5	19.9	2.2	4.5	9.5	22	5.7	11.1	21.9	42.7
TS	8.3	16	29.9	53.3	3	6.1	12.7	28	5.6	11	21.7	42.6

Les matériaux testés et l'inoculum ont été ajoutés à des flacons d'essai en borosilicate de 500 ml. NaHCO₃ (3 g/L) a été utilisé comme tampon de pH, et de l'eau distillée a été ajoutée aux bouteilles pour atteindre une quantité totale de liquide de 400 g. L'espace libre des bouteilles était rincé de N₂ pour atteindre des conditions anaérobies. À partir du biogaz produit, CO₂ a été piégé à l'aide de 3 M de NaOH, après quoi les volumes de méthane ont été mesurés en fonction du déplacement de l'eau. Les échantillons ont été incubés pendant 26 jours dans des conditions mésophiles (37 °C), et le contenu des bouteilles a été mélangé mécaniquement pendant 1 min par heure à 84 tr/min. Tous les tests par lots ont été effectués en trois exemplaires.

2.3. Digestion anaérobie à l'état solide à l'échelle pilote

L'expérience à l'échelle pilote a été réalisée dans des conditions mésophiles (37 °C) en utilisant deux³ réacteurs à lit de lixiviation (R1 et R2, Metener Oy, Finlande) tels que décrits dans [Pyykkönen et al. \(2023\)](#). Les réacteurs ont été remplis de matières premières CM et WS en plusieurs couches, avec WS comme couche inférieure et supérieure. Un rapport C de 40 % de la masse de stockage de la mer (basé sur les expériences de PGB) a été utilisé comme base du volume de chargement de la matière première, ce qui correspondait à 15,7 % de la masse de la masse de la matière première dans les réacteurs. La circulation du liquide percolatif a été intensifiée au cours de l'expérience pour faire circuler 10 L toutes les 48, 24, 12, 6, 4 et 2 h respectivement, selon le stade du processus de digestion. En raison d'un dysfonctionnement de l'équipement, après 65 jours de fonctionnement, la circulation dans R2 a été modifiée pour une alimentation moins fréquente, circulant 10 L toutes les 24 heures avec des pauses les week-ends. L'eau du robinet (au total 207 et 229 L dans R1 et R2) a été ajoutée aux réservoirs de liquide de percolation pour maintenir un volume de liquide constant dans les réservoirs.

La température, le pH, le volume de biogaz et la teneur en méthane ont été mesurés quotidiennement. À la fin de l'expérience, les réacteurs ont été vidés du liquide dans la biomasse, et le digestat et le liquide percolé ont été échantillonnés. La durée de l'expérience était de 139 jours.

2.4. Analyses chimiques

À partir de matières premières fraîches et d'échantillons de digestat, les solides totaux (TS) et les solides volatils (VS) ont été analysés conformément à la norme SFS 3008 ([Finnish Standard Association, Helsinki, 1990](#)). Le pH a été mesuré à l'aide d'un analyseur de pH (VWR pH 110, VWR International). L'azote total (TN) et l'azote soluble d'ammonium (NH₄-N) ont été analysés par la méthode de Kjeldahl à l'aide du logiciel libre Kjeltac 8400 (FOSS, Danemark). À partir d'échantillons séchés, la teneur en C, hydrogène (H), N et soufre (S) a été déterminée à l'aide d'un analyseur élémentaire Leco CHN628 (Leco Corporation, États-Unis), et l'oxygène (O) a été calculé

sur la base du bilan massique. Les concentrations d'oligo-éléments (Ca, Fe, K, Mg, Na, P et S) ont été analysées avec un ICP-OES (Perkin Elmer Optima 8300) après HNO₃ digestion.

Une fibre au détergent neutre (NDF) et une fibre au détergent acide (ADF) ont été analysées avec l'appareil de filtrage Fibertec™ 8000 (FOSS Analytical A7S, Hillerød, Danemark). Le NDF a été analysé conformément à la norme ISO 16472 :2006, et une solution détergente a été fabriquée conformément à [Van Soest et al. \(1991\)](#). Une alpha-amylase thermostable a été utilisée. L'ADF et la lignine au détergent acide (ADL) ont été déterminés conformément à la norme EN ISO 13906 :2008. La solution détergente a été fabriquée selon [Robertson et Van Soest \(1981\)](#). Pour la détermination des AVQ, l'appareil FT 121 Fibertec Cold Extraction Unit (FOSS, Hillerød, Danemark) a été utilisé. La teneur en hémicellulose a été calculée à partir de la différence entre le NDF et l'ADF, et la teneur en cellulose à partir de la différence entre l'ADF et la lignine. Tous les résultats sont rapportés sans cendres.

L'extraction séquentielle des fractions solubles dans l'acide (A), solubles dans l'eau (W), solubles dans l'éthanol (E) et non solubles (N), c'est-à-dire les fractions AWEN, a été effectuée pour les échantillons de digestat séchés au four afin de déterminer la composition de la fraction C organique. L'extraction a été effectuée comme décrit par [Heikkinen et al. \(2021\)](#). Les résultats ont été corrigés avec la teneur en cendres de l'échantillon.

D'après l'expérience pilote, la concentration de composants gazeux (CH₄CO₂, O₂ et H₂S) a été mesurée par un analyseur de gaz manuel (Optima 7 Biogas, MRU Labs).

2.5. Modélisation de l'additionnalité du carbone organique du sol

Le modèle C du sol Yasso07 ([Tuomi et al., 2011](#), [Tuomi et al., 2008](#)) a été utilisé pour l'estimation de l'additionnalité du stock de COS à l'aide des matières premières étudiées (CM et WS) et des digestats (R1 et R2).

Les données d'entrée C du modèle ont été dérivées de l'extraction séquentielle AWEN, fournissant quatre pools C différents en fonction de leur solubilité. En plus de la composition chimique initiale de la matière première, la température et les précipitations affectent les taux

de décomposition de la matière organique ([Palosuo et al., 2015](#)). Des données climatiques mensuelles (10×10 km maillées), fournies par l'Institut météorologique finlandais, ont été appliquées ([Venäläinen et al., 2005](#)). Les températures annuelles moyennes réelles, les précipitations et les amplitudes de température calculées de 1990 à 2018 pour le sud de la Finlande ont été utilisées. La température annuelle utilisée était de $4,2$ °C, les précipitations annuelles de $635,8$ mm et l'amplitude de $13,3$ °C. Par conséquent, la décomposition des matériaux d'enrichissement du sol et la part de C qui est restée dans le sol agricole minéral ont été évaluées sur une période de 100 ans.

2.6. Calculs

Les rendements en méthane ont été convertis en conditions normales (0 °C, $101,32$ kPa) selon la loi des gaz parfaits. Dans les expériences de PGB, la production de méthane de l'inoculum a été soustraite des résultats contenant à la fois le substrat et l'inoculum pour obtenir la production de méthane de la matière première.

Un test t a été effectué avec le logiciel statistique R ([R Core Team, 2022](#)) pour analyser si la BMP (en ml de méthane dans chaque bouteille de test au jour 26) dans chaque test de codigestion avait une signification statistique par rapport à la matière première principale (CM) seule. La correction de Bonferroni a été utilisée pour ajuster les valeurs p afin de contrôler les fausses découvertes.

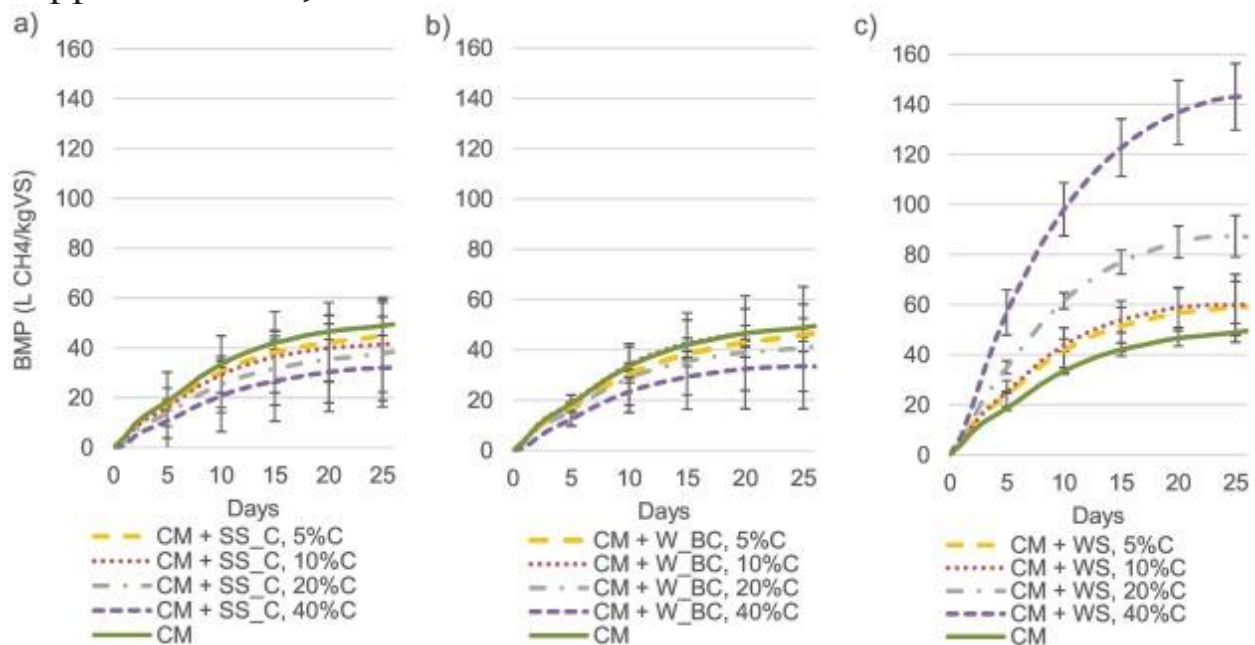
Le bilan massique a été calculé comme dans [Pyykkönen et al. \(2023\)](#), mais en utilisant la loi d'Avogadro pour transformer CH_4 et CO_2 volumes en moles dans des conditions normales. Pour le liquide percolé (au début et à la fin de l'expérience), la teneur en C n'était pas disponible, de sorte que sa quantité a été estimée sur la base de la teneur en VS (en supposant $\text{C} = 55\%$ VS). Le bilan massique était basé sur la masse de matières premières disponibles dans le matériel supplémentaire.

3. Résultats

3.1. Caractéristiques des matériaux

3.1.1. L'effet des co-matières premières sur la production de méthane

L'utilisation des deux ombles (SS_C et W_BC) comme co-matières premières pour le MC n'a pas augmenté la production de méthane, et les tendances de la dynamique de production de méthane étaient similaires entre SS_C et W_BC addition (figure 2). Il y a eu un effet négatif sur la production de gaz par rapport au MC seul, lorsque le taux d'ajout de SS_C était de 5 à 40 % et W_BC 5, 20 ou 40 % de la teneur totale en C dans les flacons d'essai. Le taux de 10 % de W_BC a entraîné une production cumulée de gaz similaire à celle du témoin (CM seul). Cependant, les effets des ajouts d'omble sur la production de gaz de MC n'étaient pas statistiquement significatifs. Le WS en tant que co-matière première a augmenté la production de méthane de CM dans tous les rapports C testés, tandis que dans les rapports C de 20 et 40 %, la différence était significative ($p < 0,05$; voir les documents supplémentaires).



1. [Télécharger](#) : [Télécharger l'image haute résolution \(372KB\)](#)
2. [Télécharger](#) : [Télécharger l'image en taille réelle](#)

Fig. 2. Le potentiel biochimique de méthane (BMP) du fumier de bovin (CM) avec des co-charges et des ratios C testés. a) Charbon des boues d'épuration (SS_C) comme co-matière première, b) biochar de saule (W_BC) comme co-matière première, c) paille de blé (WS) comme co-matière première. Les pourcentages indiquent le rapport de C dans lequel les co-matières premières ont été ajoutées.

En raison du potentiel de production de méthane le plus élevé et des synergies dans le contexte agricole, la matière première associée à la méthane occidentale avec un rapport C de 40 % a été sélectionnée pour l'expérience de digestion à l'échelle pilote. L'expérience pilote de 139 jours avec le CM et le WS (dans un rapport 60/40C) a donné du méthane 138 et 115 L CH₄/kgVS dans les réacteurs R1 et R2 respectivement (voir Matériel supplémentaire). Dans les réacteurs, les courbes de production cumulée de gaz différaient, et la production de gaz a ralenti après le jour 70 et a cessé vers le jour 100 dans R2, ce qui était dû à un remplissage légèrement différent des réacteurs et à des quantités d'eau du robinet ajoutées.

3.2. Qualité du digestat et effet sur la rétention du carbone dans les sols

3.2.1. Qualité des engrais

Malgré les différences dans le processus de digestion entre les réacteurs R1 et R2, les concentrations de N, P et K dans les deux digestats étaient similaires et reflétaient la teneur en éléments nutritifs des matières premières ([tableau 2](#)). L'introduction de l'eau d'eau comme co-matière première (15,7 % d'eau d'eau dans le réacteur) n'a pas dilué les concentrations d'azote et de phosphore, car la majorité de l'azote et du phosphore dans le digestat provenaient du MC. Cependant, le WS contenait une concentration plus élevée de K (15-20 g/kg) que le CM, ce qui augmentait la teneur en K dans les digestats (~5 g/kg).

Tableau 2. Caractéristiques des matières premières principales et des matières premières utilisées dans les expériences de PGB et les expériences pilotes, ainsi que des digestats de l'expérience pilote. TS et VS ont été analysés avec un appareil gravimétrique automatique ; pour le démarrage de l'expérience BMP, TS et VS ont également été analysés avec une méthode de séchage au four (les résultats sont présentés entre parenthèses).

Cellule vide		Principale matière première		Matières premières connexes			Digestats		
Cellule vide		CM (BMP)	CM (pilote)	WS (BMP)	WS (pilote)	C_SS	BC_W	R1	R2
TS	%	21.9 (20.5)	23.9	94.3 (93.9)	91.4	98.3 (92.1)	96.8 (97.7)	12.5	12.9
VS	% TS	92.7 (91.7)	91.3	92.3 (92.3)	93.2	29.8 (20.0)	96.3 (66.3)	83.5	85.4
C	% TS	48.4	48.0	46.4	46.3	29.8	89.7	46.0	46.1

Cellule vide		Principale matière première		Matières premières connexes				Digestats	
Cellule vide		CM (BMP)	CM (pilote)	WS (BMP)	WS (pilote)	C_SS	BC_W	R1	R2
H	% TS	5.4	5.9	5.7	6.2	0.3	1.5	4.8	5.3
N	% TS	2.1	2.2	0.6	0.6	2.4	1.0	2.0	2.0
S	% TS	0.3	0.3	0.2	0.2	1.6	0.02	0.3	0.3
O	% TS	36.4	34.9	39.5	39.9	-2.2 ¹	4.2	30.3	31.8
cendre	% TS	7.3	8.7	7.7	6.9	68.1	3.7	16.5	14.6
Cellulose	g/kg TS	312.2	268.9	433.6	417.6	Na	Na	265.5	256.7
Hémicellulose	g/kg TS	322.2	271.8	312.2	333.5	Na	Na	191	228.3
Lignine	g/kg TS	130.4	152.5	64.2	56.7	Na	Na	155.8	133.1
Fe	g/kg TS	0.7	0.8	0.05	0.04	246	0.2	1.4	2.1
N Kjeldahl	g/kg de FM	Na	Na	Na	Na	Na	Na	3.0	2.8
NH4-N	g/kg de FM	2.1	5.5	0.5	0.4	0.4	0	1	0.8
P	g/kg de FM	0.8	0.8	0.9	0.6	52.8	1.9	0.4	0.3
K	g/kg de FM	3.6	3.7	19.5	14.7	2.2	5.9	4.8	5.0
CH₄ Potentiel de production	L/kgVS_{supplémentaire}	50	Na	191	Na	0	0	34 ²	51 ²

na = non analysé.

1

Une valeur négative indique une combustion incomplète (550 °C, 2 h) dans l'analyse.

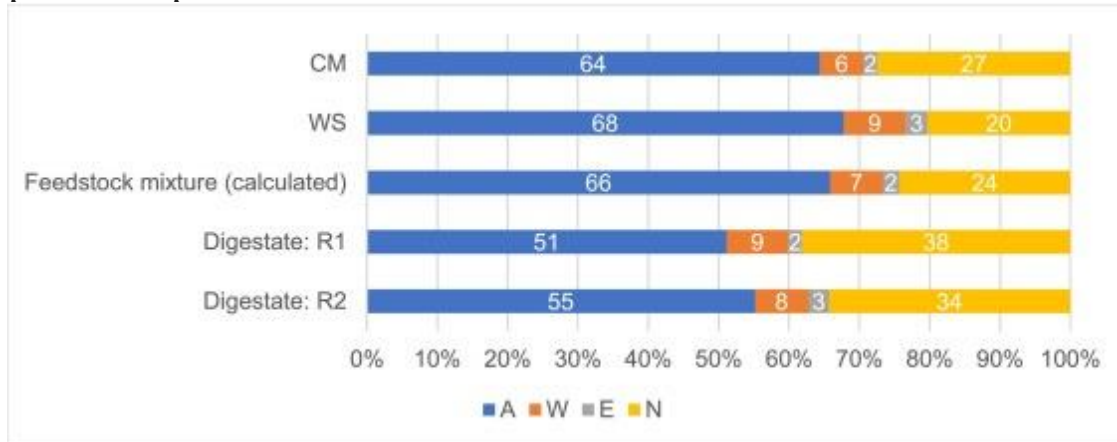
2

Résultat du test RMP.

3.2.2. Effet de la codigestion sur la rétention du carbone dans les sols

Le fractionnement AWEN des matières premières et des digestats de l'expérience pilote a montré que la digestion anaérobie augmentait la part de fractions plus stables de C dans les digestats. Parmi les matières premières testées, le MC présentait une part plus élevée (29 %) de l'éthanol et des fractions C non solubles, tandis que dans le WS, la part des mêmes fractions était de 23 % (Fig. 3). Lors du mélange de ces matières premières, la plupart des fractions C stables proviennent donc du MC. Le processus de digestion a concentré les fractions C les plus stables dans le digestat, et la part de l'éthanol et des fractions non solubles est passée de 26 % à 37-40 %, tandis que les fractions C

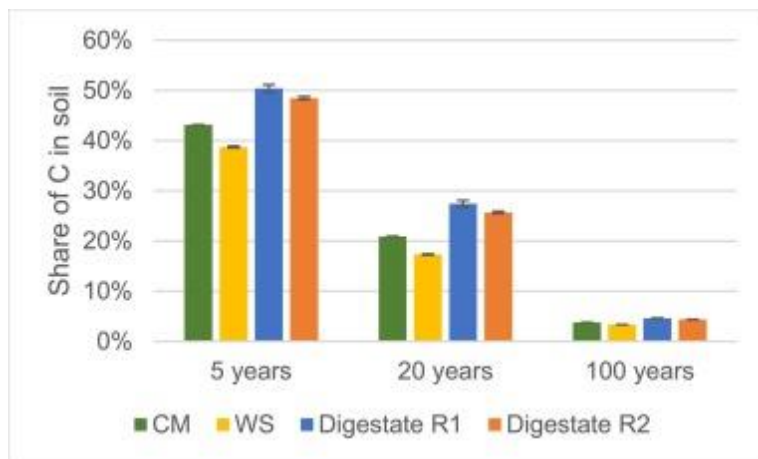
facilement solubles (à savoir les fractions acides et hydrosolubles) ont été transformées en biogaz. De plus, une partie des fractions facilement solubles a probablement été transférée dans le liquide percolé sous forme d'acides gras volatils et d'autres composés solubles, par exemple.



1. Télécharger : Télécharger l'image haute résolution (164KB)
2. Télécharger : Télécharger l'image en taille réelle

Fig. 3. Extractions AWEN (A = acide, W = eau, E = éthanol, N = non soluble) des matières premières (fumier de bovin, paille de blé), du mélange de matières premières (calculé à partir du bilan C) et des digestats R1 et R2.

D'après l'étude de modélisation Yasso07, la plus grande stabilité du C après digestion a entraîné une rétention accrue du C dans les sols. Lors de l'épandage de digestats, 48 à 50 % du carbone est resté dans les sols après cinq ans, tandis que seulement 43 et 39 % du carbone ont été conservés après l'application du CM et du WS respectivement (Fig. 4). Tout au long de la période modélisée, jusqu'à 25 et 100 ans, plus de C a été conservé dans le sol lorsque des matières digérées ont été épandues par rapport au CM et au WS. Cependant, après 25 ans, il ne restait plus qu'environ 20 à 27 % du carbone ajouté dans le sol et après 100 ans, seulement 3 à 4 %.



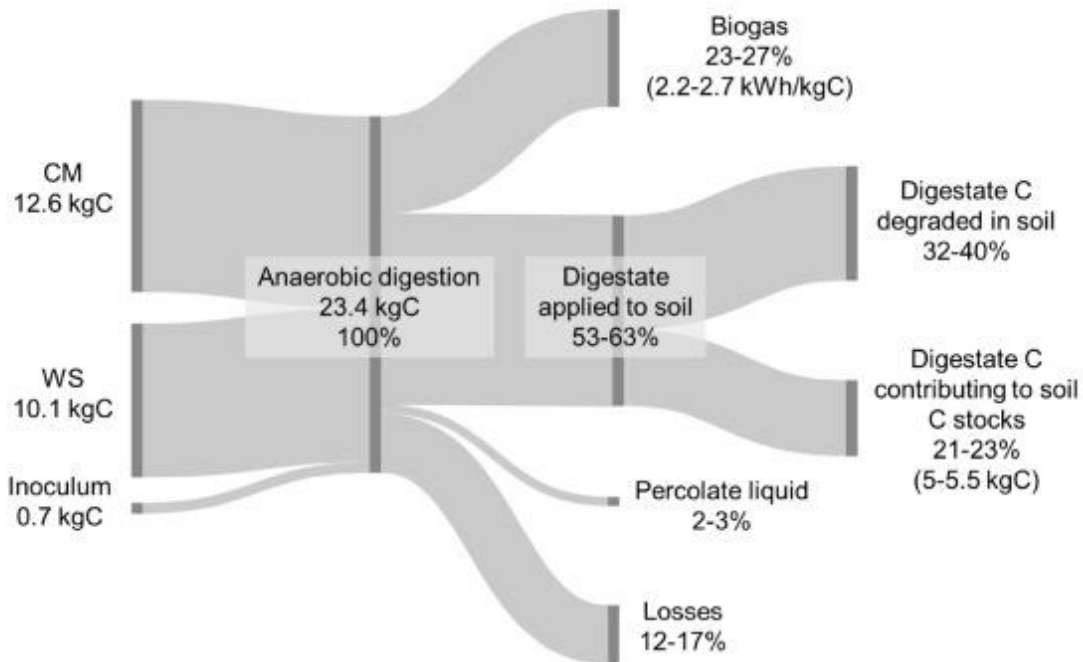
1. [Télécharger : Télécharger l'image haute résolution \(112KB\)](#)
2. [Télécharger : Télécharger l'image en taille réelle](#)

Fig. 4. Part du C dans les sols 5, 20 et 100 ans après la charge d'alimentation (CM, fumier de bovin ; WS, paille de blé) ou l'application de digestat. Les barres d'erreur font référence à l'écart entre les échantillons parallèles dans les extractions AWEN.

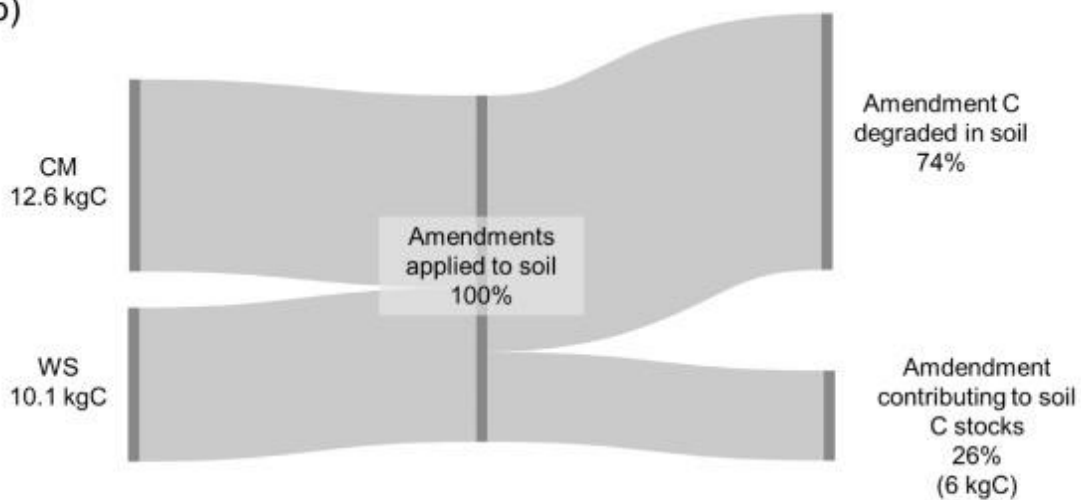
3.3. Bilan carbone de la codigestion

Le bilan massique du C a été calculé pour évaluer la confiance du C pendant la codigestion du CM et du WS (Fig. 5a). D'après le bilan massique, les digestats R1 et R2 contenaient 53 et 63 % du C total introduit dans les réacteurs pilotes. 27 % et 23 % du carbone ont été captés sous forme de biogaz (CH₄ et CO₂). Le liquide percolé contenait 2 à 3 % de C, qui dans une usine industrielle serait utilisé comme inoculant du prochain lot de digestion. Cependant, il y a eu une perte de 17 et 12 % dans le bilan C, probablement due à des composés C volatilisés (par exemple, sous forme d'acides gras volatils) lors de la manipulation du matériau et de l'échantillon, ainsi qu'à une imprécision dans les analyses. Le bilan en carbone peut être comparé au cas d'utilisation conventionnel du CM et du WS, qui se retrouveraient dans les sols en tant qu'amendements du sol, contribuant ainsi de manière similaire aux stocks de carbone du sol (Fig. 5b).

a)



b)



1. [Télécharger](#) : Télécharger l'image haute résolution (371KB)

2. [Télécharger](#) : Télécharger l'image en taille réelle

Fig. 5. C dans un réacteur pilote à lit de lixiviation, et b) dans un cas conventionnel, où le CM et le WS sont appliqués comme amendements du sol sans traitement. La quantité contribuant aux stocks de carbone

dans le sol est calculée sur la base des résultats d'extraction de l'éthanol et des fractions C non solubles par AWEN.

4. Analyse

Cette étude visait à évaluer la codigestion anaérobie de la MC, en examinant non seulement le potentiel de biogaz, mais aussi l'impact sur le C et la qualité des nutriments du digestat. Une attention particulière a été accordée à la qualité et à l'équilibre du C tout au long du processus, en mettant l'accent sur l'exploration des possibilités de création de valeur par l'optimisation de l'utilisation du C dans la chaîne de processus. Le digestat a été comparé à des CM et des WS.

4.1. Impact de la sélection des matières premières sur les performances de la digestion anaérobie

Sur la base du criblage initial des co-matières premières, WS a été sélectionné pour les expériences de réacteur à l'échelle pilote afin d'analyser les effets de la codigestion sur le potentiel de production de méthane et d'évaluer en outre l'équilibre C et la qualité du digestat du procédé de digestion sélectionné. Lorsqu'il est codigéré avec la MC, le WS a entraîné le potentiel de production de méthane le plus élevé parmi les co-matières premières étudiées. Le rapport C étudié de 20 % correspondait à une masse fraîche de 5,7 %, ce qui a entraîné une augmentation de 76 % de la production de méthane, tandis qu'une part plus importante de la masse fraîche (40 % de C, 14 % de la masse fraîche) a augmenté la production de méthane de 189 % (Fig. 2). Auparavant, des résultats similaires avaient été rapportés avec la codigestion du MC et du SM (5 % de la masse fraîche), où la paille déchiquetée augmentait la production de méthane de 29 % (Xavier et al., 2015). Bien qu'il puisse sembler que l'utilisation de WS comme co-matière première soit bénéfique pour augmenter les parts, son potentiel en tant que co-matière première dépend donc grandement des caractéristiques des matériaux et de la BMP du MC. De plus, le type de digesteur (c.-à-d. les restrictions de la teneur en matières premières de la méthane d'alimentation) et la disponibilité des matières premières peuvent limiter la faisabilité de l'utilisation de

parts élevées de matières premières comme matières premières complémentaires.

L'utilisation de co-matières premières a été motivée par l'hypothèse que les matières contenues dans des formes organiques C plus stables contre la décomposition que le CM, ce qui contribuerait à la rétention du C dans les digestats. Pour les échantillons d'omble, on savait que le carbone après pyrolyse était lentement dégradable et plus stable lorsqu'il était appliqué sur les sols (Heikkinen et coll., 2021 ; Joseph et al., 2021). Parmi les ombles testés, SS_C, provenant de la pyrolyse des boues d'épuration, présentaient une teneur en C inférieure à celle du biochar W_BC à base de bois (30 contre 90 % des TS, tableau 2), ce qui est typique des ombles provenant des boues d'épuration (Gopinath et al., 2021), et en raison des concentrations élevées d'autres éléments, tels que le Fe dans les boues. Outre les différences chimiques, les propriétés physiques des ombles utilisés peuvent varier considérablement, car la porosité à l'échelle micrométrique des ombles à base de boues d'épuration (<0,2) serait nettement inférieure à celle du biochar à base de saule (0,6, Rasa et coll., 2018 ; Turunen et al., 2021).

Malgré les différences de caractéristiques, l'ajout de W_BC et de SS_C comme co-matières premières a entraîné un potentiel de production de méthane similaire (Fig. 2), qui était négligeable par rapport à la production de gaz de CM (Fig. 2). Cela contredit les études antérieures dans lesquelles on a observé que les ajouts d'omble augmentaient la production de méthane (Lü et coll., 2018 ; Wang et Lee, 2021).

Contrairement aux WS, les ombles ne contiennent pas de matière organique dégradable qui pourrait contribuer à la production de gaz, mais leur effet positif est lié, par exemple, à l'augmentation de la capacité tampon, à l'introduction d'oligo-éléments et à la colonisation microbienne en raison de leur structure poreuse (examiné dans Lü et al., 2018). La raison de cet effet négligeable pourrait être la quantité d'ombles ajoutés et les composants inhibiteurs qu'ils contiennent, par exemple les hydrocarbures aromatiques (Zhao et coll., 2021).

Cependant, il est peu probable que la quantité supplémentaire d'ombles soit la cause de l'effet négligeable sur la production de méthane, car des concentrations de biochar similaires d'environ 8 à 16 g/L (comparativement à 2 à 30 g/L avec SS_C, 0,7 à 11 g/L avec W_BC dans la présente étude) ont déjà été testées avec succès (examinées

dans [Pan et coll., 2019](#)). De plus, les ajouts importants d'omble (>10 % en masse) peuvent même ne pas être pratiques. Premièrement, le charbon, en particulier le biochar, est souvent coûteux et la faisabilité d'ajouts importants de biochar est discutable. Deuxièmement, l'ajout de grandes quantités de charbon, qui ne produit pas de méthane, occupe le volume du réacteur, ce qui diminue la quantité d'autres matières premières à digérer. Cela peut également entraîner une baisse des revenus des usines de biogaz provenant des droits d'entrée. Pour être réalisable pour l'exploitant de l'installation de biogaz, l'ajout d'omble en tant que co-matière première devrait donc avoir des effets positifs mesurables sur le rendement en méthane qui l'emportent sur les effets négatifs. Une autre option pour bénéficier des avantages de la séquestration du carbone dans les sols est d'appliquer le digestat et le biochar séparément sur les sols.

4.2. Transformations du carbone pendant et après traitement

Le CM et le WS ont été co-digérés dans les digesteurs anaérobies à l'échelle pilote et la production de biogaz et la teneur et la qualité du digestat C ont été analysées. Dans un cas d'utilisation conventionnel, le MC et le WS se retrouveraient dans des sols sans aucun traitement et la quasi-totalité de la matière organique serait dégradée microbiologiquement. Selon le bilan C, l'utilisation conventionnelle de CM et de WS induirait une part légèrement plus élevée de C stable appliqué aux sols (26 %) par rapport à l'utilisation de la codigestion anaérobie (21–23 %, [Fig. 5](#)). Cependant, la modélisation Yasso07 a montré que le processus de digestion entraînait une rétention plus longue des fractions C dans le sol ([Fig. 4](#)) que dans les CM et WS non traités. Cela favorise l'utilisation de la digestion anaérobie comme étape de traitement du MC et du WS pour aider à l'accumulation de la teneur en C organique dans les sols. De plus, le scénario conventionnel ne parvient pas à capturer la fraction organique volatilisable sous forme de biogaz et à tirer profit de la production d'énergie renouvelable. Dans cette étude, 23 à 27 % du C a été capturé dans le biogaz. Le biogaz et sa fraction de biométhane peuvent être utilisés comme source d'énergie, tandis que le dioxyde de carbone pourrait également être valorisé en énergie ou en d'autres produits à valeur

ajoutée par méthanisation (Cordova et al., 2022) pour maximiser l'utilisation du carbone, par exemple.

Le digestat obtenu contenait environ 53 à 63 % du C des matières premières (CM et WS). Selon les extractions AWEN, environ 40 % du digestat C était assez récalcitrant à une dégradation ultérieure dans les sols (c'est-à-dire l'éthanol et les fractions C non solubles). Environ 21 à 23 % du C de la matière première a donc le potentiel d'augmenter l'accumulation et l'accumulation de C dans les sols (Fig. 5). De même, Nyang'au et al. (2022) ont rapporté une étude qui combinait des données sur la minéralisation du C et une modélisation du C à quatre bassins, constatant que 12 à 15 % du C de la matière première pourrait contribuer à la séquestration du C à long terme. Cependant, selon la modélisation actuelle de Yasso07, il était évident que le C dans tous les amendements organiques étudiés (digestats, CM et WS) se dégradait progressivement dans les sols. Il a été démontré que le modèle prédit bien la décomposition des matériaux digérés, par exemple (Heikkinen et al., 2021). Selon la modélisation, après cinq ans, environ 50 % du digestat épandu restera dans le sol, tandis qu'après 25 ans, il ne restera plus qu'un quart du carbone épandu. Après 100 ans, 3 à 4 % du carbone ajouté est resté dans les sols, ce qui suggère un impact encore limité et relativement court terme sur les réservoirs de COS. Cependant, comme ces amendements organiques sont souvent appliqués régulièrement chaque année, leur application a le potentiel d'augmenter progressivement les stocks de C du sol à long terme.

Les résultats ont également indiqué que la part des fractions C facilement solubles (fractions acides et hydrosolubles) était corrélée avec le potentiel de méthane résiduel des digestats. La part plus élevée de fractions de C solubles a conduit à une RMP plus élevée avec le digestat R2 (voir Matériel supplémentaire), ce qui est conforme à l'hypothèse selon laquelle la fraction organique facilement soluble est responsable de la RMP du digestat. Par la suite, la fraction C facilement soluble qui se dégrade dans les sols après utilisation du digestat pourrait être récupérée avec un processus de digestion plus efficace et un temps de rétention plus long dans le réacteur (Nyang'au et al., 2022). Les deux digestats testés avaient une RMP similaire (34 et 51 L CH₄/kgVS), qui a déjà été atteint dans une configuration de

réacteur similaire (codigestion fumier de cheval et féverole : 50 L CH₄/kgVS, [Pyykkönen et al., 2023](#)).

Il y avait également une différence notable dans la qualité du digestat C (fractions AWEN et RMP) entre les digestats des réacteurs répétés R1 et R2. Elle était liée aux changements dans les performances du procédé ([Fig. 3](#), Matériel supplémentaire), où le réacteur R1 produisait plus de méthane, diminuant la fraction C soluble dans le digestat, car le C soluble facilement dégradable était transformé en biogaz. Dans le R2, la production de gaz était plus faible et le C dans le digestat contenait des fractions C plus facilement solubles, ce qui signifie que les matières premières n'étaient pas complètement dégradées. La cause de la différence entre les réacteurs R1 et R2 a été attribuée à l'emballage des réacteurs et à l'utilisation de l'eau pour permettre la circulation du liquide percolé, où R2 était probablement plus rapidement concentré avec de l'eau.

4.3. Valeur fertilisante du digestat

La digestion anaérobie est liée non seulement au C mais aussi au recyclage et à l'utilisation des nutriments, par exemple N, P et K. En tant que co-matière première, l'ajout de WS a joué un rôle mineur dans la qualité agronomique du digestat en raison de sa faible part dans le mélange de matières premières. L'effet combiné du WS et du processus de digestion lui-même a eu un effet légèrement diluant sur la teneur en N et en P des digestats par rapport au MC brut. L'effet de dilution était principalement dû à la configuration du réacteur, dans laquelle une partie de la fraction soluble se trouve dans le liquide percolat, et n'est donc pas prise en compte dans le digestat. Cependant, le WS contenait une forte concentration de K, ce qui augmentait la teneur en K du digestat, ce qui peut être un aspect bénéfique dans la fertilisation. Pour le processus de digestion, le léger effet de dilution des co-matières premières peut également être bénéfique pour optimiser le rapport C/N. Le rapport C/N du mélange de matières premières était de 32, la majorité de l'azote provenant du MC. Le rapport se situait dans la fourchette des rapports C/N optimaux (26-34) pour les processus de codigestion du fumier ([Ma et al., 2020](#)). Ainsi, dans une revue de ([Ajayi-Banji et Rahman, 2022](#)), il a été sous-entendu que des rapports C/N encore plus faibles étaient également applicables dans les

processus de digestion à l'état solide en raison des besoins énergétiques plus faibles des microbes dans un réacteur avec moins de mobilité microbienne.

5. Conclusions

Traditionnellement, le MC et le WS se retrouvent dans les sols sous forme d'engrais ou d'amendements du sol sans aucun traitement. Cette étude a démontré que la digestion anaérobie du MC et du WS est avantageuse, offrant des avantages non seulement pour la production d'énergie renouvelable et la fertilisation, mais aussi pour la rétention du C et l'accumulation de COS, par rapport au CM et au WS non digérés. L'évaluation positive découle de l'amélioration de la qualité du C dans les digestats, en particulier de la rétention plus efficace du C à court terme dans les sols indiquée par la modélisation Yasso07. Cet aspect positif est considéré comme l'emportant sur les effets négatifs mineurs potentiels sur la teneur en nutriments du digestat et la perte de matière organique dans le biogaz qui peuvent résulter de la digestion. Il est crucial que les études et les projets de digestion anaérobie tiennent compte non seulement du potentiel de production d'énergie renouvelable, mais aussi de la teneur en éléments nutritifs et en carbone du digestat. Une approche globale optimise l'ensemble de la chaîne de processus et maximise les avantages de la réalisation des objectifs d'atténuation du changement climatique et d'amélioration de la santé des sols.

Déclaration de contribution à la paternité du CRediT

Elina Tampio : Rédaction – révision et édition, Rédaction – ébauche originale, visualisation, validation, supervision, ressources, administration de projet, méthodologie, enquête, acquisition de financement, analyse formelle, conceptualisation. **Ilmari Laaksonen** : Rédaction – révision et édition, Rédaction – ébauche originale, enquête, analyse formelle, curation de données. **Karoliina Rimhanen** : Rédaction – révision et édition, Rédaction – ébauche originale, Méthodologie, Enquête, Analyse formelle. **Niina Honkala** : Rédaction – révision et édition, enquête, curation de

données. **Johanna Laakso** : Rédaction – révision et édition, rédaction – ébauche originale, enquête, curation des données, conceptualisation. **Hélène Soinne** : Rédaction – révision et édition, méthodologie, acquisition de financement, conceptualisation. **Kimmo Rasa** : Rédaction – révision et édition, méthodologie, acquisition de financement, conceptualisation.

Déclaration d'intérêt concurrent

Les auteurs déclarent qu'ils n'ont pas d'intérêts financiers concurrents connus ou de relations personnelles qui auraient pu sembler influencer le travail rapporté dans cet article.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les services environnementaux de la région d'Helsinki HSY pour avoir fourni le SS_C échantillon, le personnel des laboratoires de l'Institut des ressources naturelles pour avoir effectué des analyses chimiques et le personnel de l'étable pour avoir fourni des matériaux de MC et de WS.

Financement : L'étude a été menée dans le cadre du projet EOM4SOIL (External organic matters for climate mitigation and soil health) dans le cadre du programme conjoint européen pour SOIL « Towards climate-smart sustainable management of agricultural soils » (EJP SOIL) financé par le programme de recherche et d'innovation Horizon 2020 de l'UE (convention de subvention n° 2020). [862695](#)).

Annexe A. Données supplémentaires

[Télécharger : Télécharger le document Word \(103KB\)](#)

Matériel supplémentaire

Disponibilité des données

Les données seront disponibles sur demande.

Références

1. [Ajayi-Banji et Rahman, 2022](#)

Un. Ajayi-Banji, S. Rahman

Examen de l'influence des paramètres de procédé sur la digestion anaérobie à l'état solide : focus sur les seuils de stabilité des performances

Renouveler. Soutenir. Energy Rev., 167 (2022), article 112756, [10.1016/j.rser.2022.112756](https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112756)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

2. [Angst et al., 2023](#)

G. Angst, K.E. Mueller, M.J. Castellano, C. Vogel, M. Wiesmeier, C.W. Mueller

Libérer des systèmes de sols complexes comme puits de carbone : la gestion multi-bassins comme clé

Nat. Commun., 14 (2023), p. 2967, [10.1038/s41467-023-38700-5](https://doi.org/10.1038/s41467-023-38700-5)

[View at publisher](#)

This article is free to access.

[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

3. [Béghin-Tanneau et al., 2019](#)

R. Béghin-Tanneau, F. Guérin, M. Guiresse, D. Kleiber, J.D. Scheiner

Séquestration du carbone dans le sol amendé avec de la matière digérée anaérobie

Sol Labourage Res., 192 (2019), p. 87-94, [10.1016/j.still.2019.04.024](https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.024)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

4. [Cordova et al., 2022](#)

S.S. Cordova, M. Gustafsson, M. Eklund, N. Svensson

Potentiel de valorisation du dioxyde de carbone provenant de la production de biogaz en Suède

J. Propre. Prod., 370 (2022), article 133498, [10.1016/j.jclepro.2022.133498](#)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

5. [Ervasti et al., 2022](#)

S. Ervasti, J. Kostensalo, E. Tampio

Effets des matières premières saisonnières et locales sur la performance de la digestion anaérobie continue du lisier bovin

Bioressource. Technol. Rep., 19 (2022), article 101207, [10.1016/j.biteb.2022.101207](#)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

6. [Farghali et al., 2022](#)

M. Farghali, A.I. Osman, K. Umetsu, D.W. Rooney

Intégration des systèmes de biogaz dans une économie zéro carbone et hydrogène : un bilan

Environ. Chem. Lett., 20 (2022), p. 2853 à 2927, [10.1007/s10311-022-01468-z](#)

[_View at publisher_](#)

This article is free to access.

[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

7. [Association finlandaise de normalisation, Helsinki, Finlande, 1990](#)

Association finlandaise de normalisation, Helsinki, Finlande

SFS 3008, Détermination des résidus totaux et des résidus totaux fixés dans l'eau, les boues et les sédiments

Association finlandaise de normalisation, Helsinki, Finlande (1990))

[Google Scholar](#)

8. [Gopinath et al., 2021](#)

Un. Gopinath, G. Divyapriya, V. Srivastava, A.R. Laiju, P.V. Nidheesh, M.S. Kumar

Conversion des boues d'épuration en biochar : une ressource potentielle pour le traitement de l'eau et des eaux usées

Environ. Res., 194 (2021), article

110656, [10.1016/j.envres.2020.110656](#)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

9. [Heikkinen et al., 2021](#)

J. Heikkinen, E. Ketoja, L. Seppänen, S. Luostarinen, H. Fritze, T. Pennanen, K. Peltoniemi, S. Velmala, P. Hanajik, K. Régina

La composition chimique contrôle la décomposition des amendements organiques et influence la structure de la communauté microbienne dans les sols agricoles

Carbon Manag., 12 (2021), p. 359 à

376, [10.1080/17583004.2021.1947386](#)

[_View at publisher_](#)

This article is free to access.

[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

10. [Joseph et al., 2021](#)

S. Joseph, A.L. Cowie, L. Van Zwieten, N. Bolan, A. Budai, W. Buss, M.L. Cayuela, E.R. Graber, J.A. Ippolito, Y. Kuzyakov, Y. Luo, Y.S. D'accord, K.N. Palansooriya, J. Shepherd, S. Stephens, Z. (Han) Weng, J. Lehmann

Comment le biochar fonctionne, et quand il ne fonctionne pas : un examen des mécanismes contrôlant les réponses du sol et des plantes au biochar

GCB Bioenergy, 13 (2021), p. 1731-1764, [Référence 10.1111/gcbb.12885](#)

[_View at publisher_](#)

This article is free to access.

[Voir dans ScopusGoogle Scholar](#)

11. [Karki et al., 2021](#)

R. Karki, W. Chuenchart, K.C. Surendra, S. Shrestha, L. Raskin, S. Sung, A. Hashimoto, S. Kumar Khanal

Codigestion anaérobie : état des lieux et perspectives

Bioressource. Technol., 330 (2021), article 125001, [10.1016/j.biortech.2021.125001](#)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans ScopusGoogle Scholar](#)

12. [Keskinen et al., 2021](#)

R. Le juge Keskinen Le juge Nikama. Kaseva, K. Rasa

Faisabilité des ombles enrichis en azote comme engrais circulaires

Déchets de biomasse Valoriz., 12 (2021), p. 6823-6833, [Référence 10.1007/s12649-021-01471-5](#)

[_View at publisher_](#)

This article is free to access.

[Voir dans ScopusGoogle Scholar](#)

13. [Lü et al., 2018](#)

F. Lü, Z. Hua, L. Shao, P. Il

Boucler la production de bioénergie et la séquestration du carbone des déchets polymères en intégrant des procédés de conversion biochimique et thermochimique : un cadre conceptuel et des avancées récentes

Renouveler. Énergie, 124 (2018), p. 202-211, [10.1016/j.renene.2017.10.084](#)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans ScopusGoogle Scholar](#)

14. [Ma et al., 2020](#)

G. Ma, P. Ndegwa, J.H. Harrison, Y. Chen

Rendements en méthane lors de la codigestion anaérobie du fumier animal avec d'autres matières premières : une méta-analyse

Sci. Total Environ., 728 (2020), article 138224, [10.1016/j.scitotenv.2020.138224](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138224)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

15. [Minasny et al., 2017](#)

B. Minasny, B.P. Malone, A.B. McBratney, D.A. Angers, D. Arrouays, A. Chambers, V. Chaplot, Z.-S. Chen, K. Cheng, B.S. Das, D.J. Field, A. Gimona, C.B. Hedley, S.Y. Hong, B. Mandal, B.P. Marchant, M. Martin, B.G. McConkey, V.L. Mulder, S. O'Rourke, A.C. Richer-de-Forges, I. Odeh, J. Padarian, K. Paustian, G. Pan, L. Poggio, I. Savin, V. Stolbovov, U. Stockmann, Y. Sulaeman, C.-C. Tsui, T.-G. Vågen, B. van Wesemael, L. Winowiecki

Carbone du sol 4 pour mille

Geoderma, 292 (2017), p. 59-86, [10.1016/j.geoderma.2017.01.002](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

16. [Nyang'au et al., 2022](#)

J.O. Nyang'au, H.B. Møller, P. Sørensen

Dynamique de l'azote et séquestration du carbone dans le sol après l'application de digestats issus d'une digestion anaérobie en une ou deux étapes

Sci. Total Environ., 851 (2022), article 158177, [10.1016/j.scitotenv.2022.158177](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158177)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

17. [Palosuo et al., 2015](#)

T. Le Juge Palosuo, Heikkinen, K. Régina

Méthode d'estimation des variations du stock de carbone dans le sol dans les sols de cultures minérales et de prairies finlandaises

Carbon Manag., 6 (2015), p.
207-220, [10.1080/17583004.2015.1131383](https://doi.org/10.1080/17583004.2015.1131383)

[_View at publisher_](#)

This article is free to access.

[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

18. [Pan et coll., 2019](#)

J. Pan, J. Ma, L. Zhai, T. Luo, Z. Mei, H. Liu

Bilan de l'application du biochar pour améliorer la digestion anaérobie

Bioressource. Technol., 292 (2019), article
122058, [10.1016/j.biortech.2019.122058](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122058)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

19. [Pyykkönen et al., 2023](#)

V. Pyykkönen, E. Winqvist, A.-M. Seppänen, M. Vainio, E. Virkkunen, K. Koppelmäki, S. Rasi

Digestion anaérobie de la biomasse agricole solide dans les réacteurs à lit de lixiviation

Bio-ingénierie, 10 (2023), p.
433, [10.3390/bio-ingénierie10040433](https://doi.org/10.3390/bio-ingénierie10040433)

[View at publisher_](#)

[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

20. [Équipe principale R, 2022](#)

Équipe principale R

R : Un langage et un environnement pour le calcul statistique

Autriche, Vienne (2022)

[Google Scholar](#)

21. [Rasa et al., 2018](#)

K. Le juge Rasa Heikkinen, M. Hannula, K. Arstila, S. Kulju,
J. Hyväluoma

Comment et pourquoi le biochar de saule augmente-t-il la capacité
de rétention d'eau d'un sol argileux ?

Biomass Bioenergy, 119 (2018), p.

346-353, [10.1016/j.biombioe.2018.10.004](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.10.004)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

22. [Robertson et Van Soest, 1981](#)

J.B. Robertson, P.J. Van Soest

Le système d'analyse des détergents et son application aux
aliments humains

W.D.T. James, O. Theander (Eds.), Les analyses des fibres
alimentaires dans les aliments. Le système d'analyse
détergent et son application aux aliments humains. Marcell
Dekker, New York (1981), p. 123-158

[Google Scholar](#)

23. [Tambone et coll., 2009](#)

F. Tambone, P. Genevini, G. D'Imporzano, F. Adani

Évaluer les propriétés d'amendement du digestat en étudiant la
composition en matière organique et le degré de stabilité
biologique lors de la digestion anaérobie de la fraction organique
des DSM

Bioressource. Technol., 100 (2009), p.

3140-3142, [10.1016/j.biortech.2009.02.012](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.012)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

24. [Tuomi et al., 2008](#)

M. Tuomi, P. Vanhala, K. Karhu, H. Le juge Fritze. Liski

Respiration hétérotrophe du sol : comparaison de différents
modèles décrivant sa dépendance à la température

Ecol. Model., 211 (2008), p.
182-190, [10.1016/j.ecolmodel.2007.09.003](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.09.003)
[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

25. [Tuomi et al., 2011](#)

M. Tuomi, J. Rasinmäki, A. Repo, P. Vanhala, J. Liski

Modèle de carbone du sol Yasso07 interface utilisateur graphique

Environ. Modèle. Software, 26 (2011), p.

1358-1362, [10.1016/j.envsoft.2011.05.009](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.05.009)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

26. [Turunen et al., 2021](#)

M. Turunen, J. Hyväluoma, R. Le juge Keskinen Kaseva, J. Nikama, A. Reunamo, K. Rasa

Structure interstitielle des charbons de boues d'épuration et leurs impacts sur la rétention d'eau dans différents sols

Biosyst. Eng., 206 (2021), p.

6-18, [10.1016/j.biosystemseng.2021.03.010](https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2021.03.010)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

27. [Van Soest et al., 1991](#)

P.J. Van Soest, J.B. Robertson, B.A. Lewis

Procédés pour fibres alimentaires, fibres détergentes neutres et polysaccharides non amidulés en relation avec la nutrition animale

J. Dairy Sci., 74 (1991), p. 3583-3597, [10.3168/jds.](https://doi.org/10.3168/jds.1991.74.11.3583)

Référence : [S0022-0302\(91\)78551-2](https://doi.org/10.3168/jds.1991.74.11.3583)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

28. [Venäläinen et al., 2005](#)

Un. Venäläinen, H. Tuomenvirta, P. Pirinen, A. Drebs

Un ensemble de données climatiques finlandaises de base 1961-2000 – description et illustrations

Rapports de l'Institut météorologique finlandais. Helsinki 2005 (2005), p. 1-27

[Google Scholar](#)

29. [Wang et Lee, 2021](#)

W. Wang, D.-J. Lee

Valorisation du digestat de méthanisation : un bilan prospectif

Bioressource. Technol., 323 (2021), article
124626, [10.1016/j.biortech.2020.124626](#)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

30. [Xavier et al., 2015](#)

C.A.N. Xavier, V. Moset, R. Wahid, H.B. Møller

L'efficacité de la paille de blé broyée et briquetée en codigestion
anaérobie avec le fumier de vaches laitières

Biosyst. Eng., 139 (2015), p.

16-24, [10.1016/j.biosystemseng.2015.07.008](#)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)

31. [Zhao et al., 2021](#)

W. Zhao, H. Yang, S. Il, Q. Zhao, L. Wei

Revue du biochar dans la méthanisation pour améliorer la
production de biogaz : performances, mécanismes et évaluations
économiques

Bioressource. Technol., 341 (2021), article
125797, [10.1016/j.biortech.2021.125797](#)

[Voir le PDF](#)[Voir l'article](#)[Voir dans Scopus](#)[Google Scholar](#)