

Niveaux de résidus de métaux lourds et d'antimicrobiens dans divers types de digestats provenant d'usines de biogaz - Une étude par Małgorzata Czatkwowska Damian Rolbiecki Ewa Korzeniewska et Monika Harnisz

Département d'ingénierie de protection des eaux et de microbiologie environnementale, Faculté de géo-ingénierie, Université de Warmie et Mazurie à Olsztyn, 10-720 Olsztyn, Pologne
Centre régional européen d'écohydrologie de l'Académie polonaise des sciences, 90-364 Lodz, Pologne

Auteur à qui la correspondance doit être adressée.

Développement durable 2025 , 17 (2), 416; <https://doi.org/10.3390/su17020416>

Soumission reçue : 24 novembre 2024 / Révisé le 2 janvier 2025 / Accepté : 3 janvier 2025 / Publié le 8 janvier 2025

(Cet article fait partie du numéro spécial [Progrès de la recherche et défis d'évaluation de la valorisation des sous-produits et des déchets](#))

Résumé

La croissance démographique mondiale génère des problèmes liés à la demande croissante d'énergie durable et de traitement des déchets.

Une bonne gestion des déchets solides favorise la réutilisation des matériaux, maximise la récupération et réduit la pression anthropologique sur les ressources naturelles. La digestion anaérobie (DA) est une méthode alternative de stabilisation des substrats organiques et de génération de biogaz comme source d'énergie respectueuse de l'environnement.

De plus, le digestat n'est pas seulement un déchet de ce processus, mais aussi une ressource renouvelable avec de nombreuses applications potentielles.

Le concept d'économie circulaire encourage l'utilisation du digestat comme source de nutriments qui favorise la croissance des plantes et améliore les propriétés du sol. Cependant, les substrats stabilisés contiennent souvent divers contaminants, notamment des métaux lourds (MH) et des antibiotiques qui sont également détectés dans le digestat.

Par conséquent, l'utilisation agricole du digestat obtenu par DA pourrait augmenter le pool de ces polluants dans les sols et les eaux et contribuer à leur circulation dans ces écosystèmes. De plus, le digestat peut également augmenter la co-sélection de gènes déterminant la résistance aux MH et aux antibiotiques chez les micro-organismes environnementaux.

Cet article passe en revue de manière exhaustive les données publiées sur les résidus de divers HM et substances antimicrobiennes dans différents digestats à travers le monde et cartographie l'ampleur du problème. De plus, le risque potentiel de niveaux résiduels de ces contaminants dans le digestat a également été évalué.

L'examen souligne l'absence de normes juridiques réglementant les concentrations de médicaments introduits dans le sol avec le digestat. Les résultats de l'évaluation des risques écologiques indiquent que la présence d'antimicrobiens d'importance médicale dans les produits à base de digestat, en particulier ceux utilisés en agriculture, devrait être limitée.

Mots clés:

[digestion anaérobie](#) ; [digestat](#) ; [installations de biogaz](#) ; [antibiotiques](#) ; [métaux lourds](#) ; [risque écologique](#) ; [pression anthropique](#)

1. Introduction

En raison de l'intensification de l'agriculture, de l'urbanisation progressive et de la croissance démographique humaine, les volumes de déchets générés dans le monde sont devenus un fardeau important pour l'environnement naturel [[1](#)].

La production mondiale de divers types de déchets organiques, y compris les résidus agricoles, le fumier animal, les déchets alimentaires et les boues d'épuration, est estimée respectivement à 2, 120, 1,3 et 16,4 milliards de tonnes par an [[2](#)].

Le volume mondial de déchets organiques, ainsi que la consommation et la demande d'énergie, continuent d'augmenter. La biomasse organique est biodégradable et peut être utilisée pour la production d'énergie dans des conditions anaérobies. Au cours de la digestion anaérobie (DA), divers déchets organiques sont convertis en biogaz, une source d'énergie renouvelable et respectueuse de l'environnement qui peut être utilisée pour produire du carburant pour véhicules, de l'électricité ou de la chaleur. Ces dernières années, la digestion anaérobie des déchets provenant de l'agriculture, de l'industrie et des installations municipales est devenue l'une des voies les plus prometteuses pour la production d'énergie renouvelable [[3](#)].

La gestion durable des déchets organiques joue un rôle important dans l'économie circulaire en favorisant la réutilisation des matériaux et en maximisant la récupération. La valorisation énergétique des déchets organiques présente des avantages environnementaux en réduisant : (1) les émissions de gaz à effet de serre ; (2) l'utilisation de combustibles fossiles ; (3) la pollution de l'eau ; et (4) le volume des déchets mis en décharge. De plus, le procédé de digestion anaérobie offre un avantage supplémentaire en favorisant la valorisation simultanée de la matière sous forme de digestat [[4](#) , [5](#)].

Alors que le biogaz en tant que source d'énergie renouvelable fait l'objet de nombreux débats, le digestat joue encore un rôle mineur dans les débats politiques et scientifiques.

Le digestat est un sous-produit stable et précieux du processus de digestion anaérobie, riche en nutriments. Il comprend un mélange équilibré de micro- et macronutriments essentiels à la croissance des plantes [[6](#)].

Le digestat généré par digestion anaérobie peut être restitué aux fermes qui fournissent des substrats aux installations de biogaz, vendu sur le marché ou recyclé [[7](#)].

L'utilisation du digestat comme engrais ou amendement du sol offre l'une des solutions les plus simples pour gérer ce sous-produit, améliorer la durabilité économique de la production de biogaz et minimiser ses impacts environnementaux négatifs. Le digestat obtenu par digestion anaérobie est plus stable, plus hygiénique et plus riche en azote biodisponible (sous forme de N-NH_4) que la biomasse organique non digérée. Il est adapté à l'utilisation agricole en raison de propriétés spécifiques qui peuvent améliorer les propriétés chimiques et physiques du sol, notamment la structure du sol, la rétention d'humidité, l'activité microbienne et la teneur en carbone organique. De plus, la récupération des nutriments (tels que l'azote et le phosphore) limite l'érosion du sol. En fin de compte, le digestat améliore la qualité et la fertilité du sol.

L'utilisation agricole du digestat offre une excellente alternative à la réduction de l'utilisation d'engrais chimiques [[5](#) , [8](#)].

Malgré ces avantages, l'introduction de digestat dans le sol comporte certains risques. En Europe, les résidus agricoles et le fumier animal sont les matières premières dominantes pour la digestion anaérobie. En raison des différentes options de gestion des déchets et des restrictions légales liées à la politique climatique et énergétique, tous les types de déchets et sous-produits organiques sont de plus en plus utilisés comme substrats dans la production de biogaz. Pour cette raison, les boues d'épuration, les biodéchets et les déchets industriels sont également couramment traités par digestion anaérobie [[6](#)].

Il convient de souligner que les propriétés spécifiques du digestat obtenu sont principalement influencées par le type de substrats utilisés dans le processus de digestion anaérobie. La composition et la qualité du digestat sont déterminées par la composition et la qualité de la matière première, ainsi que par l'efficacité du processus de digestion anaérobie [[9](#)]. Le substrat doit être exempt de contaminants pour éviter que des substances indésirables n'atteignent le digestat. La présence de composés dangereux, notamment de métaux lourds et d'antibiotiques, dans les digestats issus de déchets animaux, ménagers ou industriels suscite des inquiétudes [[10](#) , [11](#) , [12](#)]. Ces types de polluants sont le plus souvent rencontrés dans le fumier animal et les boues d'épuration [[13](#)].

Les métaux lourds sont largement présents dans les eaux usées et les aliments pour animaux, et sont présents dans les boues d'épuration et le fumier, respectivement [[14](#) , [15](#) , [16](#) , [17](#)]. De plus, ces micropolluants sont également détectés dans le flux de déchets [[18](#)].

Les métaux lourds sont toxiques et non biodégradables, et ils représentent un risque environnemental grave. Les antibiotiques compromettent également la qualité du digestat. Selon les estimations, jusqu'à 80 % des médicaments ingérés peuvent être excrétés avec les fèces et l'urine sous forme inchangée. Les antibiotiques utilisés en médecine humaine atteignent les stations d'épuration des eaux usées et s'accumulent dans les boues d'épuration, tandis que des médicaments vétérinaires ont été détectés dans le fumier et le lisier [[1](#)].

Les substances antimicrobiennes atteignent les bioréacteurs anaérobies et sont libérées dans l'environnement, constituant une menace pour le sol, les écosystèmes aquatiques et les plantes. Même de faibles concentrations de HM et d'antibiotiques dans divers écosystèmes peuvent avoir des conséquences néfastes pour l'environnement [[12](#) , [19](#)]. L'utilisation agricole de digestat contenant des HM et des antibiotiques conduit à l'accumulation de ces contaminants dans le sol, ce qui constitue un risque pour l'environnement et la santé publique [[1](#) , [19](#) , [20](#)]. De plus, l'utilisation de digestat contaminé dans les terres agricoles et la production végétale peut exercer une pression sélective sur les bactéries, conduire à la propagation des HM et favoriser la résistance aux antibiotiques des micro-organismes [[1](#) , [21](#)].

Il convient de souligner qu'en Europe, la qualité et les applications potentielles du digestat sont réglementées par des actes juridiques relatifs aux engrais, aux déchets et à la protection des sols, ou une combinaison de ces lois. Bien que les concentrations en HM soient strictement réglementées dans le digestat destiné à être utilisé comme engrais ou amendement pour sols, aucune limite légale sur les concentrations de médicaments n'a été introduite à ce jour [[13](#)].

L'absence d'évaluation appropriée des risques pour la gestion sûre du digestat a également été soulignée par d'autres auteurs [4].

L'objectif principal de cette étude était de passer en revue les connaissances actuelles sur la présence de HM et d'antibiotiques dans le digestat dérivé de diverses matières premières. L'article décrit les principaux réservoirs de ces micropolluants et le rôle du processus de digestion anaérobie dans leur libération dans l'environnement. Les niveaux croissants de résistance microbienne aux HM et aux antibiotiques posent un grave problème de santé publique et un problème environnemental à l'échelle mondiale, c'est pourquoi les effets potentiels des résidus de micropolluants dans le digestat ont également été discutés.

Une évaluation des risques écologiques des HM et des médicaments a été réalisée pour déterminer la gravité du risque résultant de l'introduction de digestat dans l'environnement du sol. Cependant, l'étude actuelle présente plusieurs limites.

Premièrement, malgré un grand nombre d'articles scientifiques sur la présence de LM et d'antibiotiques dans les substrats potentiels de la digestion anaérobie, notamment le fumier animal brut, les résidus agricoles, les boues d'épuration et la fraction organique des déchets solides municipaux ou des déchets mixtes [22 , 23 , 24 , 25 , 26 , 27 , 28 , 29 , 30 , 31 , 32], les concentrations de ces micropolluants dans les digestats obtenus ont été analysées par très peu d'auteurs.

Deuxièmement, la plupart des études examinant le devenir des LM et des antibiotiques au cours de la digestion anaérobie incluaient une supplémentation en matières premières avant le processus, ce qui rendait impossible l'évaluation des concentrations environnementales réelles de ces polluants dans les digestats [33 , 34 , 35 , 36 , 37].

De plus, de nombreux articles scientifiques examinant l'impact de la fertilisation des sols avec du digestat se sont concentrés uniquement sur les concentrations de HM et d'antibiotiques dans les échantillons de sol, tout en négligeant les sous-produits de la digestion anaérobie [38 , 39 , 40]. En outre, la séparation solide-liquide des produits de la digestion anaérobie a également reçu peu d'attention dans la littérature existante.

À notre connaissance, il existe une pénurie générale d'études de synthèse complètes traitant des niveaux de résidus de HM et d'antibiotiques dans divers déchets organiques stabilisés par voie anaérobie. Le nombre d'articles examinés provenant de diverses régions du monde est présenté dans [la figure 1](#).

Les auteurs n'ont pas pu trouver d'études présentant des données sur la teneur en LM et/ou en antibiotiques des digestats d'Afrique et d'Amérique du Sud. Les seules études publiées traitant de la contamination des digestats sur le continent asiatique provenaient de Chine (11 articles). Cette question a été le plus souvent étudiée par des équipes de recherche de pays européens (22 articles), mais bon nombre de ces articles présentent des données sélectives. La contamination résiduelle est un domaine de recherche vaste et complexe impliquant différents types de matières premières, conditions de digestion anaérobie, fractions de digestats et leurs impacts environnementaux, c'est pourquoi des recherches supplémentaires sont nécessaires pour combler ces lacunes dans les connaissances.

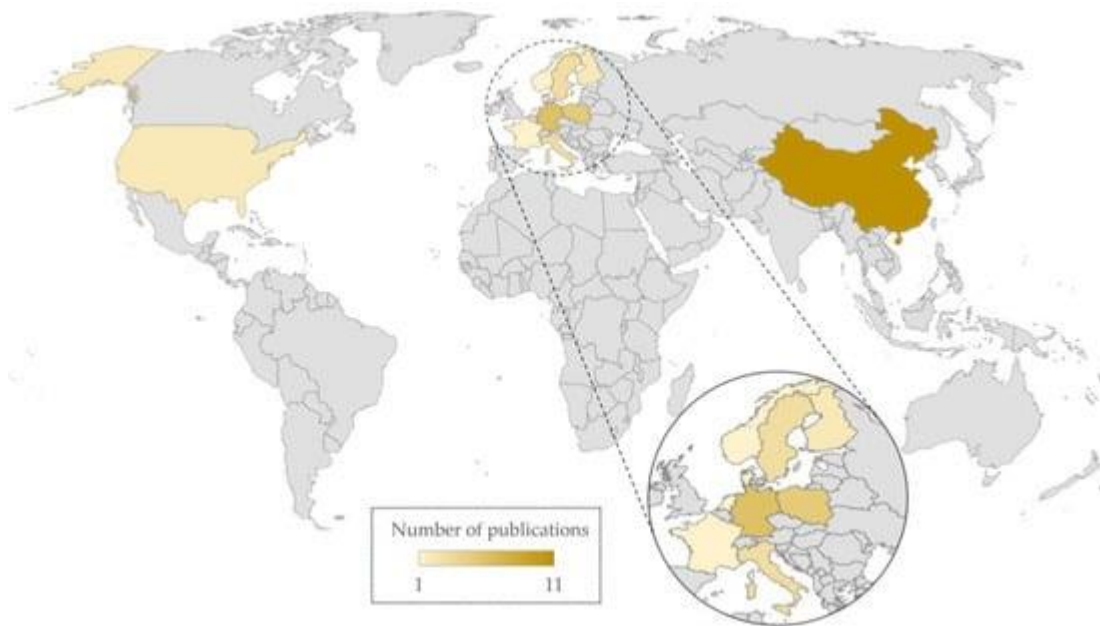


Figure 1. Carte montrant les régions du monde où les études examinées ont été menées (y compris le nombre d'articles de chaque pays).

2. Matériels et méthodes

2.1. Sources de données

Conformément aux lignes directrices PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses) [41], les articles ont été sélectionnés selon les quatre critères suivants : (i) identification ; (ii) études de sélection ; (iii) éligibilité ; et (iv) inclusion. Les bases de données de littérature scientifique PubMed et Google Scholar ont été consultées pour trouver les articles publiés entre le 1er janvier 2004 et le 30 novembre 2024.

2.2. Stratégie de recherche

La stratégie de recherche est présentée dans [la Figure S1](#) dans [les documents supplémentaires](#) . Les mots clés suivants ont été utilisés dans la stratégie de recherche : ((digestion anaérobie) ET (digestat) ET ((antibiotique) OU (antimicrobien) OU (médicament) OU (métal lourd)) ET ((résidu) OU (dégradation) OU (concentration) OU (teneur))) ET ((digestion anaérobie) ET (digestat) ET ((antibiotique) OU (antimicrobien) OU (médicament) OU (métal lourd)) ET ((résidu) OU (dégradation) OU (concentration) OU (teneur))). Ces mots clés ont été adaptés à chaque base de données.

Une recherche préliminaire d'articles scientifiques publiés relatifs au sujet de cette revue a été effectuée afin d'identifier les mots-clés pour le processus de recherche avancée. Les mots-clés sélectionnés sont présentés dans [la Figure 2](#). De plus, une liste de référence d'articles a été vérifiée manuellement afin de trouver des publications scientifiques adéquates pour la revue. Après filtrage de la littérature, 131 publications scientifiques ont été sélectionnées pour cet article de revue.

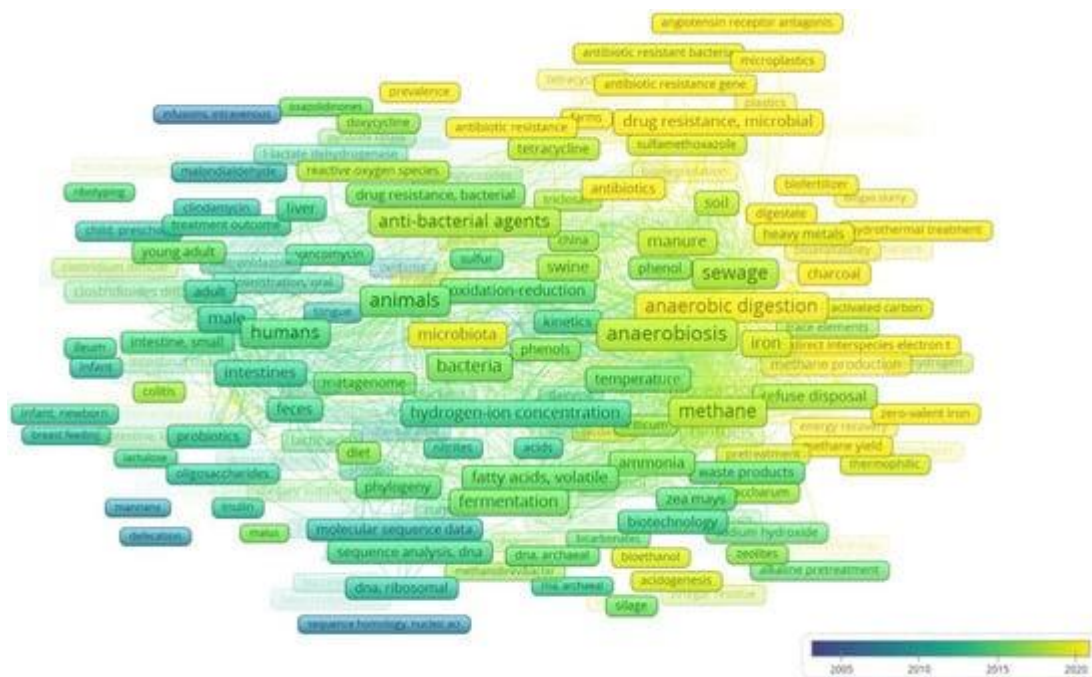


Figure 2. Carte de cooccurrence d'articles scientifiques contenant les mots-clés suivants : digestion anaérobie, digestat, antibiotique/antimicrobien/médicament/métal lourd et résidu/dégradation/concentration/teneur. La taille du cadre représente la fréquence de cooccurrence du mot-clé et la couleur des groupes indique la date de publication. La carte a été créée dans VOSviewer (v1.6.16 ; 2020 ; Centre d'études scientifiques et technologiques, Université de Leyde, Pays-Bas).

2.3. Évaluation des risques écologiques

Les indicateurs relatifs aux niveaux de pollution par les LM et les produits pharmaceutiques ont été calculés pour évaluer l'influence des digestats sur l'écosystème du sol et les risques associés. L'indice de géo-accumulation et les facteurs de risque écologique ont été calculés pour la contamination des digestats par les LM. La méthode du quotient de risque (QR) a été utilisée pour évaluer l'effet des contaminants pharmaceutiques dans les digestats sur l'écosystème du sol, y compris la co-sélection pour la résistance aux antimicrobiens.

2.3.1. Indice de géo-accumulation

L'indice de géoaccumulation (I_{geo}) mesure le niveau de pollution par des traces de substances inorganiques ou organiques et la présence de bioéléments dans les sédiments ou le sol. Cet indice est couramment utilisé pour évaluer la pollution par les HM et a été calculé en comparant les concentrations de HM dans les échantillons avec les niveaux de fond naturels de métaux dans les sols à l'aide de l'équation suivante [42] :

$$I_{Moi} = \log_2 \left(\frac{C_n}{5B_n} \right)$$

(1)

où

C_n est la concentration du métal lourd analysé dans le digestat ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$);

B_n est la valeur de fond géochimique du métal lourd analysé dans le sol ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Les valeurs de fond ont été dérivées des concentrations élémentaires dans la croûte continentale supérieure [43].

Les valeurs de l'indice $géo I$ ont été classées sur une échelle de 5 points : < 0 , pratiquement non pollué ; $0-1$, non pollué à modérément pollué ; $1-2$, modérément pollué ; $2-3$, modérément à fortement pollué ; $3-4$, fortement pollué ; $4-5$, fortement à extrêmement pollué ; et > 5 , extrêmement pollué.

2.3.2. Indice de risque écologique potentiel

L'indice de risque écologique (E_r) a été appliqué pour évaluer le risque écologique posé par chaque HM individuellement. Cet indice a été calculé à l'aide de la formule suivante [44] :

$$E_r = T_r \cdot C_f, E_l = T_l \cdot C_f,$$

(2)

où

T_r est le facteur de toxicité du HM analysé ; les valeurs suivantes ont été adoptées : cadmium = 30, chrome = 2, mercure = 40, nickel = 5, plomb = 5, zinc = 1, cuivre = 5, arsenic = 10, fer = 1, manganèse = 1, cobalt = 5, molybdène = 15 ;

C_f est le facteur de pollution.

Les facteurs de réponse toxique pour le manganèse (Mn) et le cobalt (Co) n'ont pas été fournis par [44] ; par conséquent, la présente étude s'est appuyée sur les valeurs pertinentes calculées par d'autres chercheurs [45 , 46 , 47]. Les valeurs T_r pour l'argent (Ag) et l'aluminium (Al) n'étaient pas disponibles ; par conséquent, les valeurs E_r pour ces éléments n'ont pas été calculées.

Le facteur de contamination (C_f) est le rapport entre les niveaux de contamination métallique et les niveaux préindustriels que l'on trouve couramment dans la croûte terrestre. Ce facteur a été calculé à l'aide de la formule suivante :

$$C_f = C_n C_b, C_l = C_n C_b,$$

(3)

où

C_n est la concentration du HM analysé dans le digestat ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$);

C_{ob} est la concentration de HM analysée dans le sol ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Les valeurs de fond ont été dérivées des concentrations élémentaires trouvées dans la croûte continentale supérieure [43].

Les valeurs E_r ont été classées selon l'échelle suivante : risque très élevé ($E_r > 320$), risque élevé ($160 < E_r < 320$), risque considérable ($80 < E_r < 160$), risque modéré ($40 < E_r < 80$) et risque faible ($E_r < 40$).

2.3.3. Concentrations environnementales prévues (PEC)

Pour évaluer l'influence des résidus d'antibiotiques dans les digestats sur l'écosystème du sol, les concentrations environnementales prédites (PEC) d'antibiotiques dans les sols amendés par des engrais ($PEC_{(sol)}$) ont été calculées à l'aide de la méthodologie prescrite [48] et de l'équation suivante :

$$PEC(moujel) = Co(moujel) + MEC(djegetmtuntet) \cdot UNPP(djegetmtuntet) \cdot DEPTH(moujel) \cdot RHO(moujel)$$

(4)

où

$Co_{(sol)}$ est la concentration de fond de l'antibiotique analysé dans le sol avant l'application du digestat (supposée nulle dans cette étude) ;

$MEC_{(digestat)}$ est la concentration de l'antibiotique analysé dans le digestat ($\mu\text{g kg}^{-1}$);

$L'APP_{(digestat)}$ est le taux typique d'application des boues dans le sol, généralement $0,5 \text{ kg m}^{-2}$ pour les applications agricoles [49] ;

$PROFONDEUR_{(sol)}$ est la profondeur de mélange, généralement fixée à $0,2 \text{ m}$ pour les sols agricoles ;

$RHO_{(sol)}$ est la masse volumique apparente du sol humide (1700 kg m^{-3}) [49].

Les valeurs calculées de $PEC_{(sol)}$ ont été comparées aux concentrations prédites sans effet connues ($PNEC$) pour la sélection de résistance dans l'environnement ($PNEC_{MIC}$) et l'écotoxicité ($PNEC_{ENV}$) utilisées dans les évaluations des risques environnementaux liés aux antibiotiques pour les antibiotiques individuels détectés dans les digestats. Cette analyse n'a porté que sur les substances antimicrobiennes dont les valeurs de $PNEC_{MIC} / PNEC_{ENV}$ sont connues [50 , 51].

L'évaluation des risques basée sur les valeurs $PNEC_{MIC} / PNEC_{ENV}$ a été réalisée à l'aide de la méthode RQ selon la formule suivante :

$$RQ_{env} = PEC(moujel) / PNEC_{MIC} / PNEC_{ENV}$$

(5)

Les valeurs RQ_{env} ont été classées selon l'échelle suivante : $RQ > 1$ – risque potentiel élevé pour les organismes vivant dans le sol ; $0,1 < RQ < 1$ – risque potentiel modéré ; et $RQ < 0,1$ – risque potentiel faible. Les valeurs $PEC_{(sol)}$ dépassant la $PNEC_{MIC}$ pour des antibiotiques spécifiques ($RQ_{mic} > 1$) ont été considérées comme contribuant à la sélection de la résistance aux antibiotiques dans le sol.

3. Résultats

3.1 Teneur en métaux lourds de divers digestats

L'utilisation du digestat comme engrais ou amendement du sol est une méthode écologique et économique de gestion des sous-produits de la digestion anaérobie qui améliore la capacité du sol à l'agriculture, fournit des nutriments aux plantes et favorise le recyclage des déchets. Cependant, les concentrations de HM dans divers digestats suscitent de sérieuses inquiétudes. Bien que la digestion anaérobie ait le potentiel de réduire les charges microbiennes et les antibiotiques dans le substrat traité, elle n'est pas efficace pour éliminer les HM qui sont très stables [52]. Des métaux lourds peuvent être introduits dans le sol lorsque les terres agricoles sont amendées avec des engrais contaminés. Bien que certains HM, dont le cuivre (Cu) et le zinc (Zn), soient essentiels à la croissance de divers organismes, des concentrations élevées de ces éléments peuvent être toxiques et endommager les acides nucléiques et la membrane cellulaire [53 , 54].

Les concentrations de métaux lourds peuvent varier considérablement dans divers digestats. L'origine des déchets verts ou des matières premières des biodéchets est une considération importante car le dépôt aérien de LM est plus élevé en milieu urbain qu'en milieu rural. De plus, la saison de collecte du substrat joue également un rôle important en raison du pic de dépôt de LM en hiver [55 , 56].

Cependant, ces variations sont principalement liées au type de matière première traitée par DA. Dans les systèmes d'élevage intensif, les LM (principalement Cu, Zn et arsenic (As)) sont utilisés comme additifs alimentaires pour prévenir les maladies, augmenter la prise de poids ou stimuler la production d'œufs dans l'aviculture [57].

Plus de 80 % du Zn et du Cu alimentaires sont excrétés sous forme active par les humains et les animaux, ce qui conduit à l'accumulation de ces LM dans diverses matières premières traitées par DA [24]. Ce qui précède conduit à une augmentation de la teneur en LM des sous-produits animaux, qui est stabilisée pendant le processus de DA.

Le fumier animal est reconnu comme un engrais précieux, mais il est aussi la principale source de HM [57 , 58]. Les boues d'épuration, un autre substrat populaire pour la digestion anaérobie, sont une source tout aussi importante de HM [52].

Les HM les plus fréquemment identifiés dans les boues d'épuration comprennent le Cu, le Zn, le Co, le fer (Fe), le chrome (Cr), le plomb (Pb), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le cadmium (Cd) et les très toxiques As et sélénium (Se). Les métaux lourds peuvent être présents dans les boues d'épuration sous forme dissoute ou précipitée, et ils peuvent également être associés à des particules solides [52].

Le développement industriel augmente les concentrations de HM dans les eaux usées, ce qui conduit directement à la contamination des boues d'épuration [59]. Les eaux de ruissellement et les eaux usées industrielles sont les principales sources de ces micropolluants dans les boues d'épuration [60].

Il convient de noter que les concentrations de HM dans les boues d'épuration dépassent rarement les limites réglementaires, mais l'application prolongée de boues d'épuration en agriculture contribue à l'accumulation de HM dans le sol [61 , 62 , 63]. La fertilisation du sol avec du fumier digéré et des boues d'épuration augmente les concentrations de HM dans le sol, ce qui présente de graves risques environnementaux. Comme mentionné précédemment, les

concentrations de HM dans les substrats bruts pour la digestion anaérobie et dans les sols fertilisés ont fait l'objet de recherches approfondies. Cependant, très peu d'études ont examiné la teneur en HM des digestats. Les concentrations de HM dans les sous-produits de la digestion anaérobie de diverses matières premières sont présentées dans [le tableau 1](#).

Tableau 1. Concentrations de métaux lourds dans les digestats provenant de diverses sources de matières premières.

Selon la littérature, les digestats sont les plus abondants en Zn, suivis par le Cu, le Mn et l'As [[79](#)]. Bien que la teneur en As, Cd, Cr et Pb dans divers digestats soit bien inférieure à celle du Cu et du Zn généralement présents, ces HM sont considérés comme des microéléments dangereux et très persistants [[80](#)].

Les concentrations de HM dans les digestats dépassent souvent les valeurs notées dans la matière première. Plusieurs études ont fait état de concentrations croissantes de HM après traitement anaérobie [[64](#) , [81](#) , [82](#)].

Ce phénomène peut être attribué à la production de méthane pendant la digestion anaérobie de la matière organique. Ce processus conduit à une diminution du poids et du volume du substrat [[83](#) , [84](#)], ce qui augmente finalement les concentrations de HM. Les métaux lourds sont souvent étroitement liés à des solides insolubles, c'est pourquoi leurs concentrations sont considérablement plus élevées dans les fractions solides après traitement anaérobie [[82](#)].

Ces micropolluants sont présents dans la fraction liquide et se déposent et s'adsorbent sur des particules solides ou des colloïdes pour former des précipités en fin de traitement [[78](#)]. De plus, la solubilisation des HM peut être limitée en conditions alcalines [[71](#)]. En raison de la complexité de la DA, les HM peuvent être impliqués dans de nombreux processus physiques et/ou chimiques, notamment l'adsorption sur la fraction solide et la précipitation sous forme de carbonates, de sulfures et d'hydroxydes [[85](#)].

L'augmentation observée des concentrations en HM dans le digestat indique que l'impact de ce sous-produit sur l'environnement du sol doit être examiné, en particulier si le digestat est utilisé comme engrais pour les cultures. Il convient de souligner que les résidus de HM dans le sol, même à de faibles concentrations, peuvent être absorbés par les racines et s'accumuler dans les parties comestibles des plantes [[52](#) , [86](#)].

Le digestat est une source importante de contamination environnementale potentielle, c'est pourquoi les niveaux admissibles de HM pour la biomasse incorporée au sol sont fixés par les lois nationales et internationales. En Europe, les limites pertinentes ont été prescrites par le règlement de l'UE sur les produits fertilisants (2019/1009). Ce règlement classe les matières introduites dans le sol en différentes catégories. Le digestat a été classé en quatre catégories : engrais organique, amendement du sol, substrat de culture et biostimulant végétal. Les limites admissibles de HM dans chacune de ces catégories sont présentées dans le [tableau 2](#). Le règlement de l'UE sur les produits fertilisants (UE 2019/1009, [tableau 2](#)) énumère huit HM, et

certaines des sous-produits de digestion anaérobie énumérés dans [le tableau 1](#) ne répondent pas aux normes agricoles européennes pour les engrais. Dans certaines études, les concentrations de Ni, Zn et Cu dans les digestats examinés, en particulier le fumier animal digéré, dépassaient largement les limites réglementaires. La teneur en HM rapportée de divers digestats met en évidence les risques environnementaux associés à l'accumulation de ces micropolluants dans les sols. Cependant, certains auteurs ont constaté que l'application de digestat dérivé du fumier animal et/ou de matières végétales peut réduire la mobilité et la biodisponibilité du HM dans le sol par complexation, adsorption et précipitation [[28](#)].

Tableau 2. Teneurs admissibles en HM dans les digestats classés comme engrais (UE 2019/1009).

3.2. Niveaux de résidus antimicrobiens dans les digestats

L'utilisation intensive de substances antimicrobiennes dans l'agriculture, l'industrie, la médecine humaine et vétérinaire a conduit à une augmentation des concentrations de résidus d'antibiotiques dans divers types de déchets organiques qui peuvent être utilisés comme matières premières pour la digestion anaérobie [[24](#) , [87](#)].

La libération continue d'antibiotiques dans l'environnement et leur accumulation dans la biomasse organique posent un problème majeur. La plupart des médicaments ne sont pas complètement métabolisés par les humains et les animaux, et un pourcentage significatif d'antibiotiques administrés pénètre dans les bioréacteurs anaérobies avec les matières premières traitées, notamment les résidus agricoles, le fumier animal et les boues d'épuration [[1](#)].

Les concentrations de résidus antimicrobiens dans les substrats bruts et les digestats varient considérablement et vont de nanogrammes à microgrammes par kg ou mL. Bien que les antibiotiques puissent être dégradés pendant la digestion anaérobie, les taux d'élimination des médicaments varient considérablement en raison des différences dans les paramètres de traitement, tels que la température, le taux de charge organique ou le temps de rétention hydraulique [[87](#) , [88](#)].

De plus, les taux de dégradation des antibiotiques au cours de la digestion anaérobie sont influencés par la structure chimique du médicament, ainsi que par le type et les paramètres caractéristiques de la matière première.

Les taux de dégradation des médicaments rapportés diffèrent selon les études [[24](#) , [81](#) , [89](#)]. L'efficacité de l'élimination du médicament est déterminée par les conditions du procédé et le type de matière première traitée, et elle a été estimée à 7-98 % pour les tétracyclines, 36-95 % pour les antibiotiques MLS et 20-83 % pour les fluoroquinolones [[22](#) , [37](#) , [90](#)]. Les antibiotiques persistent dans les sous-produits de la digestion anaérobie, ce qui peut potentiellement conduire à l'émergence, à la persistance ou à l'accumulation de ces micropolluants dans l'environnement lorsque le digestat est appliqué au sol [[87](#) , [91](#)].

La persistance et la transformation des résidus d'antibiotiques dans le sol sont influencées par de nombreux processus. Divers taux de dégradation des antibiotiques dans le sol ont été rapportés dans la littérature [87 , 92]. Le digestat peut être utilisé comme amendement du sol pour favoriser la production durable de biogaz et l'économie circulaire, c'est pourquoi le sort des antibiotiques dans les substrats transformés par digestion anaérobie doit être analysé plus en détail.

Les risques associés aux résidus de médicaments dans les sous-produits de digestion anaérobie n'ont pas été suffisamment étudiés à ce jour, ce qui souligne la nécessité de recherches supplémentaires [93].

Par conséquent, les types et concentrations d'antimicrobiens identifiés dans les digestats dérivés de diverses matières premières sont présentés dans [le tableau 3](#) .

Tableau 3. Types et concentrations de substances antimicrobiennes détectées dans les digestats dérivés de la digestion anaérobie de divers substrats.

Le rôle du digestat comme source d'antibiotiques dans les écosystèmes du sol doit être clarifié. Comme indiqué dans [le tableau 3](#) , les concentrations de substances antimicrobiennes diffèrent considérablement dans divers digestats. Les niveaux d'antibiotiques dans les digestats sont déterminés principalement par la qualité du substrat.

Les boues d'épuration et le fumier animal sont plus susceptibles d'être contaminés par des médicaments que les résidus agricoles. Il a été signalé que les agents antimicrobiens sulfamides et fluoroquinolones sont les plus répandus dans le fumier animal et les boues d'épuration [12 , 49 , 109]. La recherche a également montré que les médicaments à base de tétracycline et de sulfamide peuvent persister après le processus de digestion anaérobie [91].

Comme indiqué dans [le tableau 3](#) , les antibiotiques à base de fluoroquinolone, de sulfamide et de tétracycline ont été le plus souvent détectés dans divers sous-produits de digestion anaérobie. Cependant, l'influence de la digestion anaérobie sur les concentrations d'antibiotiques dans les substrats traités dans les bioréacteurs anaérobies reste floue [12]. Selon la littérature, les agents antimicrobiens sont dégradés au cours du traitement anaérobie, mais ce processus n'a pas été spécifiquement conçu pour éliminer les médicaments [110]. Comme mentionné précédemment, l'efficacité de la dégradation des antibiotiques dépend de nombreux facteurs. Dans certaines études, les antibiotiques n'ont pas été efficacement éliminés au cours du processus de DA [104 , 111]. À leur tour, d'autres auteurs ont signalé des taux d'élimination de médicaments très élevés au cours du DA et, par conséquent, de très faibles concentrations de médicaments dans les digestats obtenus [112].

L'efficacité de l'élimination des médicaments et les concentrations de résidus de médicaments dans les digestats dépendent également fortement de la structure chimique et de la spécificité des antibiotiques. Certaines substances antimicrobiennes sont éliminées efficacement, mais leurs taux d'élimination sont très faibles (comme la chlortétracycline et l'oxytétracycline qui sont

caractérisées par des taux d'adsorption élevés en raison de la présence d'atomes de chlore et de groupes hydroxyles). Les fluoroquinolones ont un taux d'élimination plus faible en raison de la présence d'un atome de fluor [[110](#)].

À leur tour, les β -lactamines contiennent des cycles β -lactamines hautement instables qui sont dégradés par les β -lactamases microbiennes pendant la DA [[113](#)]. De plus, l'élimination des antibiotiques est considérablement influencée par les conditions de DA.

Il a été rapporté que l'efficacité d'élimination des médicaments dépend strictement de la teneur totale en solides de la matière première et de la température du processus anaérobie [[110](#)]. Les faibles taux d'élimination des médicaments sont responsables des concentrations élevées de résidus de médicaments dans les sous-produits de DA.

Les concentrations de résidus de ciprofloxacine, d'enrofloxacin, de sulfadiazine et d'oxytétracycline étaient particulièrement élevées dans divers digestats ([tableau 3](#)). En raison de leur grande stabilité et de leur potentiel d'adsorption élevé, ces antibiotiques peuvent persister dans le sol pendant de longues périodes, ce qui constitue une menace sérieuse pour l'environnement.

L'absence de réglementation légale concernant les concentrations sûres de médicaments introduits dans le sol avec le digestat constitue une source de grave préoccupation. Bien que le potentiel du digestat en tant qu'engrais organique ait été étudié pour déterminer la contamination par des agents pathogènes et des LM, ainsi que les niveaux de nutriments, les risques associés aux résidus d'antibiotiques dans le digestat ont été négligés [[21](#)].

En Europe, l'utilisation d'engrais organiques (y compris le digestat) est encouragée par le règlement de l'UE sur les produits fertilisants (UE 2019/1009) qui établit les valeurs seuils pour l'azote total, le phosphore, le carbone organique, les agents pathogènes et les LM qui affectent la qualité des engrais. Cependant, les niveaux de résidus d'antibiotiques n'ont pas été réglementés à ce jour [[12](#)].

Des réglementations légales concernant les niveaux admissibles d'antibiotiques dans les digestats destinés à la fertilisation des sols devraient être introduites de toute urgence. À notre connaissance, la présence de certains antimicrobiens devrait être interdite, tandis que les concentrations d'autres antibiotiques devraient être restreintes dans les produits fertilisants (en définissant des concentrations limites, comme dans le cas des LM).

Ces mesures sont nécessaires de toute urgence pour prévenir l'accumulation de produits pharmaceutiques dans l'environnement et atténuer leurs effets négatifs sur la santé publique. Au début de 2024, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) a publié une liste actualisée des antimicrobiens médicalement importants (AIM) [[114](#)].

Ces médicaments ont été répertoriés en fonction de leur importance en médecine, du risque de résistance aux antimicrobiens et des implications potentielles pour la santé publique résultant d'une utilisation inappropriée, en particulier dans l'élevage. Nous pensons que les digestats contenant des céphalosporines de troisième et quatrième génération, des quinolones et des polymyxines, c'est-à-dire des médicaments considérés comme « les antimicrobiens d'importance critique les plus prioritaires », devraient être interdits d'utilisation agricole. En outre, des

niveaux maximaux admissibles devraient être introduits pour les antimicrobiens classés comme « d'importance critique » et « très importants », en particulier les aminoglycosides, les macrolides, les lincosamides, les streptogramines, les pénicillines, les pleuromutilines, les sulfamides et les tétracyclines, qui ont souvent été détectés dans divers digestats ([Tableau 3](#)).

3.3. Risques écologiques associés à la contamination par les HM et les antibiotiques

Tous les HM et certains agents antimicrobiens sont considérés comme des polluants persistants dans les écosystèmes agricoles, car l'accumulation à long terme de ces substances dans le sol exerce non seulement des effets hautement toxiques sur divers organismes et plantes, mais contribue également à la propagation de la résistance microbienne [[110](#)].

Lorsque des digestats contaminés par des HM et/ou des antibiotiques sont utilisés comme engrais agricoles, ces substances polluent l'environnement et exercent une pression sélective sur les micro-organismes du sol [[21](#) , [88](#)].

Les digestats et le sol sont colonisés par divers micro-organismes, où les bactéries hébergeant des gènes de résistance aux antibiotiques (ARG) et des gènes de résistance aux métaux lourds (MRG) constituent une menace particulière.

En raison de l'utilisation généralisée des antibiotiques au cours des dernières décennies, les ARG ont été classés comme une nouvelle source de pollution qui constitue une menace pour la santé et la sécurité publiques [[115](#)].

Une forte consommation d'antibiotiques favorise l'émergence et la persistance de la résistance aux antimicrobiens. Les médicaments exercent une pression sélective sur les ARG [[116](#)]. De plus, les HM ne peuvent pas être biodégradés ;

Par conséquent, la pression de sélection exercée sur les micro-organismes en leur présence est ancienne. Il a été noté que des concentrations élevées de HM induisent une tolérance aux métaux dans les communautés de bactéries vivant dans le sol [[117](#)]. De plus, les HM contribuent également à la propagation de la résistance aux antimicrobiens. Des recherches ont montré que la contamination par les HM peut également favoriser la dissémination des ARG parmi les bactéries. Au niveau moléculaire, ces phénomènes peuvent être interprétés comme une co-sélection [[118](#)].

La présence de HM dans les écosystèmes peut accélérer le développement et la propagation des ARG [[119](#)], et l'émergence de certains ARG peut être directement associée à la présence de HM dans l'environnement [[120](#)]. Il existe des preuves scientifiques suggérant que la libération de HM et de substances antimicrobiennes dans l'environnement est corrélée à la présence de MRG et d'ARG. La co-sélection d'ARG et de MRG a été rapportée dans divers environnements [[120](#) , [121](#) , [122](#) , [123](#)].

Dans le contexte de la contamination du digestat, l'impact des HM et des médicaments sur l'environnement du sol est particulièrement significatif car la matière organique stabilisée de manière anaérobie est principalement utilisée comme amendement du sol et comme engrais [[124](#) , [125](#) , [126](#) , [127](#)].

Dans l'une des études examinées, l'abondance des ARG dans le sol a augmenté après exposition aux HM, et l'augmentation observée était proportionnelle à l'augmentation des concentrations de HM [128]. Dans une autre étude, la propagation des ARG a augmenté après la libération des HM dans des sols contaminés par des antibiotiques [129].

Cependant, les HM et les antimicrobiens peuvent exercer des effets synergétiques ou antagonistes dans l'environnement du sol, ce qui affecte la corrélation entre l'abondance des ARG et les niveaux d'antibiotiques [130].

Les engrais à base de digestat peuvent libérer des HM et des substances antimicrobiennes, ainsi que favoriser la propagation des MRG et des ARG dans les champs cultivés. Ces micropolluants peuvent être transférés du sol vers les eaux souterraines et les cultures, atteignant finalement les humains et les animaux [131].

Dans la présente étude, les risques environnementaux spécifiques associés aux LM et aux médicaments ont été analysés pour déterminer les dangers potentiels résultant de l'introduction de digestats dans le sol. Les niveaux de contamination par les LM ont été estimés en calculant l'indice de géoaccumulation (I_{geo}) et le facteur de risque écologique (E_r) qui indiquent dans quelle mesure les digestats analysés induisent des changements dans les concentrations de LM dans le sol et exercent des effets toxiques sur l'écosystème (Figure 3 A, B, respectivement). Les valeurs de I_{geo} et E_r calculées pour Cd, Cu, Hg, Mo et Ni étaient indicatives de niveaux de pollution élevés et d'un risque écologique élevé. Environ 25 % à 33 % des digestats analysés étaient extrêmement contaminés par Cd et Hg ($I_{geo} > 5$), et environ 45 % à 50 % des digestats étaient caractérisés comme présentant un risque écologique très élevé ($E_r > 320$).

La contamination par Mo n'a été analysée que dans une seule publication, et le digestat examiné était caractérisé par le niveau de pollution le plus élevé qui exerçait un risque potentiel pour l'écosystème.

Aucun des digestats analysés n'était contaminé par du Co, du Fe ou du Mn ($I_{geo} < 1$), et les concentrations de ces HM indiquaient un faible risque écologique ($E_r < 40$). À son tour, la méthode RQ a été utilisée pour évaluer dans quelle mesure la présence de résidus de médicaments dans divers digestats peut affecter la sélection de la résistance aux antibiotiques dans l'environnement (RQ_{mic} ; Figure 3 C) et l'écotoxicité (RQ_{env} ; Figure 3 D) des sols amendés par des engrais. Dans la plupart des digestats (63 à 100 %), les valeurs RQ_{mic} pour les β -lactamines (amoxicilline), les fluoroquinolones (ciprofloxacine, enrofloxacine et sparfloxacine) et les tétracyclines (oxytétracycline) étaient considérablement supérieures à 1, ce qui indique un risque élevé de sélection de la résistance aux antimicrobiens dans le sol.

Les médicaments appartenant aux mêmes classes d'antibiotiques (β -lactamines — amoxicilline ; fluoroquinolones — ciprofloxacine et enrofloxacine ; tétracyclines — oxytétracycline et tétracycline) présentaient un risque élevé pour les organismes vivant dans le sol ($RQ_{env} > 1$ dans 33 à 100 % des échantillons de digestat). À leur tour, toutes les valeurs RQ_{mic} pour la clindamycine, l'érythromycine et le sulfaméthoxazole (dans la plage de 0,0001 à 0,91), ainsi que les valeurs RQ_{env} pour la clindamycine, la norfloxacine et le sulfaméthoxazole (0,0006 à 0,37), indiquaient un risque nul ou faible pour les sols fertilisés avec divers digestats.

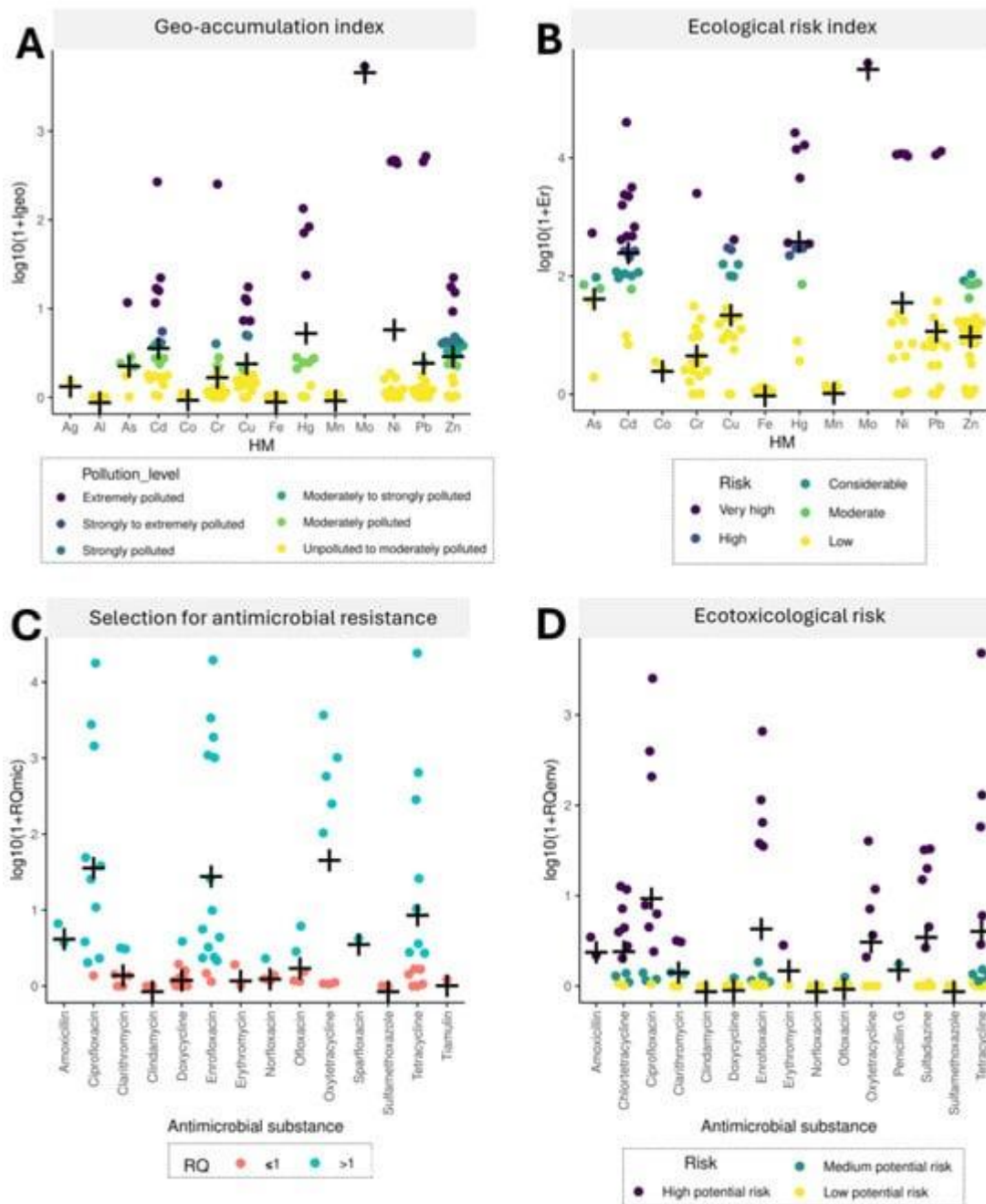


Figure 3. Évaluation du risque écologique des HM et des antibiotiques détectés dans le digestat en fonction des valeurs de l'indice de géoaccumulation (**A**), du facteur de risque environnemental (**B**), du quotient de risque (QR) pour la sélection de la pharmacorésistance dans l'environnement (**C**) et de l'écotoxicité (**D**). Le symbole de la croix indique la valeur moyenne.

L'évaluation des risques environnementaux a démontré que la plupart des digestats contenant des HM et des antibiotiques pourraient présenter un risque élevé pour l'écosystème et favoriser la propagation de la résistance aux antimicrobiens s'ils étaient introduits dans le sol. De plus, les classes d'antibiotiques considérées comme d'importance critique (quinolones) et très importantes (β -lactamines et tétracyclines) dans la liste MIA de l'OMS ont tendance à être

présentes en concentrations élevées dans divers digestats et peuvent dépasser la limite d'alerte en ce qui concerne le risque de sélection pour la résistance aux médicaments.

Ce qui précède réitère la nécessité d'établir des limites légales concernant les concentrations maximales admissibles de médicaments individuels dans la matière organique stabilisée en anaérobiose qui peuvent être libérées dans l'environnement du sol. Compte tenu des niveaux alarmants de pollution anthropique, le fait que la contamination du sol par des HM et des antimicrobiens puisse exercer des effets à long terme et favoriser une pression de cosélection généralisée pour la résistance microbienne est particulièrement préoccupant. Par conséquent, les liens étroits entre les ARG, les MRG et leur cotransfert, en particulier en présence de HM et d'antibiotiques, constituent le plus grand défi pour la recherche dans le domaine de la microbiologie environnementale. Le rôle du digestat dans le transfert environnemental des HM et des antibiotiques est extrêmement important ; par conséquent, les niveaux résiduels de ces micropolluants dans les sous-produits de la digestion anaérobie doivent être systématiquement surveillés et analysés.

4. Conclusions et perspectives d'avenir

Cet article de synthèse analyse l'étendue mondiale de la contamination des digestats par les HM et les antibiotiques. Sur la base des résultats de l'analyse, on peut conclure que le processus de digestion anaérobie et les digestats résultants contribuent directement à la présence de HM et d'antibiotiques dans l'environnement.

L'absence de méthodes efficaces pour éliminer ces micropolluants lors du traitement anaérobie favorise leur transfert ultérieur dans l'écosystème.

Bien que les digestats répondent généralement aux normes de qualité, leur application en agriculture pourrait constituer une menace pour l'environnement du sol et de l'eau et, par la suite, pour la santé publique. Cette revue a démontré que les résidus de HM et d'antibiotiques dans les digestats présentent un risque pour les organismes vivant dans le sol et contribuent à la sélection de la résistance microbienne dans les écosystèmes du sol. La présence de substances antimicrobiennes dans les digestats destinés à l'agriculture doit être abordée d'urgence par des réglementations légales.

Nous pensons qu'une meilleure compréhension du rôle du digestat en tant que source de micropolluants anthropiques et des risques associés à son introduction dans l'environnement du sol encouragera un débat scientifique et conduira à la mise en œuvre d'initiatives législatives dédiées.

Documents supplémentaires

Les informations complémentaires suivantes peuvent être téléchargées à l'adresse suivante : <https://www.mdpi.com/article/10.3390/su17020416/s1> , Figure S1 : Organigramme PRISMA montrant les résultats de la recherche documentaire et le processus de sélection pour cette revue.

Contributions des auteurs

Conceptualisation, MC ; méthodologie, MC et DR ; validation, MC ; analyse formelle, MC ; enquête, MC ; conservation des données, MC ; rédaction – préparation du projet original, MC et DR ; rédaction – révision et édition, EK et MH ; visualisation, MC ; supervision, EK et MH Tous les auteurs ont lu et accepté la version publiée du manuscrit.

Financement

Cette recherche n'a reçu aucun financement externe.

Conflits d'intérêts

Les auteurs déclarent ne pas avoir de conflits d'intérêts.

Références

1. Czatzkowska, M.; Wolak, I.; Harnisz, M.; Korzeniewska, E. Impact des activités anthropiques sur la dissémination des ARG dans l'environnement — Une revue. *Int. J. Environ. Res. Santé publique* **2022** , *19* , 12853. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
2. Khan, N.; Bolan, N.; Joseph, S.; Anh, MTL; Meier, S.; Kookana, R.; Borchard, N.; Sánchez-Monedero, MA; Jindo, K.; Solaiman, ZM; et al. Chapitre 1 — Complémenter le compost avec du biochar pour l'agriculture, la remédiation des sols et l'atténuation du changement climatique. Dans *Advances in Agronomy* ; Sparks, DL, éd. ; Academic Press : Cambridge, MA, États-Unis, 2023 ; Volume 179, pp. 1–90. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
3. Scarlat, N.; Dallemand, JF; Fahl, F. Biogaz : développements et perspectives en Europe. *Renew. Energy* **2018** , *129* , 457–472. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
4. Samoraj, M.; Mironiuk, M.; Izydorczyk, G.; Witek-Krowiak, A.; Szopa, D.; Moustakes, K.; Chojnacka, K. Les défis et les perspectives de la digestion anaérobie des déchets animaux et de l'application d'engrais du digestat. *Chemosphere* **2022** , *295* , 133799. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
5. Lamolinara, B.; Pérez-Martínez, A.; Guardado-Yordi, E.; Fiallos, CG; Diéguez-Santana, K. ; Ruiz-Mercado, GJ Gestion du digestat anaérobie, impacts environnementaux et défis technico-économiques. *Gestion des déchets*. **2022** , *140* , 14-30. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
6. Czekala, W. ; Lewicki, A. ; Pochwatka, P. ; Czekala, A. ; Wojcieszak, D. ; Jóźwiakowski, K. ; Waliszewska, H. Gestion du digestat dans les fermes polonaises en tant qu'élément du cycle des nutriments. *J. Nettoyer. Prod.* **2020** , *242* , 118454. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
7. Stürmer, B.; Pfundtner, E.; Kirchmeyr, F.; Uschnig, S. Exigences légales pour le digestat comme engrais en Autriche et dans l'Union européenne comparées aux paramètres techniques réels. *J. Environ. Manag.* **2020** , *253* , 109756. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
8. Pastorelli, R.; Valboa, G.; Lagomarsino, A.; Fabiani, A.; Simoncini, S.; Zaghi, M.; Vignozzi, N. Recyclage du digestat de biogaz issu de cultures énergétiques : effets sur les propriétés du sol et la productivité des cultures. *Appl. Sci.* **2021** , *11* , 750. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
9. Czatzkowska, M.; Wolak, I.; Harnisz, M.; Korzeniewska, E. Diversité microbienne et jugement de biosécurité des digestats dérivés de différentes usines de biogaz pour

- des applications agricoles. *J. Environ. Manag.* **2024**, *371*, 123329. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
10. Witorożec-piechnik, A. ; Kopiński, J. ; Markowska-strzemska, E. ; Woźniak, M. Aspects de sécurité environnementale liés à l'utilisation du digestat d'une installation de biogaz agricole. *Pol. J. Agron.* **2023**, *52*, 54-61. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 11. Wolak, I.; Bajkacz, S.; Harnisz, M.; Stando, K.; Męcik, M.; Korzeniewska, E. Le digestat des usines de biogaz agricoles comme réservoir d'antimicrobiens et de gènes de résistance aux antibiotiques — Implications pour l'environnement. *Int. J. Environ. Res. Santé publique* **2023**, *20*, 2672. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 12. Visca, A. ; Rauseo, J. ; Spataro, F. ; Patrouillecco, L. ; Grenni, P. ; Massini, G. ; Mazzurco Miritana, V. ; Barra Caracciolo, A. Antibiotiques et gènes de résistance aux antibiotiques dans les digesteurs anaérobies et concentrations prévues dans les agroécosystèmes. *J. Environ. Gérer.* **2022**, *301*, 113891. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 13. Al Seadi, T.; Drosig, B.; Fuchs, W.; Rutz, D.; Janssen, R. 12—Qualité et utilisation du digestat de biogaz. Dans *The Biogas Handbook* ; Wellinger, A., Murphy, J., Baxter, D., éd. ; Woodhead Publishing Series in Energy ; Woodhead Publishing : Cambridge, Royaume-Uni, 2013 ; pp. 267–301. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 14. Shamuyarira, KK; Gumbo, JR Évaluation des métaux lourds dans les boues d'épuration municipales : étude de cas de la province du Limpopo, Afrique du Sud. *Int. J. Environ. Res. Santé publique* **2014**, *11*, 2569–2579. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 15. Qasem, NAA; Mohammed, RH; Lawal, DU Élimination des ions de métaux lourds des eaux usées : une étude complète et critique. *NPJ Clean Water* **2021**, *4*, 36. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 16. Buta, M. ; Korzeniewska, E. ; Harnisz, M. ; Hubény, J. ; Zieliński, W. ; Rolbiecki, R. ; Bajkacz, S. ; Félis, E. ; Kokoszka, K. Polluants microbiens et chimiques sur la voie fumier-cultures dans la perspective de l'approche holistique « One Health ». *Sci. Environ. Total.* **2021**, *785*, 147411. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 17. Ji, X.; Shen, Q.; Liu, F.; Ma, J.; Xu, G.; Wang, Y.; Wu, M. Abondance des gènes de résistance aux antibiotiques associés aux antibiotiques et aux métaux lourds dans les fumiers animaux et les sols agricoles adjacents aux parcs d'engraissement à Shanghai; Chine. *J. Hazard. Mater.* **2012**, *235–236*, 178–185. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 18. Essien, JP; Ikpe, DI; Inam, ED; Okon, AO; Ebong, GA; Benson, NU Présence et distribution spatiale des métaux lourds dans les lixiviats des décharges et les écosystèmes d'eau douce impactés : une menace pour l'environnement et la santé humaine. *PLoS ONE* **2022**, *17*, e0263279. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 19. Caracciolo, AB; Visca, A.; Rauseo, J.; Spataro, F.; Garbini, GL; Grenni, P.; Mariani, L.; Mazzurco Miritana, V.; Massini, G.; Patrouillecco, L. Bioaccumulation d'antibiotiques et de gènes de résistance dans la litière après fertilisation par du fumier de bovin et du digestat et leurs effets sur les communautés microbiennes du sol et de la phyllosphère. *Environ. Pollut.* **2022**, *315*, 120413. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 20. Catenacci, A.; Boniardi, G.; Mainardis, M.; Gievers, F.; Farru, G.; Asunis, F.; Malpei, F.; Goi, D.; Cappai, G.; Canziani, R. Procédés, applications et cadre législatif pour le digestat anaérobie carbonisé : opportunités et goulots d'étranglement. Une revue

- critique. *Energy Convers. Manag.* **2022**, *263*, 115691. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
21. Yusuf, HH; Pan, X.; Cai, G.; Cai, J.; Huang, X.; Ye, ZL Codigestion anaérobie semi-solide de scories fécales séparées à la source et de déchets alimentaires : concentration sur la production de méthane, l'évaluation des risques écologiques et l'évaluation de la qualité en tant qu'engrais. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2022**, *29*, 66578–66590. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 22. Zubair, M.; Li, Z.; Zhu, R.; Wang, J.; Liu, X.; Liu, X. La dégradation des antibiotiques et ses mécanismes au cours de la digestion anaérobie du fumier de bétail. *Molecules* **2023**, *28*, 4090. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 23. Tytła, M. Évaluation de la pollution par les métaux lourds et du risque écologique potentiel dans les boues d'épuration des stations d'épuration municipales situées dans la région la plus industrialisée de Pologne - Étude de cas. *Int. J. Environ. Res. Santé publique* **2019**, *16*, 2430. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 24. Marutescu, LG; Jaga, M.; Postolache, C.; Barbuceanu, F.; Milita, NM; Romascu, LM; Schmitt, H.; de Roda Husman, AM; Sefeepari, P.; Glaeser, S.; et al. Aperçu de l'impact du fumier sur les résidus d'antibiotiques et le pool de résistance dans l'environnement. *Front. Microbiol.* **2022**, *13*, 965132. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 25. Yin, F.; Dong, H.; Ji, C.; Tao, X.; Chen, Y. Effets de la digestion anaérobie sur l'efficacité de la dégradation de la chlortétracycline et de l'oxytétracycline pour le lisier de porc. *Gestion des déchets.* **2016**, *56*, 540–546. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 26. Hao, H.; Cheng, G.; Iqbal, Z.; Ai, X.; Hussain, HI; Huang, L.; Dai, M.; Wang, Y.; Liu, Z.; Yuan, Z. Avantages et risques de l'utilisation d'antimicrobiens chez les animaux producteurs d'aliments. *Front. Microbiol.* **2014**, *5*, 288. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 27. Hao, H.; Tian, Y.; Zhang, H.; Chai, Y. Fermentation anaérobie sous contrainte de cuivre : propriétés du biogaz, stabilité du procédé, biodégradation et réponses enzymatiques. *Biodégradation* **2017**, *28*, 369–381. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 28. Irshad, M.; Malik, AH; Shaukat, S.; Mushtaq, S.; Ashraf, M. Caractérisation des métaux lourds dans les effluents d'élevage. *Pol. J. Environ. Stud.* **2013**, *22*, 1257–1262. [[Google Scholar](#)]
 29. Adegbeye, MJ; Adetuyi, BO; Igirigi, AI; Adisa, A.; Palangi, V.; Aiyedun, S.; Alvarado-Ramírez, ER; Elghandour, MMY; Márquez Molina, O.; Oladipo, AA; et coll. Informations complètes sur les résidus d'antibiotiques dans les produits d'élevage : distribution, facteurs, défis, opportunités et implications pour la sécurité alimentaire et la santé publique. *Contrôle alimentaire* **2024**, *163*, 110545. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 30. Liu, W.-R.; Zeng, D.; She, L.; Su, W.-X.; He, D.-C.; Wu, G.-Y.; Ma, X.-R.; Jiang, S.; Jiang, C.-H.; Ying, G.-G. Comparaisons des caractéristiques de pollution, des situations d'émission et des charges massiques de métaux lourds dans les fumiers de différents animaux d'élevage et de volaille en Chine. *Sci. Total Environ.* **2020**, *734*, 139023. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 31. Zha, Y.; Li, Q.; Liu, H.; Ge, Y.; Wei, Y.; Wang, H.; Zhang, L.; Fan, J.; Chen, Y.; Zhang, C.; et al. Présence et évaluation des risques écologiques des antibiotiques dans le fumier et

- le sol environnant des fermes avicoles typiques de Hangzhou, en Chine. *Front. Environ. Sci.* **2023**, *11*, 1241405. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
32. Carmo Precci Lopes, A.; Ebner, C.; Gerke, F.; Wehner, M.; Robra, S.; Hupfauf, S.; Bockreis, A. Déchets solides municipaux résiduels comme co-substrat dans les stations d'épuration des eaux usées : une évaluation du rendement en méthane, du potentiel de déshydratation et de la diversité microbienne. *Sci. Total Environ.* **2022**, *804*, 149936. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 33. Shi, JC; Liao, XD; Wu, YB; Liang, JB Effet des antibiotiques sur le méthane issu de la digestion anaérobie du lisier de porc. *Anim. Feed Sci. Technol.* **2011**, *166–167*, 457–463. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 34. Turker, G.; Akyol, Ç.; Ince, O.; Aydin, S.; Ince, B. Les conditions opératoires influencent les structures de la communauté microbienne, l'élimination des gènes de résistance aux antibiotiques et les métabolites lors de la digestion anaérobie du fumier de vache en présence d'oxytétracycline. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2018**, *147*, 349–356. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 35. Álvarez, JA; Otero, L.; Lema, JM; Omil, F. Effets et devenir des antibiotiques pendant la digestion anaérobie du lisier de porc. *Bioresour. Technol.* **2010**, *101*, 8581–8586. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 36. Coban, H.; Ertekin, E.; Ince, O.; Turker, G.; Akyol, Ç.; Ince, B. Dégradation de l'oxytétracycline et ses impacts sur la structure de la communauté microbienne productrice de biogaz. *Bioprocess Biosyst. Eng.* **2016**, *39*, 1051–1060. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 37. Czatzkowska, M. ; Harnisz, M. ; Korzeniewska, E. ; Rusanowska, P. ; Bajkacz, S. ; Félis, E. ; Jastrzębski, JP; Paukszto, Ł.; Koniuszewska, I. L'impact des antimicrobiens sur l'efficacité de la fermentation méthanique des boues d'épuration, les changements dans la biodiversité microbienne et la propagation de la résistance aux antibiotiques. *J. Hazard. Maître.* **2021**, *416*, 125773. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 38. Huang, Q.; Yu, Y.; Wan, Y.; Wang, Q.; Luo, Z.; Qiao, Y.; Su, D.; Li, H. Effets de la fertilisation continue sur la biodisponibilité et le fractionnement du cadmium dans le sol et son absorption par le riz (*Oryza sativa* L.). *J. Environ. Manag.* **2018**, *215*, 13–21. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 39. Pan, M.; Chu, LM Adsorption et dégradation de cinq antibiotiques sélectionnés dans les sols agricoles. *Sci. Total Environ.* **2016**, *545–546*, 48–56. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 40. Alengebawy, A.; Abdelkhalek, ST; Qureshi, SR; Wang, M.-Q. Toxicité des métaux lourds et des pesticides dans les sols et les plantes agricoles : risques écologiques et implications pour la santé humaine. *Toxics* **2021**, *9*, 42. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 41. Moher, D.; Liberati, A.; Tetzlaff, J.; Altman, DG Éléments de rapport préférés pour les revues systématiques et les méta-analyses : la déclaration PRISMA. *PLoS Med.* **2009**, *6*, e1000097. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 42. Muller, G. Indice de géoaccumulation dans les sédiments du Rhin. *GeoJournal* **1969**, *2*, 108–118. [[Google Scholar](#)]
 43. Reimann, C.; Caritat, P. *Éléments chimiques dans l'environnement*; Springer : Berlin/Heidelberg, Allemagne, 1998. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

44. Håkanson, L. Un indice de risque écologique pour le contrôle de la pollution aquatique. Une approche sédimentologique. *Water Res.* **1980**, *14*, 975–1001. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
45. Zhao, S.; Feng, C.; Yang, Y.; Niu, J.; Shen, Z. Évaluation des risques liés aux métaux sédimentaires dans l'estuaire du Yangtze : nouvelles preuves des relations entre deux méthodes d'indices typiques. *J. Hazard. Mater.* **2012**, *241–242*, 164–172. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
46. Chen, H.; Chen, Z.; Chen, Z.; Ou, X.; Chen, J. Calcul du coefficient de toxicité de l'évaluation du risque écologique potentiel des éléments des terres rares. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2020**, *104*, 582–587. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
47. Bengtsson-Palme, J.; Larsson, DGJ Concentrations d'antibiotiques censées sélectionner des bactéries résistantes : limites proposées pour la régulation environnementale. *Environ. Int.* **2016**, *86*, 140–149. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
48. EMA. Comité des médicaments à usage humain (CHMP) Guideline on the Environmental Risk Assessment of Medicinal Products for Human Use. 2024. Disponible en ligne : https://www.ema.europa.eu/en/documents/scientific-guideline/guideline-environmental-risk-assessment-medicinal-products-human-use-revision-1_en.pdf (consulté le 9 octobre 2024).
49. Ajibola, AS; Zwiener, C. Présence et évaluation des risques de résidus d'antibiotiques dans les boues d'épuration de deux stations d'épuration d'hôpitaux nigériens. *Pollution de l'eau, de l'air et du sol.* **2022**, *233*, 405. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
50. Vestel, J.; Caldwell, DJ; Tell, J.; Constantine, L.; Häner, A.; Hellstern, J.; Journal, R.; Ryan, JJ; Swenson, T.; Xei, W. Concentrations cibles prédites par défaut sans effet pour les antibiotiques en l'absence de données sur la protection contre la résistance aux antibiotiques et la toxicité environnementale. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **2022**, *18*, 863–867. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
51. AMR Industry Alliance. AMR Alliance Science-Based PNEC Targets for Risk Assessments. 2024. Disponible en ligne : https://www.amrindustryalliance.org/wp-content/uploads/2023/02/AMR-Table-1-Update-20230222_corrected.pdf (consulté le 7 octobre 2024).
52. Buta, M.; Hubeny, J.; Zieliński, W.; Harnisz, M.; Korzeniewska, E. Les boues d'épuration en agriculture - Les effets de certains polluants chimiques et des nouveaux déterminants de la résistance génétique sur la qualité des sols et des cultures - Une revue. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2021**, *214*, 112070. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
53. Seiler, C.; Berendonk, TU Co-sélection de la résistance aux antibiotiques induite par les métaux lourds dans les sols et les plans d'eau affectés par l'agriculture et l'aquaculture. *Front. Microbiol.* **2012**, *3*, 399. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
54. Kang, W.; Zhang, Y.-J.; Shi, X.; He, J.-Z.; Hu, H.-W. Exposition à court terme au cuivre comme pression de sélection pour la résistance aux antibiotiques et aux métaux dans un sol agricole. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2018**, *25*, 29314–29324. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

55. Kovačić, Đ.; Lončarić, Z.; Jović, J.; Samac, D.; Popović, B.; Tišma, M. Pratiques de gestion et de traitement du digestat : une revue. *Appl. Sci.* **2022**, *12*, 9216. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
56. Kupper, T.; Bürge, D.; Bachmann, HJ; Güsewell, S.; Mayer, J. Métaux lourds dans le compost et les digestats séparés à la source. *Gestion des déchets.* **2014**, *34*, 867–874. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
57. Wan, Y.; Liu, J.; Zhuang, Z.; Wang, Q.; Li, H. Métaux lourds dans les sols agricoles : sources, facteurs d'influence et stratégies de remédiation. *Toxics* **2024**, *12*, 63. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
58. Zhen, H.; Jia, L.; Huang, C.; Qiao, Y.; Li, J.; Li, H.; Chen, Q.; Wan, Y. Effets à long terme de l'application intensive de fumier sur le risque de pollution par les métaux lourds dans la production de légumes en champs protégés. *Environ. Pollut.* **2020**, *263*, 114552. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
59. Cheng, M.; Wu, L.; Huang, Y.; Luo, Y.; Christie, P. Concentrations totales de métaux lourds et présence d'antibiotiques dans les boues d'épuration des villes de Chine. *J. Soils Sediments* **2014**, *14*, 1123–1135. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
60. Fijalkowski, K.; Rorat, A.; Grobelak, A.; Kacprzak, MJ Présence de contaminations dans les boues d'épuration : la situation actuelle. *J. Environ. Manag.* **2017**, *203*, 1126–1136. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
61. Iglesias, M.; Marguá, E.; Camps, F.; Hidalgo, M. Extractibilité et transfert aux cultures d'éléments potentiellement toxiques des sols agricoles méditerranéens suite à des applications à long terme de boues d'épuration comme substitut d'engrais aux cultures d'orge et de maïs. *Gestion des déchets.* **2018**, *75*, 312–318. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
62. Kelepertzis, E. Accumulation de métaux lourds dans les sols agricoles de la Méditerranée : aperçu du bassin d'Argolide, Péloponnèse, Grèce. *Geoderma* **2014**, *221–222*, 82–90. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
63. Liu, C.; Tong, Q.; Li, Y.; Wang, N.; Liu, B.; Zhang, X. Production de biogaz et analyse de passivation des métaux pendant la digestion anaérobie du lisier de porc : effets d'un supplément composite magnétique Fe₃O₄ / FA. *RSC Adv.* **2019**, *9*, 4488–4498. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
64. Derehajło, S.; Tyimińska, M.; Skibko, Z.; Borusiewicz, A.; Romaniuk, W.; Kuboń, M.; Olech, E.; Koszel, M. Teneur en métaux lourds dans les substrats des usines de biogaz agricole. *Agricole. Ing.* **2023**, *27*, 315-329. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
65. Golovko, O.; Ahrens, L.; Schelin, J.; Söregård, M.; Bergstrand, K.-J.; Aspe, H.; Hultberg, M.; Wiberg, K. Micropolluants organiques, métaux lourds et pathogènes dans le digestat anaérobie à base de déchets alimentaires. *J. Environ. Gérer.* **2022**, *313*, 114997. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
66. Guo, Q.; Ji, J.; Ling, Z.; Zhang, K.; Xu, R.; Leng, X.; Mao, C.; Zhou, T.; Wang, H.; Liu, P.; et al. La bioaugmentation améliore la codigestion anaérobie des résidus végétaux contenant du cadmium et du fumier de vache. *Environ. Pollut.* **2021**, *289*, 117885. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
67. Szaja, A.; Montusiewicz, A.; Lebiocka, M. Variabilité des micro- et macro-éléments dans la codigestion anaérobie des boues d'épuration municipales et des sous-produits de l'industrie alimentaire. *Int. J. Environ. Res. Santé publique* **2023**, *20*, 5405. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

68. Legros, S.; Levard, C.; Marcato-Romain, C.-E.; Guiresse, M.; Doelsch, E. La digestion anaérobie modifie la spéciation du cuivre et du zinc. *Environ. Sci. Technol.* **2017**, *51*, 10326–10334. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
69. Zhou, W.; Chen, X.; Wang, Y.; Tuersun, N.; Ismail, M.; Cheng, C.; Li, Z.; Song, Q.; Wang, Y.; Ma, C. Codigestion anaérobie des boues de teinture textile : efficacité de digestion et stabilité des métaux lourds. *Sci. Total Environ.* **2021**, *801*, 149722. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
70. Knoop, C.; Tietze, M.; Dornack, C.; Raab, T. Devenir des nutriments et des métaux lourds pendant la digestion en deux étapes et le post-traitement aérobie des déchets organiques municipaux. *Bioresour. Technol.* **2018**, *251*, 238–248. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
71. Carchesio, M.; Di Addario, M.; Tatàno, F.; de Rosa, S.; Gambioli, A. Évaluation du potentiel biochimique en méthane de la fraction organique résiduelle et des rejets organiques traités mécaniquement et biologiquement destinés à la mise en décharge. *Gestion des déchets.* **2020**, *113*, 20–31. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
72. Cucina, M.; Tacconi, C.; Ricci, A.; Pezzolla, D.; Sordi, S.; Zadra, C.; Gigliotti, G. Évaluation des bénéfices et des risques associés à l'utilisation agricole des déchets organiques d'origine pharmaceutique. *Sci. Total Environ.* **2018**, *613–614*, 773–782. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
73. Riaz, L.; Wang, Q.; Yang, Q.; Li, X.; Yuan, W. Potentiel du compostage industriel et de la digestion anaérobie pour l'élimination des antibiotiques, des gènes de résistance aux antibiotiques et des métaux lourds du fumier de poulet. *Sci. Total Environ.* **2020**, *718*, 137414. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
74. Xin, L.; Guo, Z.; Xiao, X.; Peng, C.; Zeng, P.; Feng, W.; Xu, W. Faisabilité de la digestion anaérobie sur la libération de biogaz et de métaux lourds à partir de paille de riz prétraitée à l'hydroxyde de sodium. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2019**, *26*, 19434–19444. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
75. Guo, Y.; Guo, Y.; Gong, H.; Fang, N.; Tan, Y.; Zhou, W.; Huang, J.; Dai, L.; Dai, X. Variations des métaux lourds, des nutriments, des POP et de la distribution granulométrique au cours du processus de digestion anaérobie des boues, de séchage solaire et d'utilisation des terres : étude de cas en Chine. *Sci. Total Environ.* **2021**, *801*, 149609. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
76. Liu, J.; He, X.; Xu, Y.; Zuo, Z.; Lei, P.; Zhang, J.; Yin, Y.; Wei, Y. Devenir du mercure et du méthylmercure dans la digestion anaérobie des boues à grande échelle combinée à l'hydrolyse thermique. *J. Hazard. Mater.* **2021**, *406*, 124310. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
77. Montusiewicz, A.; Szaja, A.; Musielewicz, I.; Cydzik-Kwiatkowska, A.; Lebiocka, M. Effet de la bioaugmentation sur les concentrations de métaux dans le digestat lors de la digestion anaérobie des boues d'épuration. *PLoS ONE* **2020**, *15*, e0235508. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
78. Zheng, X.; Liu, Y.; Huang, J.; Du, Z.; Zhouyang, S.; Wang, Y.; Zheng, Y.; Li, Q.; Shen, X. L'influence des variables sur la biodisponibilité des métaux lourds pendant la digestion anaérobie du lisier de porc. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2020**, *195*, 110457. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

79. Zhu, NM; Guo, XJ Extraction séquentielle des boues de digestion anaérobie pour la détermination de la répartition des métaux lourds. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2014** , *102* , 18–24. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
80. Raj, D.; Maiti, SK Sources, bioaccumulation, risques pour la santé et assainissement des métaux(loïdes) potentiellement toxiques (As, Cd, Cr, Pb et Hg) : une revue résumée. *Environ. Monit. Assess.* **2020** , *192* , 108. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
81. Kadam, R.; Khanthong, K.; Jang, H.; Lee, J.; Park, J. Occurrence, destin et implications des métaux lourds au cours de la digestion anaérobie : une revue. *Energies* **2022** , *15* , 8618. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
82. Jin, H.; Chang, Z. Distribution des teneurs en métaux lourds et des fractions chimiques dans les boues de fumier digérées par voie anaérobie. *Appl. Biochem. Biotechnol.* **2011** , *164* , 268–282. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
83. Qi, G.; Pan, Z.; Sugawa, Y.; Andriamanohiarisoamanana, FJ; Yamashiro, T.; Iwasaki, M.; Kawamoto, K.; Ihara, I.; Umetsu, K. Propriétés fertilisantes comparatives des digestats issus de la digestion anaérobie mésophile et thermophile du lisier de vaches laitières : en se concentrant sur les bactéries favorisant la croissance des plantes (PGPB) et le risque environnemental. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* **2018** , *20* , 1448–1457. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
84. Dong, B.; Liu, X.; Dai, L.; Dai, X. Évolution de la spéciation des métaux lourds au cours de la digestion anaérobie à haute teneur en solides des boues d'épuration. *Bioresour. Technol.* **2013** , *131* , 152–158. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
85. Choong, YY; Norli, I.; Abdullah, AZ; Yhaya, MF Impacts de la supplémentation en oligo-éléments sur les performances du processus de digestion anaérobie : une revue critique. *Bioresour. Technol.* **2016** , *209* , 369–379. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
86. Jolly, YN; Islam, A.; Akbar, S. Transfert de métaux du sol aux légumes et évaluation possible des risques pour la santé. *SpringerPlus* **2013** , *2* , 385. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
87. Cycoń, M.; Mroziak, A.; Piotrowska-Seget, Z. Antibiotiques dans l'environnement du sol : dégradation et leur impact sur l'activité et la diversité microbiennes. *Front. Microbiol.* **2019** , *10* , 338. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
88. Gurmessa, B.; Pedretti, EF; Cocco, S.; Cardelli, V.; Corti, G. Effets de la digestion anaérobie du fumier et rôle des pré- et post-traitements sur l'efficacité d'élimination des antibiotiques vétérinaires et des gènes de résistance aux antibiotiques. *Sci. Total Environ.* **2020** , *721* , 137532. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
89. Aziz, A.; Sengar, A.; Basheer, F.; Farooqi, IH; Isa, MH Digestion anaérobie dans l'élimination des antibiotiques et des gènes résistants aux antibiotiques de l'environnement - Une revue complète. *J. Environ. Chem. Eng.* **2022** , *10* , 106423. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
90. Koniuszewska, I. ; Harnisz, M. ; Korzeniewska, E. ; Czatzkowska, M. ; Jastrzębski, JP; Paukszto, Ł.; Bajkacz, S. ; Félis, E. ; Rusanowska, P. L'effet des antibiotiques sur le processus de digestion anaérobie mésophile du fumier de bétail. *Énergies* **2021** , *14* , 1125. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
91. Kasumba, J.; Appala, K.; Agga, GE; Loughrin, JH; Conte, ED Digestion anaérobie des fumiers de bétail et de volaille enrichis en antibiotiques tétracyclines. *J. Environ. Sci. Health Part B* **2020** , *55* , 135–147. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

92. Lu, J.; Xu, S. Post-traitement du digestat des déchets alimentaires en vue de son épandage sur le sol : une revue. *J. Clean. Prod.* **2021**, *303*, 127033. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
93. Polianciuc, SI; Gurzău, AE; Kiss, B.; Ștefan, MG; Loghin, F. Antibiotiques dans l'environnement : causes et conséquences. *Med. Pharm. Rep.* **2020**, *93*, 231–240. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
94. Nesse, AS; Aanrud, SG; Lyche, JL; Sogn, T.; Kallenborn, R. Confirmation de la présence d'antibiotiques et de stéroïdes sélectionnés dans le digestat de biogaz norvégien. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2022**, *29*, 86595–86605. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
95. Lehmann, L.; Bloem, E. Résidus d'antibiotiques dans les substrats et les matières premières des usines de biogaz : implications pour l'agriculture. *Chemosphere* **2021**, *278*, 130425. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
96. Ratsak, C. ; Guhl, B. ; Zühlke, S. ; Delschen, T. Veterinärantibiotikarückstände in Gülle und Gärresten aus Nordrhein-Westfalen [Résidus d'antibiotiques vétérinaires dans le fumier et les digestats en Rhénanie du Nord-Westphalie]. *Environ. Sci. EUR.* **2013**, *25*, 7. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
97. Sun, C.; Li, W.; Chen, Z.; Qin, W.; Wen, X. Réponses des antibiotiques, des gènes de résistance aux antibiotiques et des éléments génétiques mobiles dans les boues d'épuration au prétraitement par hydrolyse thermique et à diverses conditions de digestion anaérobie. *Environ. Int.* **2019**, *133 Pt A*, 105156. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
98. Yin, F.; Lin, S.; Zhou, X.; Dong, H.; Zhan, Y. Devenir des antibiotiques lors de la séparation membranaire suivie de processus de traitement physico-chimique. *Sci. Total Environ.* **2021**, *759*, 143520. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
99. Liu, H.; Pu, C.; Yu, X.; Sun, Y.; Chen, J. Élimination des tétracyclines, des sulfamides et des quinolones par des procédés de compostage et de digestion anaérobie à l'échelle industrielle. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2018**, *25*, 35835–35844. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
100. Patyra, E.; Kwiatek, K.; Nebot, C.; Gavilán, RE Quantification des antibiotiques vétérinaires dans les excréments de porcs et de volailles et dans le lisier liquide comme méthode non invasive de surveillance de l'utilisation d'antibiotiques chez le bétail par chromatographie liquide et spectrométrie de masse. *Molécules* **2020**, *25*, 3265. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
101. Wolters, B.; Widyasari-Mehta, A.; Kreuzig, R.; Smalla, K. Contaminations des engrais organiques par des résidus d'antibiotiques, des gènes de résistance et des éléments génétiques mobiles reflétant l'utilisation d'antibiotiques chez le bétail ? *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **2016**, *100*, 9343–9353. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
102. Feng, L.; Casas, ME; Ottosen, LDM; Møller, HB; Bester, K. Élimination des antibiotiques pendant la digestion anaérobie du lisier de porc. *Sci. Total Environ.* **2017**, *603–604*, 219–225. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
103. Varel, VH; Wells, JE; Shelver, WL; Rice, CP; Armstrong, DL; Parker, DB Effet de la température de digestion anaérobie sur l'odeur, les coliformes et la chlortétracycline dans le fumier de porc ou la monensine dans le fumier de bovin. *J. Appl. Microbiol.* **2012**, *112*, 705–715. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
104. Spielmeyer, A.; Ahlborn, J.; Hamscher, G. Détermination simultanée de 14 sulfamides et tétracyclines dans les installations de biogaz par extraction liquide-liquide et

- chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem. *Anal. Bioanal. Chem.* **2014**, *406*, 2513–2524. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
105. Wallace, JS; Garner, E.; Pruden, A.; Aga, DS Occurrence et transformation des antibiotiques vétérinaires et des gènes de résistance aux antibiotiques dans le lisier de vaches laitières traité par digestion anaérobie avancée et méthodes de traitement conventionnelles. *Environ. Pollut.* **2018**, *236*, 764–772. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
106. Stone, JJ; Clay, SA; Zhu, Z.; Wong, KL; Porath, LR; Spellman, GM Effet des composés antimicrobiens tylosine et chlortétracycline pendant la digestion anaérobie par lots du lisier de porc. *Water Res.* **2009**, *43*, 4740–4750. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
107. Widyasari-Mehta, A.; Suwito, HRKA; Kreuzig, R. Essais en laboratoire sur l'élimination de l'antibiotique vétérinaire doxycycline pendant le stockage à long terme du lisier de porc liquide et du digestat. *Chemosphere* **2016**, *149*, 154–160. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
108. Bousek, J.; Schöpp, T.; Schwaiger, B.; Lesueur, C.; Fuchs, W.; Weissenbacher, N. Comportement de la doxycycline, de l'oxytétracycline, de la tétracycline et de la fluméquine lors du recyclage du fumier pour la production d'engrais. *J. Environ. Manag.* **2018**, *223*, 545–553. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
109. Karcı, A.; Balcıoğlu, IA Étude des composés antimicrobiens tétracycline, sulfonamide et fluoroquinolone dans le fumier animal et les sols agricoles en Turquie. *Sci. Total Environ.* **2009**, *407*, 4652–4664. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
110. Yang, G.; Xie, S.; Yang, M.; Tang, S.; Zhou, L.; Jiang, W.; Zhou, B.; Li, Y.; Si, B. Une revue critique sur la rétention des antibiotiques dans le digestat liquide : risques potentiels et technologies d'élimination. *Sci. Total Environ.* **2022**, *853*, 158550. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
111. Mitchell, SM; Ullman, JL; Teel, AL; Watts, RJ; Frear, C. Les effets des antibiotiques ampicilline, florfénicol, sulfaméthazine et tylosine sur la production de biogaz et leur efficacité de dégradation pendant la digestion anaérobie. *Bioresour. Technol.* **2013**, *149*, 244–252. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
112. Miritana, VM; Massini, G.; Visca, A.; Grenni, P.; Patrouillecco, L.; Spataro, F.; Rauseo, J.; Garbini, GL; Signorini, A.; Rosa, S.; et coll. Effets du sulfaméthoxazole sur la dynamique de la communauté microbienne pendant le processus de digestion anaérobie. *Devant. Microbiol.* **2020**, *11*, 537783. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
113. Oberoi, AS; Jia, Y.; Zhang, H.; Khanal, SK; Lu, H. Aperçu du devenir et de l'élimination des antibiotiques dans les systèmes de traitement biologique artificiel : une revue critique. *Environ. Sci. Technol.* **2019**, *53*, 7234–7264. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
114. OMS. *Liste des antimicrobiens importants sur le plan médical de l'OMS : un outil de gestion des risques pour atténuer la résistance aux antimicrobiens due à une utilisation non humaine* ; OMS : Genève, Suisse, 2024. [[Google Scholar](#)]
115. Barancheshme, F.; Munir, M. Développement de la résistance aux antibiotiques dans les stations d'épuration des eaux usées. Dans *Résistance aux antibiotiques* ; Kumar, Y., éd. ; IntechOpen : Rijeka, Croatie, 2019 ; Chapitre 5. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
116. Xiong, W.; Sun, Y.; Ding, X.; Wang, M.; Zeng, Z. Pression sélective des antibiotiques sur les ARG et les communautés bactériennes dans les microcosmes d'eau douce et de sédiments pollués par le fumier. *Front. Microbiol.* **2015**, *6*, 194. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

117. Santas-Miguel, V.; Núñez-Delgado, A.; Álvarez-Rodríguez, E.; Diaz-Raviña, M.; Arias-Estévez, M.; Fernández-Calviño, D. Tolérance de la communauté bactérienne du sol aux antibiotiques tétracyclines induite par la pollution par As, Cd, Zn, Cu, Ni, Cr et Pb. *Sol* **2022**, *8*, 437-449. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
118. Chen, J.; Li, J.; Zhang, H.; Shi, W.; Liu, Y. Gènes bactériens de résistance aux métaux lourds et aux antibiotiques dans une zone de barrage de résidus de cuivre dans le nord de la Chine. *Front. Microbiol.* **2019**, *10*, 1916. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
119. Imran, M.; Das, KR; Naik, MM Co-sélection de la résistance multi-antibiotiques chez les bactéries pathogènes dans les environnements contaminés par les métaux et les microplastiques : une menace émergente pour la santé. *Chemosphere* **2019**, *215*, 846–857. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
120. Gupta, S.; Graham, DW; Sreekrishnan, TR; Ahammad, SZ Effets de la pollution par les métaux lourds sur la co-sélection de la résistance aux métaux et aux antibiotiques dans les rivières urbaines au Royaume-Uni et en Inde. *Environ. Pollut.* **2022**, *306*, 119326. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
121. Pedro, F.; Espírito Santo, C.; Branco, R.; Francisco, R.; Santos, S.; Hansen, L.; Sorensen, S.; Morais, PV Points chauds naturels pour le gain de résistances multiples : résistances à l'arsenic et aux antibiotiques chez les bactéries hétérotrophes et aérobies des champs hydrothermaux marins. *Appl. Environ. Microbiol.* **2015**, *81*, 2534–2543. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
122. Fang, L.; Li, X.; Li, L.; Li, S.; Liao, X.; Sun, J.; Liu, Y. Co-propagation de la résistance aux métaux et aux antibiotiques dans les plasmides ST3-IncHI2 des isolats d'*E. coli* d'animaux producteurs d'aliments. *Sci. Rep.* **2016**, *6*, 25312. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
123. Edet, UO; Basse, IU; Joseph, AP Co-résistance des métaux lourds aux antibiotiques parmi les isolats de bactéries provenant du sol d'une décharge à ciel ouvert. *Heliyon* **2023**, *9*, e13457. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
124. van Midden, C.; Harris, J.; Shaw, L.; Sizmur, T.; Pawlett, M. L'impact du digestat anaérobie sur la vie du sol : une revue. *Appl. Soil Ecol.* **2023**, *191*, 105066. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
125. Gurmessa, B.; Cocco, S.; Ashworth, AJ; Udawatta, RP; Cardelli, V.; Ilari, A.; Serrani, D.; Fornasier, F.; Del Gatto, A.; Foppa Pedretti, E.; et al. Effets à court terme du digestat et du digestat composté sur la santé des sols et le rendement des cultures : implications pour une gestion durable des biodéchets dans le secteur de la bioénergie. *Sci. Total Environ.* **2024**, *906*, 167208. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
126. Nikolaidou, C.; Mola, M.; Papakostas, S.; Aschonitis, VG; Monokrousos, N.; Kougias, PG L'effet du digestat anaérobie comme engrais organique du sol sur la diversité et la structure des communautés microbiennes et nématodes indigènes du sol. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2024**. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
127. Doyeni, MO; Stulpinaite, U.; Baksinskaite, A.; Suproniene, S.; Tilvikiene, V. L'efficacité de l'utilisation du digestat pour la fertilisation dans un système de culture agricole. *Plantes* **2021**, *10*, 1734. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
128. Fu, Y.; Zhu, Y.; Dong, H.; Li, J.; Zhang, W.; Shao, Y.; Shao, Y. Mécanismes des effets de l'acide humique sur les gènes de résistance aux antibiotiques et les communautés microbiennes dans les sols contaminés par le cadmium. *Process Saf. Environ. Prot.* **2022**, *160*, 62–69. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

129. Guo, H.; Xue, S.; Nasir, M.; Gu, J.; Lv, J. Impacts de l'ajout de cadmium sur l'altération de la communauté microbienne et le transport des gènes de résistance aux antibiotiques dans les sols contaminés par l'oxytétracycline. *J. Environ. Sci.* **2021**, *99*, 51–58. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
130. Fu, Y.; Zhu, Y.; Dong, H.; Li, J.; Zhang, W.; Shao, Y.; Shao, Y. Effets des métaux lourds et des antibiotiques sur les gènes de résistance aux antibiotiques et les communautés microbiennes dans le sol. *Process Saf. Environ. Prot.* **2023**, *169*, 418–427. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
131. Xiao, Y.; Raheem, A.; Ding, L.; Chen, W.-H.; Chen, X.; Wang, F.; Lin, S.-L. Prétraitement, modification et applications du biochar dérivé des boues d'épuration pour la récupération des ressources — Une revue. *Chemosphere* **2022**, *287*, 131969. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

Avis de non-responsabilité/Note de l'éditeur : Les déclarations, opinions et données contenues dans toutes les publications sont uniquement celles des auteurs et contributeurs individuels et non celles de MDPI et/ou des éditeurs. MDPI et/ou les éditeurs déclinent toute responsabilité pour toute blessure aux personnes ou aux biens résultant des idées, méthodes, instructions ou produits mentionnés dans le contenu.

© 2025 par les auteurs. Licencié MDPI, Bâle, Suisse. Cet article est un article en libre accès distribué selon les termes et conditions de la licence Creative Commons Attribution (CC BY) (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).