Effet des boues d'épuration et du digestat issu de la fermentation anaérobie sur l'accumulation de cadmium (Cd), de gallium (Ga), de germanium (Ge) et d'éléments des terres rares (REE) dans

[1] Institut des biosciences, groupe biologie/écologie, TU Bergakademie Freiberg, Freiberg, Allemagne

Cette étude examine comment les boues d'épuration et le digestat liquide, en tant qu'amendements biosolides, affectent la mobilité du cadmium (Cd), du gallium (Ga), du germanium (Ge) et des terres rares (REE) dans le sol, ainsi que leur absorption par des plantes ayant des stratégies nutritionnelles différentes.
Quatre espèces *, Alyssum murale, Lupinus albus, Fagopyrum esculentum* et *Carthamus tinctorius,* ont été cultivées sur un sol non amendé ou amendé avec des boues d'épuration ou du digestat.
L'absorption par les pousses des éléments essentiels P, Fe, Mn, Ni et des éléments non essentiels a été évaluée ainsi que les variations des concentrations d'éléments extractibles à l'acétate d'ammonium (labiles).
Pour trois espèces, l'exsudation de carboxylate racinaire et l'acidification de la rhizosphère ont également été mesurées dans des conditions d'apport variable en phosphore (P) induites par les amendements.
Les deux biosolides ont amélioré la disponibilité des micronutriments chez toutes les espèces. Cependant, des concentrations accrues de P dans les pousses n'ont été observées que dans les plantes traitées avec des boues d'épuration.
L'ajout de digestat a augmenté les concentrations totales de Ge (14,4 %), de Ga labile (178 %) et de terres rares labiles (22 %) dans le sol, tandis que les boues d'épuration ont augmenté la concentration de Cd labile (31 %) et diminué la concentration de terres rares labiles (18 %).
Aucun des deux amendements n'a amélioré l'absorption de Ge par les plantes. Une proportion plus élevée de Cd labile était corrélée à une absorption plus élevée de Cd chez toutes les espèces de plantes testées.
Cependant, l'absorption nette de Ga et de terres rares par les pousses ne reflétait pas leur mobilité dans le sol. Plus spécifiquement, une mobilité plus élevée de Ga dans le sol n'a augmenté l'absorption de Ga que chez *F. esculentum* . *F. esculentum* a acidifié la rhizosphère et libéré moins de carboxylates dans des conditions d'apport élevé en P.
Malgré des concentrations plus faibles de terres rares labiles dans le sol amendé avec des boues d'épuration, *L. albus* et *F. esculentum* ont accumulé plus de terres rares lorsque l'apport en P a été augmenté en raison de l'ajout de biosolides.
Les résultats soulignent que si le transfert de Cd est prévisiblement lié à son pool labile du sol, l'absorption de Ge, Ga et REE dépend d'interactions complexes entre la chimie du sol et les réponses des traits physiologiques spécifiques des plantes aux apports de nutriments dérivés des biosolides.

1 Introduction

La production mondiale de boues d'épuration et de digestat issus de la fermentation anaérobie augmente en raison de la croissance de la population urbaine (Rékási et al., 2019).
Principaux sous-produits solides du traitement des eaux usées urbaines et de la digestion anaérobie, ces biosolides contiennent de fortes concentrations de nutriments essentiels pour les plantes. Par conséquent, les biosolides représentent des matières premières secondaires précieuses pour la production d'engrais et sont largement utilisés comme engrais organiques ou amendements de sol (Pecorini et al., 2020 ; Jama-Rodzeńska et al., 2021 ; Kanteraki et al., 2022 ; Marchuk et al., 2023).

Cependant, les biosolides contiennent également une gamme diversifiée de métaux (loïdes) potentiellement toxiques (Marotrao et al., 2021 ; Kowalik et al., 2022 ; Zaffar et al., 2023) qui peuvent s'accumuler dans le sol et les cultures, limitant souvent leur utilisation en agriculture (Sinha et al., 2023 ; Alengebawy et al., 2021 ; Marchuk et al., 2023). Parmi ceux-ci, le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le chrome (Cr) et le mercure (Hg) sont les plus étudiés (Marotrao et al., 2021 ; Kowalik et al., 2022 ; Marchuk et al., 2023).

En revanche, moins d'attention a été accordée au germanium (Ge), au gallium (Ga) et aux éléments des terres rares (REE : La-Lu, Sc,Y) malgré leur détection croissante dans les sols et la biomasse végétale (Wiche et al., 2017 ; Okoroafor et al., 2022).
Étant donné leur présence généralisée et leur reconnaissance croissante en tant que polluants environnementaux émergents (Turcotte et al., 2022 ; Akarsu et al., 2023), ainsi que le rôle potentiel des REE en tant qu'éléments bénéfiques (Qvarforth et al., 2025), il est important d'évaluer comment les applications de biosolides affectent la disponibilité des plantes non seulement des nutriments et des métaux (loïdes) couramment surveillés, mais aussi du Ge, du Ga et des REE.
La disponibilité d'un élément donné par la plante dépend de l'interaction complexe entre les facteurs associés au sol et les facteurs associés à la plante (Wiche et al., 2018). Les facteurs associés au sol régissent la solubilité et la spéciation chimique des éléments dans le sol, notamment le pH du sol, l'Eh, la teneur en matière organique, la capacité d'échange cationique et la distribution des éléments dans les phases minérales et organiques labiles du sol (Sheoran et al., 2016).
À cet égard, l'application de biosolides peut augmenter les concentrations d'éléments mobiles et labiles dans le sol lorsque les éléments contenus sont libérés de la matrice organique et/ou lorsque les éléments du sol sont mobilisés par des changements de pH et l'augmentation du carbone organique dissous après l'application de biosolides (Badewa et al., 2023).
Outre les caractéristiques morphologiques des racines, les facteurs associés aux plantes comprennent les changements chimiques dérivés des racines dans la rhizosphère et la capacité de la plante à absorber, transporter et séquestrer les éléments.
La littérature indique de grandes différences dans la capacité des plantes à modifier la chimie de la rhizosphère, à utiliser un pool d'éléments spécifique (Lambers et al., 2015 ; Lu et al., 2020) et à faire face aux éléments non essentiels du sol (Dillon et Courtney, 2023).
En ce qui concerne l'accumulation et la tolérance aux métalloïdes, les adaptations fonctionnelles des plantes comprennent deux stratégies physiologiques de base : les accumulateurs et les excluseurs (Noor et al., 2022).
La majorité des espèces végétales tolèrent les métaux dans le substrat en excluant les éléments aux sites d'absorption en limitant l'afflux, en favorisant l'efflux ou la complexation extracellulaire avec des ligands organiques (Akram et al., 2024).
En revanche, les accumulateurs acquièrent/utilisent efficacement les éléments du sol et évitent la toxicité des éléments dans les racines en transportant rapidement les éléments vers les pousses, où ils sont séquestrés dans le tissu foliaire. Les (hyper-)accumulateurs spécialisés ayant évolué dans des environnements métallifères, dont *Thlaspi caerulenscens* et *Alyssum murale* sont étudiés en profondeur, accumulent plus de 1 000 mg de Cd, Ni et Zn dans la matière sèche de leurs pousses (van der Ent et al., 2013), mais uniquement lorsqu'ils poussent sur des sols à forte mobilité métallique. Ces espèces s'appuient sur des mécanismes de transport et d'hypertolérance cellulaire très efficaces plutôt que sur une altération de la chimie de la rhizosphère (Pollard, 2023).

Chez les espèces accumulatrices issues de sols non métallifères, cependant, l'accumulation de métaux pourrait apparaître comme un effet secondaire de traits fonctionnels liés à l'acquisition de P, Fe et Mn (Monei et al., 2022) .), en particulier la libération de carboxylates et l'acidification de la rhizosphère. En effet, l'acidification de la rhizosphère a été liée à l'accumulation de métaux chez différents taxons des Phytolaccaceae, Polygonaceae, Brassicaceae et Proteaceae (Kikis et al., 2024).
Parmi ces espèces, *Fagopyrum esculentum* accumule des métaux de manière non spécifique même lorsqu'il pousse sur des sols à solubilité métallique relativement faible, ce qui a été attribué à l'acidification de la rhizosphère (Kreuzeder et al., 2018). Chez *Lupinus albus* et les espèces P-efficientes des Proteaceae, l'hyperaccumulation de Mn coïncide avec une libération accrue de carboxylates dans des conditions de carence en P (Lambers et al., 2015 ; Lambers, 2022 ; Olt et al., 2022).
Parallèlement, ces espèces présentent généralement de faibles concentrations d'éléments non essentiels (Martínez-Alcalá et al., 2013), probablement en raison de l'exclusion d'éléments par complexation extracellulaire. Récemment, des relations entre la libération de carboxylate et l'exclusion de métaux ont été démontrées pour Al, Cd, Pb et les terres rares (Wiche et Heilmeier, 2016 ; Wiche et al., 2023 ; Wiche et Pourret, 2023).
Étant donné que la libération de carboxylate et l'acidification de la rhizosphère sont régulées par l'état nutritionnel de la plante (Lambers, 2022 ; Wiche et al., 2023), il est raisonnable que l'amendement du sol avec du digestat ou des boues d'épuration ait un impact sur l'absorption d'éléments non essentiels non seulement par une augmentation directe des réserves d'éléments potentiellement disponibles dans le sol, mais aussi indirectement par l'altération de la nutrition des plantes.
À ce jour, les études sur l'absorption de Ga dans les plantes sont rares et aucune recherche n'a abordé la manière dont les boues d'épuration ou les amendements du digestat influencent la disponibilité et l'absorption de Ge, Ga et des terres rares par les plantes, en particulier lorsque l'état nutritionnel des plantes est modifié par l'ajout d'amendements.

Par conséquent, les objectifs de cette étude étaient de :
i) déterminer l'impact de l'amendement du digestat et des boues d'épuration sur les éléments essentiels (P, Fe, Mn, Ni) et non essentiels (Cd, Ge, Ga, terres rares) extractibles à l'acétate d'ammonium (labiles) dans le sol,
ii) évaluer l'absorption de Cd, Ge, Ga et terres rares dans quatre plantes avec des stratégies d'acquisition d'éléments contrastées en utilisant l'accumulateur de Mn efficace en P *L. albus* (Pearse et al., 2006), l'accumulateur de métaux non spécifique phosphophile *F. esculentum* , l'excluseur d'éléments *Carthamus tinctorius* Ciaramella et al., 2022), et l'hyperaccumulateur de Ni spécialisé *A. murale* (Wiche et Pourret, 2023) et iii) étudier comment les changements dans les réserves d'éléments essentiels et non essentiels dans le sol après l'amendement des biosolides influencent le transfert sol-plante de Cd, Ge, Ga et terres rares dans ces espèces.

2 Matériels et méthodes

2.1 Expérience en serre sur l'effet des biosolides

L'Alyssum murale (Alyssum murale), *le Lupinus albus* (Lupin blanc), *le Carthamus tinctorius* (Carthamus tinctorius) et *le Fagopyrum esculentum* (Sarrasin) ont été cultivés sur sol (non amendé) et sur sol mélangé à des boues d'épuration ou à un digestat issu d'une fermentation anaérobie en serre.

Chaque traitement pour chaque espèce végétale a été répété cinq fois. Le sol a été prélevé sur le campus de la TU Bergakademie Freiberg et caractérisé comme luvisol.
La végétation a été arrachée et 200 kg de terre végétale (0 à 20 cm de profondeur) ont été prélevés, homogénéisés et tamisés (2 mm).
Les boues d'épuration proviennent de la station d'épuration de Muldental, en Allemagne. Le bassin versant de la station d'épuration comprend des zones industrielles. Par conséquent, les concentrations d'éléments toxiques dépassent fréquemment les seuils pour les boues d'épuration, ce qui limite l'utilisation de ce matériau pour le traitement thermique. Le digestat a été obtenu auprès du laboratoire de biogaz de l'Institut de thermodynamique de l'Université technique de Freiberg et issu d'expériences de fermentation anaérobie mésophile par lots avec de la bouse de vache et de la biomasse d'herbe. Le digestat et les boues d'épuration ont été soigneusement mélangés.
De chaque matériau, le sol et les biosolides, dix échantillons homogènes ont été prélevés et stockés dans des tubes à centrifuger à 4 °C avant d'être analysés. Au total, soixante pots (volume 2 L) ont été remplis soit de 3 kg d'un mélange homogène de 1 800 g de sol et 1 200 g de boues d'épuration (40:60 % boues d'épuration : sol, eau fraîche), 2 550 g de sol et 450 g de digestat (15:85 % digestat : sol eau fraîche), soit de sol non amendé comme référence. Les teneurs en eau du sol, des boues d'épuration et du digestat étaient respectivement de 16 %, 77 % et 94 %. Ainsi, la quantité de digestat et de boues d'épuration ajoutée correspondait à 3 % et 24 % sur une base de matière sèche.
Ici, une proportion plus élevée de boues d'épuration a été ajoutée en raison des concentrations de P labile nettement plus élevées dans le digestat par rapport aux boues d'épuration (Matériel supplémentaire S1).
Les substrats ont été laissés à décanter pendant 4 semaines. Peu avant la transplantation des semis, des échantillons de sol (5 g de sol, profondeur d'échantillonnage 10 cm) ont été prélevés dans cinq pots sélectionnés au hasard dans chaque traitement. Les échantillons ont été conservés dans des tubes à centrifuger à 4 °C avant d'être analysés.
Les graines d' *A. murale* (origine : Ankara, Kizilcahamam) ont été fournies par le Jardin botanique et le Musée botanique de Berlin, et les graines de *C. tinctorius* (cv CT05 Calin) ont été fournies par la société Exsemine. Les graines de *F. esculentum* (cv Bamby) et *de L. albus* (cv Feodora) ont été obtenues auprès de Bornträger GmbH. Les graines de *L. albus* , *F. esculentum, A. murale* et *C. tinctorius* ont été stérilisées en surface (H_2O_2) et germées sur un papier filtre humide dans une boîte de Petri.
Un individu des plantules âgées de trois jours a été placé au milieu des pots pour obtenir chaque espèce poussant sur chaque substrat en réplication quintuple. Les pots ont été incubés dans une chambre de croissance avec 65 % d'humidité relative, 25 °C de température moyenne et 600 µmol/m ^{2} s de rayonnement photosynthétique actif (PAR) dans un plan entièrement randomisé. Les plantes n'ont pas reçu d'engrais supplémentaire ; tous les pots ont été arrosés chaque semaine avec 200 ml d'eau du robinet pendant 6 semaines.
Après 6 semaines de croissance, toutes les plantes ont été coupées à 1 cm au-dessus de la surface du sol. La biomasse des pousses a été lavée à l'eau déionisée, séchée à 60 °C, broyée en poudre fine à l'aide d'un broyeur ultracentrifuge (type ZM 1000, Retsch, Allemagne) et conservée dans des tubes à centrifuger à 4 °C jusqu'à son analyse.

2.2 Collecte d'exsudats racinaires

Une expérience en serre distincte a été conçue pour la détermination des exsudats racinaires dans les cultivars de *L. albus* (cv. Feodora) *, F. esculentum* (cv. Bamby) et *C. tinctorius* (cv. CT05

Calin) en fonction du statut en P. Les graines ont été stérilisées en surface par lavage avec 0,5 % d'hypochlorite de sodium (NaOCl) pendant 3 min, suivi d'un rinçage soigneux à l'eau déionisée, puis laissées germer dans des boîtes de Petri dans une chambre de croissance à 20 °C. Après la germination, les semis de chaque espèce de plante (un semis par pot) ont été plantés dans 10 pots en plastique (volume total de 2 L) remplis de sable de quartz lavé à l'acide (HNO_3).
Les pots ont été incubés pendant 5 semaines avec une photopériode de 15 h, 18 °C–30 °C, une humidité relative de 65 % et une densité moyenne de flux de photons photosynthétiquement actifs de 600 µmol/m^2 s.
Pendant 5 semaines, toutes les plantes ont reçu chaque semaine 200 mL d'une solution Hoaglands à 1/5 de concentration (Arnon et Stout, 1939) mais avec des concentrations de P différentes.
Plus précisément, la moitié des plantes ont reçu une solution contenant 100 µM de KHPO4 avec les autres nutriments (P100), tandis que les autres plantes ont reçu 20 µM de P (P20). Après une période de culture de 4 semaines, les plantes matures ont été soigneusement retirées du sable par lavage à l'eau du robinet et transférées dans des béchers en verre contenant 100 mL d'une solution de 2,5 µM de CaCl2 , où elles ont été laissées pendant 30 min sous la lampe de croissance et ont pu libérer des carboxylates dans les solutions de collecte (Neumann et al., 2009). Immédiatement après la collecte des exsudats racinaires, le pH a été mesuré et 1 mL L^{-1} de Micropur a été ajouté pour empêcher la décomposition microbienne des carboxylates (Oburger et al., 2013). Ensuite, les pousses et les racines ont été séparées, pesées et séchées pendant 24 h à 60°C.

2.3 Caractérisation chimique des biosolides et des sols

Chaque échantillon de sol non amendé, de digestat, de boues d'épuration et de sol amendé avec des biosolides a été homogénéisé et divisé en deux sous-échantillons. Une moitié a été séchée à 105 °C pour déterminer les concentrations totales en éléments et la teneur en eau. L'autre moitié a été laissée fraîche pour la détermination des éléments labiles, de l'azote minéral (N_{min}), du pH du sol et du phosphate extractible par voie DL. Les échantillons séchés ont été réduits en poudre dans un mortier en carbure de bore. Les échantillons broyés (100 mg) ont été entièrement digérés dans un micro-ondes de laboratoire (Ethos Plus MLS) avec un mélange de HNO_3 et de HF, selon Krachler et al. (2002) .
À toutes les étapes de traitement des échantillons, des échantillons de sol de référence certifiés GBW 07406 et GBW 07407 ont été utilisés pour le contrôle qualité. Les solutions obtenues ont été conservées à 4 °C avant d'être analysées.
Pour la détermination des éléments mobiles/échangeables et acido-solubles, les échantillons ont été extraits avec 1 M NH_4^+-acétate, pH 5, pendant 24 h, selon Wiche et al. (2017) . Les solutions résultantes ont été centrifugées, filtrées (200 nm) et conservées à 4 °C avant d'être analysées. Pour l'analyse de l'azote minéral (NO_3^- et NH_4^+), les échantillons de substrat ont été extraits avec de l'eau déionisée et 1 mol/L de KCl (extraits 1:10) et analysés photométriquement selon Bolleter et al., 1961 et Hartley et Asai (1963) .

2.4 Détermination des concentrations d'éléments et de carboxylates

Des échantillons de plantes broyées (100 mg) ont été digérés dans un micro-ondes de laboratoire (Ethos plus) avec 1,9 mL d'acide nitrique (65 % supra) et 0,6 mL d'acide fluorhydrique (4,9 % supra), selon Krachler et al. (2002) .

Dans toutes les étapes de traitement des échantillons, des échantillons de plantes de référence certifiés NCS ZC73032 et NCS ZC73030 ont été utilisés pour le contrôle qualité. Les concentrations de P, Fe, Mn, Zn, Ni, Cd, Ga, Ge et REE dans les extraits de sol et les solutions de digestion ont été déterminées par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS, xseries 2, Thermo Scientific et NexION 300D, Perkin Elmer), en utilisant 10 µg/L de rhodium et de rhénium comme étalons internes (Krachler et al. 2002 ; Monei et al., 2022). Des solutions d'étalonnage allant de 0,01 à 100 µg/L ont été préparées par dilution appropriée d'une solution mère étalon multi-éléments (Merck).
La vérification de l'exactitude a été réalisée en analysant les matériaux de référence certifiés GBW 07406, GBW 07407, NCS ZC73032 et NCS ZC73030 (étalons LGC) ; les résultats de l'analyse des sols s'écartaient de moins de 16 % et ceux de l'analyse des plantes de moins de 12 % des valeurs certifiées.
Les concentrations d'acétate, de malonate, de fumarate, de glutarate, de malate et de citrate dans les solutions de collecte ont été déterminées par chromatographie ionique équipée d'un détecteur de conductivité supprimé (ICS-5000, Thermo Scientific). Les anions organiques ont été séparés à 30 °C sur une colonne IonPac ® AS11-HC (Thermo Scientific) en utilisant une élution par gradient avec de l'hydroxyde de sodium comme éluant et un débit de 1,0 mL/min.

2.5 Traitement des données et statistiques

Les concentrations d'éléments de terres rares légers (LREE) et d'éléments de terres rares lourds (HREE) dans les échantillons de plantes et de sol ont été calculées comme les sommes de La, Ce, Pr, Nd, Pm, Sm, Eu (LREE) et Gd, Tb, Y, Ho, Er, Yb, Tm, Lu (HREE) selon Tyler (2004) . Sur la base de la concentration en LREE et HREE, le rapport LREE/HREE a été calculé pour explorer les changements dans le fractionnement des REE en fonction des espèces de plantes et du traitement du sol (Wiche et al., 2023 ; Wiche et Pourret, 2023).
Toutes les concentrations d'éléments rapportées ont été calculées sur une base de poids sec. L'homogénéité de la variance, une exigence du modèle ANOVA, a été vérifiée à l'aide du test de Brown-Forsythe.
Dans le cas d'inhomogénéité de la variance, les données ont été transformées par transformation logarithmique pour obtenir l'homogénéité de la variance. Les différences entre les concentrations et les teneurs en éléments dans les plantes et le sol ont été testées à l'aide d'une analyse de variance à un facteur (ANOVA) suivie d'un test post-hoc de Bonferroni (α = 5 %). Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec SAS OnDemand for Academics.

3 résultats

3.1 Propriétés physicochimiques des boues d'épuration, du digestat et du sol amendé avec des biosolides

Les boues d'épuration et le digestat avaient des teneurs en matière organique similaires, tandis que le digestat avait un pH plus élevé et des concentrations en N_{min} plus élevées (tableau 1). Les boues d'épuration contenaient des concentrations de P total 137 % plus élevées que le digestat, mais la majeure partie du P (99 %) était présente sous des formes relativement insolubles et ne pouvait pas être dissoute par le NH_4^+-acétate (pH 5) (matériel supplémentaire S1). En comparaison, 42 % du P dans le digestat était présent sous les formes mobiles, échangeables et solubles dans l'acide. De plus, le digestat contenait des concentrations totales et labiles plus élevées de Mn, Zn et Ni ainsi que de Fe total (matériel supplémentaire S1).

Tableau 1

Parameter	Soil	Sewage sludge	Digestate	Soil + SS	Soil + DG
OM (%)	8.0 ± 0.2a	70 ± 1d	66 ± 1c	18 ± 1b	8.1 ± 0.2a
EC (μS cm^{-1})	42 ± 6a	587 ± 35d	231 ± 64b	323 ± 7c	78 ± 2a
pH H_2O	6.5 ± 0.1a	7.2 ± 0.1c	8.2 ± 0.1d	6.6 ± 0.1 ab	6.9 ± 0.2b
Nmin (g kg^{-1})	0.12 ± 0.01a	1.3 ± 0.2b	2.5 ± 0.1c	0.24 ± 0.04d	0.10 ± 0.01a

Tableau 1. Paramètres physicochimiques du sol (non amendé), des boues d'épuration, du digestat et des mélanges de sol et de boues d'épuration (sol + MES) ou de sol et de digestat (sol + DG), respectivement. Moyenne ± écart type (n = 4–5). Teneur en matière organique (MO), conductivité électrique (CE), pH en solution aqueuse (pH H_2O) et azote minéral (Nmin). Les différences entre les moyennes ont été identifiées par une analyse de variance à un facteur suivie d'un test post-hoc de Bonferroni. Les moyennes avec des lettres différentes sont significativement différentes à (α = 5 %).

Concernant les éléments potentiellement toxiques, il n'y avait aucune différence dans les concentrations totales de Cd, Ge, LREE et HREE dans les boues d'épuration et le digestat (Matériel supplémentaire S1).

Cependant, la concentration de Ga était environ 5 fois plus élevée dans le digestat que dans les boues d'épuration. Concomitamment, les boues d'épuration contenaient des concentrations significativement plus élevées de Cd, Ge, LREE et HREE labiles et étaient caractérisées par un rapport LREE/HREE plus élevé (Matériel supplémentaire S1).

Lorsqu'elles sont ajoutées au sol, les boues d'épuration ont augmenté de manière significative les teneurs en matière organique du sol, la CE et N min , alors qu'il n'y a eu aucun effet de l'ajout de digestat (Tableau 1).

Nous soulignons que le digestat avait une teneur en eau plus élevée que les boues d'épuration (77 % de boues d'épuration et 90 % de digestat) et a été ajouté à des taux d'application plus faibles, ce qui compromet une comparaison directe entre les deux traitements.

Néanmoins, par rapport au sol non amendé, l'application de digestat a augmenté le pH du sol, mais ce n'était pas le cas lorsque des boues d'épuration ont été ajoutées (tableau 1). L'ajout des deux biosolides, le digestat et les boues d'épuration, respectivement, n'a pas modifié les concentrations totales de Cd et n'a pas changé le rapport LREE/HREE du sol (tableau 3).

De plus, l'ajout de digestat n'a pas modifié les concentrations totales des éléments nutritifs des plantes P, Fe, Mn et Zn (tableau 2) ou des éléments non essentiels Ge, LREE et HREE (tableau 3).

Cependant, par rapport au sol non amendé, les concentrations de Ni étaient de 53 % et les concentrations de Ga étaient de 17 % significativement plus élevées lorsque le digestat était ajouté (tableau 2). En comparaison, dans le sol amendé avec des boues d'épuration, les concentrations totales de P, Zn et Ni étaient significativement plus élevées que dans le sol non amendé. Dans le même temps, les concentrations totales de Fe et Mn, Ge, Ga, LREE et HREE étaient plus faibles, tandis que les concentrations de Cd, ainsi que les rapports LREE/HREE, sont restés inchangés (tableaux 2 , 3).

Tableau 2

Element	Fraction	Soil	Soil + DG	Soil + SS
	mg/kg dw			
P	Total	745 ± 46b	889 ± 92b	4,006 ± 648a
	Labile	6.3 ± 0.6c	14 ± 4b	53 ± 6a
Fe	Total	31,465 ± 2718a	33,256 ± 4644a	28,870 ± 1647b
	Labile	4.7 ± 1.1c	10.1 ± 2.1a	7.2 ± 0.9b
Mn	Total	720 ± 44a	847 ± 68a	593 ± 29b
	Labile	17 ± 2c	107 ± 12a	60 ± 4b
Zn	Total	214 ± 32b	279 ± 62 ab	358 ± 41a
	Labile	9.1 ± 0.8c	13 ± 1b	22 ± 1a
Ni	Total	7.2 ± 0.8b	11 ± 2a	17 ± 4a
	Labile	0.10 ± 0.01b	0.18 ± 0.11b	0.69 ± 0.10a

Tableau 2. Concentrations totales et extractibles par NH_4 -acétate (mg/kg ps) des éléments essentiels dans le sol (non amendé), le sol amendé avec du digestat (sol + DG) et le sol amendé avec des boues d'épuration (sol + MES). Moyenne ± erreur type (n = 4–5). Les concentrations au sein d'une même fraction d'élément entre différents substrats ont été comparées par une analyse de variance à un facteur suivie d'un test post-hoc de Bonferroni. Les moyennes avec des lettres différentes sont significativement différentes à (α = 5 %).

Tableau 3

Element	Fraction	Soil	Soil + DG	Soil + SS
	mg/kg dw			
Cd	Total	1.8 ± 0.6ns	1.3 ± 0.4ns	1.9 ± 1.0ns
	Labile	0.62 ± 0.04b	0.75 ± 0.16 ab	0.81 ± 0.05a
Ge	Total	1.87 ± 0.05a	2.14 ± 0.27a	1.57 ± 0.24b
	Labile	0.0049 ± 0.0009 ns	0.0037 ± 0.0015ns	0.0036 ± 0.0002ns
Ga	Total	14.1 ± 0.2b	16.5 ± 2.1a	12.5 ± 0.1c
	Labile	0.0037 ± 0.0008c	0.0103 ± 0.0012a	0.0067 ± 0.0012b
LREE	Total	125 ± 3a	137 ± 16a	109 ± 4c
	Labile	0.39 ± 0.02b	0.45 ± 0.03a	0.28 ± 0.01c
HREE	Total	44 ± 2 ab	52 ± 6a	34 ± 7b
	Labile	0.16 ± 0.01b	0.18 ± 0.02a	0.12 ± 0.01c
LREE/HREE	Total	2.86 ± 0.06ns	2.82 ± 0.09ns	3.26 ± 0.70ns
	Labile	2.46 ± 0.02b	2.52 ± 0.04a	2.27 ± 0.04c

Tableau 3. Concentrations totales et extractibles par NH_4 -acétate (mg/kg ps) des éléments essentiels dans le sol (non amendé), le sol amendé avec du digestat (sol + DG) et le sol amendé avec des boues d'épuration (sol + MES). Moyenne ± erreur type (n = 4–5). Les concentrations au sein d'une même fraction d'élément entre différents substrats ont été comparées par une analyse de variance à un facteur suivie d'un test post-hoc de Bonferroni. Les moyennes avec des lettres différentes sont significativement différentes à (α = 5 %).

Bien que les concentrations totales de P, Fe, Mn et Zn soient restées inchangées, l'ajout de digestat a conduit à une mobilité plus élevée de ces éléments dans le sol (de 122, 115, 529 et 44 %). L'augmentation du Ni total ne correspondait pas à une mobilité plus élevée du Ni. De même, l'ajout de digestat n'a pas augmenté la mobilité du Cd et du Ge. Cependant, le digestat a augmenté de manière significative la mobilité du Ga, des LREE et des HREE, et il a conduit à un rapport LREE/HREE plus élevé dans la fraction des éléments extractibles par NH_4^+ -acétate. Les boues d'épuration ont augmenté la mobilité de tous les nutriments végétaux considérés, en particulier du P, qui a montré une mobilité supérieure de 741 % lorsque des boues d'épuration ont été ajoutées.

De plus, l'ajout de boues d'épuration a augmenté les concentrations de Cd et de Ga extractibles par NH_4^+ -acétate tandis que les concentrations de LREE mobiles, de HREE et du rapport LREE/HREE ont diminué, ce qui a donné lieu à des rapports LREE/HREE qui étaient les plus bas par rapport à tous les traitements (tableau 3).

3.2 Libération de carboxylate en réponse à l'apport de P

Comparé aux plantes poussant dans des conditions de faible apport en P (20 µM P), toutes les plantes ayant un apport élevé en P (100 µM P) ont répondu avec des concentrations accrues en P dans les pousses (Tableau 4). Le P dans les pousses a augmenté de 99 %, 171 % et 195 % chez *L. albus* , *F. esculentum* et *C. tinctorius* , respectivement, indiquant un effet plus prononcé chez *F. esculentum* et *C. tinctorius* que chez *L. albus* .

Toutes les plantes ont répondu à l'augmentation de l'apport en P dans les pousses avec une biomasse plus élevée, à l'exception de *F. esculentum* , qui était caractérisée par des différences marginales dans la masse des pousses entre les traitements au P. La masse racinaire de *L. albus* était plus élevée lorsque l'apport en P était faible, tandis que la masse racinaire de *C.*

tinctorius diminuait. Ni *L. albus* ni *C. tinctorius* n'ont modifié le pH des solutions de collecte d'exsudats.
Indépendamment de l'apport en P, les solutions de collecte de *F. esculentum* ont montré les valeurs de pH les plus basses de toutes les espèces de plantes testées et avaient des valeurs de pH significativement plus basses dans des conditions d'apport élevé en P (Tableau 4). Un faible apport en P a augmenté la libération de malonate et de citrate chez *F. esculentum* mais n'a pas modifié la libération d'autres carboxylates. Ainsi, il n'y avait pas de différences significatives dans la somme des carboxylates chez cette espèce.
De même, chez *C. tinctorius,* la libération totale de carboxylate est restée inchangée en réponse à l'apport en P. Ici, seuls des composants individuels ont été affectés de manière divergente, montrant une libération plus faible de malate, mais une libération plus élevée de citrate lorsque l'apport en P était élevé. En revanche, *L. albus* a répondu à un apport élevé en P par une libération de malate diminuée, tandis que la libération d'autres composés est restée inchangée, conduisant à une réduction nette de la libération totale de carboxylate de 60 % dans les plantes fortement alimentées en P par rapport aux plantes carencées en P (Tableau 4).

Tableau 4

Treatment	Unit	*Lupinus albus*		*Fagopyrum esculentum*		*Carthamus tinctorius*	
		P100	P20	P100	P20	P100	P20
Shoot P	mg/g	2.74 ± 0.11a	1.38 ± 0.32b	5.39 ± 0.80a	1.99 ± 0.13b	4.33 ± 2.31a	1.47 ± 0.10b
Shoot mass	G	5.3 ± 0.4a	4.1 ± 0.8b	6.6 ± 2.1a	6.2 ± 0.2a	3.9 ± 0.5a	2.8 ± 0.4b
Root mass		4.0 ± 0.8b	5.4 ± 0.4a	5.4 ± 1.8a	4.9 ± 1.4a	5.3 ± 2.3a	2.3 ± 1.4b
pH		7.9 ± 0.1a	8.0 ± 0.2a	7.4 ± 0.1b	7.8 ± 0.1a	7.9 ± 0.1a	8.0 ± 0.1a
Acetate	µmol/h	0.59 ± 0.34a	0.58 ± 0.48a	<0.01a	<0.01a	<0.01a	<0.01a
Fumarate		0.06 ± 0.04a	0.05 ± 0.01a	<0.01a	<0.01a	0.03 ± 0.02a	0.02 ± 0.01a
Lactate		0.04 ± 0.01b	0.24 ± 0.11a	<0.01a	<0.01a	0.5 ± 0.1a	0.3 ± 0.2a
Malate		11.2 ± 8.5b	29.5 ± 3.4a	2.9 ± 0.9a	4.2 ± 2.9a	1.5 ± 0.3a	2.0 ± 1.5a
Malonate		<0.01a	<0.01a	1.0 ± 0.2b	1.8 ± 0.5a	<0.01a	<0.01a
Citrate		2.3 ± 0.6b	4.5 ± 1.4a	1.2 ± 0.1b	2.1 ± 0.5a	3.9 ± 1.6a	1.7 ± 0.8b
∑Carboxylates		13.9 ± 8.8b	34.8 ± 2.4a	5.2 ± 1.0a	8.1 ± 3.8a	6.1 ± 1.4a	4.9 ± 1.2a

Tableau 4. Concentrations de P dans les pousses, masse des pousses, masse racinaire, libération de carboxylate racinaire (µmol/h) et pH des solutions de collecte après 30 min de temps d'exsudation des plantes cultivées dans du sable de quartz traité avec des solutions nutritives contenant 100 µM de P ou 20 µM de P.
Les différences entre les traitements au P au sein d'une espèce végétale spécifique ont été comparées par des tests t avec ajustement de Bonferroni. Les moyennes avec des lettres différentes sont significativement différentes à (α = 5 %).
3.3 Croissance des plantes et concentrations en nutriments des pousses dans les plantes traitées avec des biosolides

Les plantes de *F. esculentum* ont développé la biomasse la plus élevée, et celles d' *A. murale* la plus faible (Tableau 5). L'ajout de digestat a eu tendance à diminuer la croissance des plantes de toutes les espèces sauf *C. tinctorius* ; cependant, cet effet n'était pas statistiquement significatif à α = 5 %. En revanche, les stations d'épuration traitées aux boues d'épuration de *F. esculentum* , *C. tinctorius* et *L. albus* ont développé une biomasse supérieure de 88 %, 158 % et 82 %, respectivement. L'ajout de digestat n'a pas modifié les concentrations de P dans les pousses des plantes testées.

Il y avait des effets apparents sur les concentrations des oligo-éléments Fe et Mn, qui variaient selon les espèces de plantes, tandis que Zn et Ni sont restés inchangés. Chez *L. albus* , les concentrations d'oligo-éléments n'ont pas été affectées par l'ajout de digestat. Notamment, *L. albus* a montré les concentrations de Mn dans les pousses les plus élevées (plus de 1 000 mg/kg Mn) dans les sols traités au digestat et non amendés (Tableau 5). Les concentrations de Fe et de Mn dans les pousses de *F. esculentum* ont eu tendance à augmenter ; toutefois, cette augmentation n'était pas statistiquement significative en raison de la forte variabilité des données.

Chez les autres espèces, l'ajout de digestat a entraîné une augmentation des concentrations de Fe et de Mn dans les pousses (à l'exception du Fe chez *C. tinctorius,* qui était plus faible), indiquant un meilleur apport en nutriments métalliques (tableau 5).

Tableau 5

Species	Treatment	Biomass	P	Mn	Fe	Zn	Ni
		g	g/kg	mg/kg			
A. murale	Soil	0.41 ± 0.17C	2.4 ± 0.2bA	24 ± 4bB	78 ± 23bAB	107 ± 87b	1.6 ± 0.3b
	Soil + DG	0.14 ± 0.09B	2.5 ± 0.6b	224 ± 91 aB	252 ± 117 aA	173 ± 86bA	2.5 ± 1.4b
	Soil + SS	0.25 ± 0.16C	4.5 ± 0.9 aA	231 ± 36 aB	135 ± 57abA	1,071 ± 639 aA	6.2 ± 2.6 aA
	p-value	0.08	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	0.03
F. esculentum	Soil	7.4 ± 1.0bA	2.5 ± 0.4bA	40 ± 22bB	31 ± 10bB	54 ± 10bB	1.1 ± 0.2b
	Soil + DG	3.6 ± 3.0bA	2.2 ± 0.7b	163 ± 159bB	100 ± 81bB	38 ± 16bB	1.3 ± 0.1b
	Soil + SS	13.9 ± 2.1 aA	6.9 ± 1.4 aA	632 ± 262 aA	132 ± 63 aA	482 ± 133 aA	4.0 ± 0.9 aA
	p-value	<0.001	<0.001	<0.001	0.04	<0.001	<0.001
C. tinctorius	Soil	1.2 ± 0.9bB	2.0 ± 0.4bAB	27 ± 5 cB	98 ± 75A	79 ± 13b	2.0 ± 1.3
	Soil + DG	1.8 ± 0.6abAB	2.3 ± 0.1b	82 ± 5bB	68 ± 49B	71 ± 10bB	2.7 ± 2.4
	Soil + SS	3.1 ± 1.5 aB	3.0 ± 0.5 aB	216 ± 22 aB	55 ± 10B	152 ± 25 aB	1.1 ± 0.3B
	p-value	0.05	<0.01	<0.001	0.4	<0.001	0.37
L. albus	Soil	2.7 ± 1.0bB	1.5 ± 0.2bB	996 ± 353 aA	79 ± 15abAB	48 ± 5b	2.4 ± 1.1
	Soil + DG	1.3 ± 0.5bB	1.9 ± 0.3b	1,412 ± 805 aA	103 ± 38 aB	42 ± 9bB	1.7 ± 0.3
	Soil + SS	4.9 ± 1.0 aB	2.5 ± 0.4 aB	404 ± 149bB	46 ± 7bB	94 ± 21 aB	1.8 ± 0.3B
	p-value	<0.001	<0.01	0.05	0.01	<0.001	0.45

Tableau 5. Biomasse des pousses et concentrations de nutriments chez les plantes cultivées sur sol (non amendé), sol amendé avec du digestat (sol + DG) et sol amendé avec des boues d'épuration (sol + SS) ; moyenne ± écart type, n = 4–5. Les petites lettres indiquent les différences de concentration entre différents substrats pour la même espèce végétale. Les majuscules indiquent les différences d'accumulation entre les espèces végétales au sein d'un même substrat. Les différences significatives ont été identifiées par une analyse de la variance à un facteur (ANOVA) suivie d'un test post-hoc de Bonferroni.

Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement significativement différentes à (α = 5 %).

Comparé aux plantes cultivées dans un sol non amendé, l'ajout de boues d'épuration a fortement augmenté les concentrations de P dans les pousses chez toutes les espèces. Les concentrations de Mn dans les pousses ont augmenté chez *A. murale, F. esculentum* et *C. tinctorius* de 863 %, 1 480 % et 700 %, mais pas chez *L. albus,* qui présentait une concentration de Mn plus faible que les plantes cultivées dans un sol non amendé (Tableau 5).

De plus, les boues d'épuration ont conduit à une concentration de Zn plus élevée chez toutes les espèces. En particulier, *A. murale* traitée aux boues d'épuration a montré les concentrations de Zn dans les pousses les plus élevées de toutes les espèces de plantes testées (plus de 1 000 mg/kg de Zn). De plus, *A. murale* et *F. esculentum* ont répondu au traitement aux boues d'épuration avec des concentrations de Ni supérieures de 287 % et 263 % par rapport aux plantes cultivées dans un sol non amendé. En revanche, le Ni dans les pousses est resté inchangé chez *C. tinctorius* et *L. albus* . Les concentrations de fer sont restées relativement inchangées dans les stations d'épuration des boues d'épuration, sauf chez *F. esculentum* et *A. murale,* où le Fe a augmenté respectivement de 325 % et 73 % (tableau 5).

3.4 Accumulation d'éléments non essentiels

En considérant tous les traitements, *A. murale* a montré les concentrations les plus élevées des éléments non essentiels étudiés et *L. albus* les plus faibles (Tableau 6). L'ajout de digestat n'a pas modifié de manière significative les concentrations de Cd dans les espèces étudiées (Tableau 6). Les concentrations de germanium étaient généralement très faibles et dépassaient rarement 10 µg/kg. Chez *F. esculentum* , Ge n'était pas détectable, quel que soit le traitement. De plus, le digestat n'a pas modifié les concentrations de Ga, LREE et HREE chez *F. esculentum* et *C. tinctorius* .

Cependant, chez *A. murale* , les concentrations de Ge, Ga, LREE et HREE étaient plus élevées lorsque le digestat était ajouté (Tableau 6). *Lupinus albus* n'a pas montré de concentrations modifiées de Ge, Ga et HREE mais a montré exclusivement une concentration plus élevée de LREE.

Tableau 6

	Treatment	Cd	Ge	Ga	LREE	HREE
		mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
A. murale	Soil	0.6 ± 0.1bB	6 ± 3bA	18 ± 14b	198 ± 94bA	84 ± 34b
	Soil + DG	2.8 ± 2.1bA	22 ± 5 aA	92 ± 54 aA	858 ± 376 aA	280 ± 122a
	Soil + SS	10 ± 6 aA	8 ± 4b	45 ± 27bA	378 ± 265bA	152 ± 61 ab
	p-value	<0.01	<0.01	0.04	0.02	0.02
F. esculentum	Soil	1.1 ± 0.3bBC	<1B	7 ± 3b	237 ± 151A	93 ± 65A
	Soil + DG	0.8 ± 0.6bB	<1B	6 ± 4bB	204 ± 78B	82 ± 38B
	Soil + SS	7.1 ± 1.4aAB	<1	14 ± 4 aB	281 ± 139A	104 ± 57A
	p-value	<0.001	n.a	<0.01	0.68	0.84
C. tinctorius	Soil	4.7 ± 1.4A	12 ± 7 aA	11 ± 8	207 ± 152 aA	79 ± 48a
	Soil + DG	3.6 ± 1.0A	<1	4 ± 2B	96 ± 20abB	44 ± 12 ab
	Soil + SS	4.3 ± 1.0B	2 ± 1b	8 ± 2B	70 ± 22bB	35 ± 10b
	p-value	0.33	0.02	0.11	0.03	0.05
L. albus	Soil	0.09 ± 0.03bC	7 ± 4A	9 ± 1 ab	39 ± 13bB	18 ± 4b
	Soil + DG	0.16 ± 0.05bB	4 ± 1B	16 ± 6 aB	65 ± 22 aB	19 ± 5b
	Soil + SS	0.24 ± 0.07 aC	8 ± 7	8 ± 3bB	31 ± 10bB	26 ± 5a
	p-value	<0.01	0.70	0.05	0.01	0.04

Tableau 6. Concentrations d'éléments non essentiels dans les plantes cultivées sur sol (non amendé), sol amendé avec du digestat (sol + DG) et sol amendé avec des boues d'épuration (sol + SS) ; moyenne ± écart type, n = 4–5).
Des différences significatives au sein du substrat ont été identifiées par une analyse de la variance à un facteur (ANOVA) suivie d'un test *post-hoc* de Bonferroni . Les petites lettres indiquent les différences de concentration entre différents substrats pour une même espèce végétale.
Les majuscules indiquent les différences d'accumulation entre les espèces végétales au sein d'un même substrat. Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement significativement différentes à (α = 5 %).
Lorsque des boues d'épuration ont été ajoutées, toutes les plantes, à l'exception *de C. tinctorius,* ont réagi avec des concentrations de Cd sensiblement plus élevées. De plus, *C. tinctorius* a montré une baisse des concentrations de tous les autres éléments étudiés, tandis que les concentrations sont restées inchangées chez *A. murale. Fagopyrum esculentum* a montré une concentration plus élevée de Ga, mais n'a montré aucun changement dans les concentrations de LREE et HREE. Enfin, *L. albus* n'a pas montré de changement dans les concentrations de Ge, Ga et LREE ; cependant, cette espèce végétale a montré des concentrations de HREE plus élevées lorsque des boues d'épuration ont été ajoutées, indiquant des changements significatifs dans les rapports LREE/HREE (Figure 1).
Figure 1

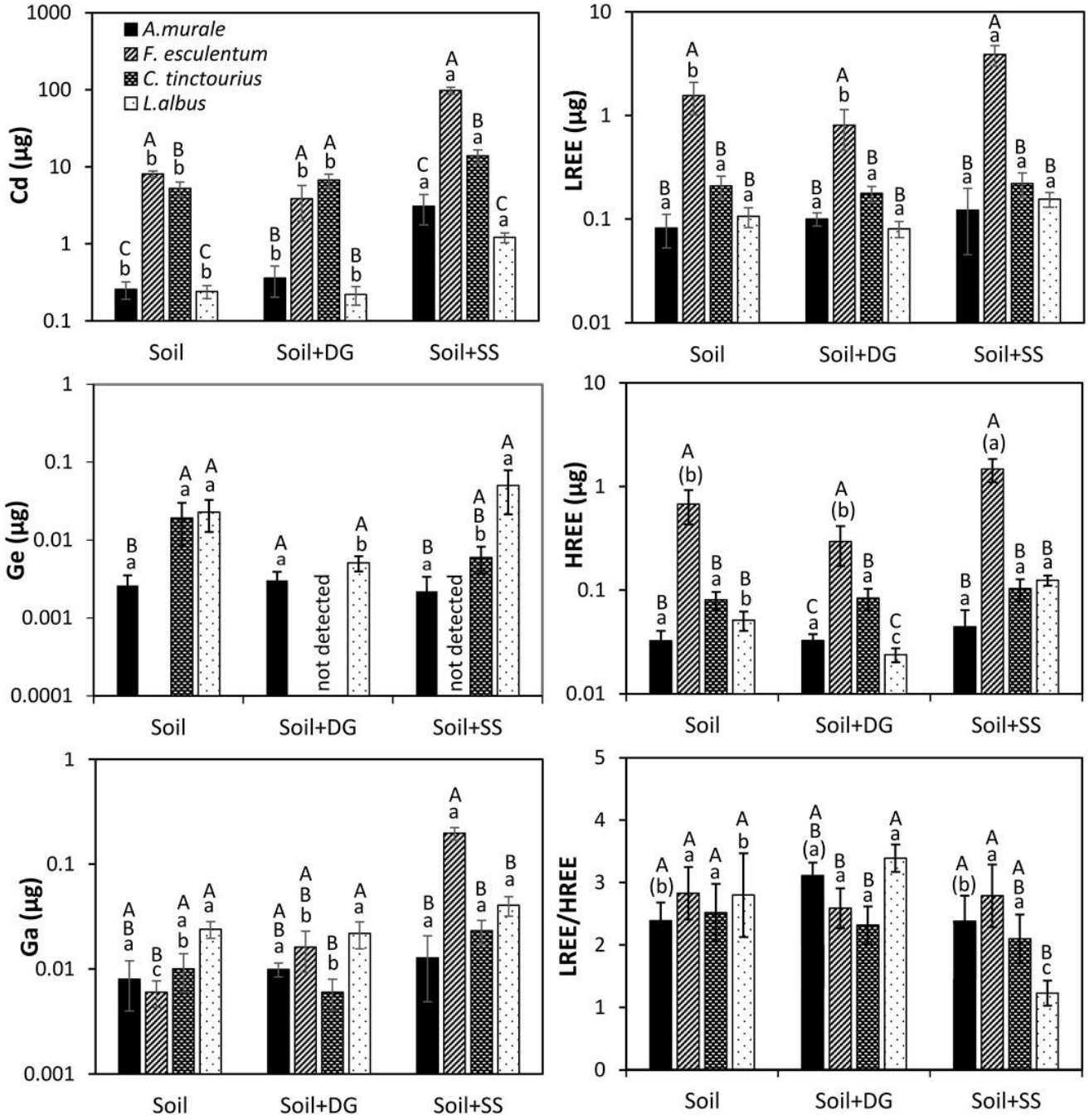

Figure 1. Effet des propriétés du substrat sur l'accumulation des éléments essentiels dans les espèces végétales cibles. Moyenne ± erreur type (n = 4–5). Sol (S) non amendé, sol + digestat (Sol + DG) et sol + boues d'épuration (Sol + SS). Les différences dans les teneurs en éléments des pousses ont été identifiées par une analyse de la variance à un facteur (ANOVA) suivie d'un test de Bonferroni. Les lettres minuscules indiquent les différences d'accumulation entre les différents traitements au sein d'une espèce végétale spécifique. Les lettres majuscules indiquent les différences d'accumulation des éléments au sein d'un substrat spécifique entre les différentes espèces végétales. Les moyennes avec des lettres minuscules (sans parenthèses) différentes lettres sont statistiquement significatives à (α = 5 %).
Les lettres minuscules entre parenthèses indiquent une signification statistique à (α = 10 %).
Considérant la biomasse des pousses et les concentrations d'éléments quantifiées ici, les quantités d'éléments dans les tissus végétaux respectifs et le contenu des pousses entières ont été calculés (Figure 1).

Les plantes cultivées dans un sol non amendé de *F. esculentum* et *C. tinctorius* ont montré de loin la plus forte absorption nette de Cd par les pousses. L'accumulation de cadmium a diminué dans l'ordre *F. esculentum* > *C. tinctorius* > *L. albus* , *A. murale* . Une tendance similaire a été observée lorsque l'accumulation de terres rares a été comparée entre les espèces (Figure 1). Le germanium n'était pas détectable dans *F. esculentum,* et il n'y avait aucune différence dans l'accumulation de Ga entre *A. murale* , *C. tinctorius* et *L. albus* . Au lieu de cela, l'absorption de Ga la plus faible a été observée dans *F. esculentum* .

L'ajout de digestat n'a pas modifié l'accumulation de Cd dans les espèces végétales étudiées, et *A. murale* n'a montré aucun changement dans l'absorption nette par les pousses de tous les éléments étudiés, y compris le Cd. De même, *F. esculentum* n'a pas montré de changements dans l'absorption de LREE, HREE et Ge ; cependant, une absorption de Ga plus élevée a été observée (Figure 1). Inversement, chez *C. tinctorius* , l'accumulation de Ge et de Ga a diminué après l'ajout de digestat. Des teneurs plus faibles en Ge étaient également visibles chez *L. albus* , mais les teneurs en Ga sont restées inchangées. De plus, les pousses de *L. albus* contenaient des teneurs en HREE plus faibles, ce qui a conduit à des rapports LREE/HREE significativement plus élevés (Figure 1).

L'ajout de boues d'épuration a considérablement augmenté l'absorption de Cd dans toutes les plantes, quelle que soit l'espèce testée (Figure 1).
L'absorption de germanium n'a été affectée que chez *C. tinctorius* , montrant une teneur plus faible lorsque des boues d'épuration ont été ajoutées, et l'absorption de Ga n'a été affectée que chez *F. esculentum* après l'ajout de boues d'épuration. En ce qui concerne les terres rares, les boues d'épuration n'ont pas modifié l'accumulation de terres rares légères et de terres rares élevées chez *A. murale* et *C. tinctorius* . Cependant, *F. esculentum* a répondu à l'ajout de boues d'épuration par une accumulation plus élevée de terres rares légères et de terres rares élevées, mais il n'y a eu aucun changement dans les rapports terres rares légères/terres rares élevées. En revanche, chez *L. albus* , les concentrations de terres rares élevées étaient plus élevées que chez les plantes cultivées dans un sol non amendé, ce qui a conduit à un rapport terres rares légères/terres rares élevées considérablement plus faible.

4 Discussion

4.1 Différences dans l'absorption des éléments des pousses parmi les espèces végétales testées

Le sol utilisé dans notre étude était caractérisé par une mobilité modérée du phosphore et des micronutriments (tableau 2), des concentrations élevées de Cd (Kabata-Pendias, 2004) et des niveaux moyens de croûte terrestre de Ga, Ge et REE (tableau 3) (Kabata-Pendias, 2004 ; Wiche et al., 2017 ; Wiche et al., 2018). Parmi ces éléments, 33 % du Cd total était présent sous des formes mobiles et échangeables qui peuvent être facilement absorbées par les racines des plantes (Bali et al., 2020).
En revanche, la proportion de Ge, Ga et REE labiles ne dépassait pas 0,5 % des concentrations totales. D'après les résultats des extraits de NH_4^+ -acétate, la disponibilité potentielle diminuait dans l'ordre Cd > LREE > HREE > Ge, Ga (tableau 3).
Ceci est conforme aux conclusions de Tyler et Olsson (2001) , qui ont démontré que par rapport au Cd et aux REE, la solubilité du Ge et du Ga dans les sols est faible et que leur mobilisation nécessite des changements substantiels dans les propriétés physico-chimiques du sol. Par

conséquent, les teneurs en éléments des pousses ont diminué dans l'ordre Cd > REE > Ga, Ge (Tableau 6 ; Figure 1).
Cependant, il y avait des différences significatives entre les espèces végétales dans la gestion des éléments mobiles, en fonction de la capacité de la plante à absorber et à transloquer les éléments. La faible accumulation de Ge (Figure 1) avec des concentrations égales (à peine détectables) chez toutes les espèces (Tableau 6) peut être attribuée à sa faible solubilité dans le sol (Tableau 6) et/ou à une absorption et un transport racine-pousse inefficaces. Les dicotylédones testées ne possèdent pas de transporteurs de silicium impliqués dans l'absorption du Ge (Nikić et al., 2023 ; Kaiser et al., 2020).
Après absorption passive du Ge, l'élément a probablement été dilué par l'accumulation de biomasse, qui a diminué dans l'ordre suivant : *F. esculentum* > *L. albus* > *C. tinctorius* >> *A. murale* (tableau 5).
Contrairement au Ge, l'absorption du Cd, des terres rares et du Ga est médiée par les transporteurs de Zn, Fe et Ca (Shi et al., 2022). Les différences d'absorption des éléments dépendent donc davantage des processus liés à la nutrition des plantes. Les concentrations en nutriments des pousses de plantes cultivées en sol non amendé (tableau 5) ont indiqué que toutes les plantes présentaient des concentrations adéquates de P, à l'exception de *L. albus* , dont les concentrations en P des pousses étaient inférieures au seuil critique de 2 g/kg (Lambers et al., 2013) .).
Il est certain que le statut en P des pousses pourrait ne pas refléter suffisamment la disponibilité en P en raison d'une mobilité altérée du P au sein des plantes (Zohar et al., 2024). Néanmoins, des concentrations élevées en Mn de *L. albus* (Tableau 5) ont clairement indiqué que les plantes libéraient des carboxylates dans des conditions de faible teneur en P (Lambers, 2022). En effet, le cultivar de lupin utilisé dans notre étude a présenté une libération de carboxylates sensiblement plus élevée lorsque l'apport en P diminuait (Tableau 4).
Les carboxylates et les protons libérés par les racines des plantes mobilisent non seulement le P et les micronutriments, mais augmentent également la solubilité d'un ensemble d'éléments non essentiels (Andresen et al., 2018) par dissolution, complexation et échange de ligands (Kang et Peña, 2023 ; Wiche et Pourret, 2023).
Cependant, les éléments mobiles ne sont pas nécessairement disponibles pour l'absorption lorsque les éléments sont présents sous forme de complexes organométalliques (Lee et al., 2021).
Les systèmes d'absorption transportent principalement les ions à travers les membranes, comme démontré pour Al, Cd et REE (Wiche et al., 2023).
Par conséquent, l'acidification de la rhizosphère, qui mobilise principalement les éléments par dissolution et échange de cations, est probablement une caractéristique végétale importante liée à l'accumulation d'éléments non essentiels dans des environnements non métallifères, contrairement à la libération de carboxylates.

Globalement, cela explique les teneurs relativement faibles en éléments non essentiels chez *L. albus* et les teneurs élevées chez *F. esculentum* (Tableau 6 ; Figure 1).
Il est possible que les lupins aient mobilisé efficacement les éléments dans la zone racinaire, mais que la chélation par les carboxylates les ait exclus de l'absorption, tandis que *F. esculentum* ait acidifié la rhizosphère et transloqué les éléments absorbés vers les pousses. Les teneurs élevées en Ga dans les pousses *de L. albus* pourraient être un effet secondaire de l'hyperaccumulation de Mn et de la régulation positive des transporteurs de métaux de transition sous une disponibilité élevée de Mn infligée par une carence en P (Olt et al., 2022), étant donné que Ga partage des similitudes chimiques avec Fe (Yandem et Jabłońska-Czapla,

2024). Concomitamment, la mobilisation de Ga dans le sol nécessite des changements substantiels de pH et/ou la présence de concentrations élevées de carboxylates (Tyler et Olsson, 2001).
Nous soulignons que les informations sur les différences d'accumulation de Ga chez les espèces végétales sont très rares dans la littérature, et que l'élucidation des processus est fondamentale face à la pollution des sols par ce polluant émergent (Shtangeeva, 2023). *Carthamus tinctorius* a libéré de faibles quantités de carboxylates et n'a pas acidifié la rhizosphère (tableau 4), comme cela a été décrit précédemment pour les espèces phosphophiles inefficaces en P de la famille des Brassicacées (Lambers, 2022).
Par conséquent, cette espèce végétale n'a accumulé que de grandes quantités de Cd (figure 1), qui présentait la plus grande mobilité dans le substrat (tableau 3).
Malheureusement, nous n'avons pas analysé la libération de carboxylates d' *A. murale* . Néanmoins, la littérature indique qu'A *. murale est*adapté aux environnements à forte solubilité des métaux (Bani et al., 2010) et repose sur un transport efficace des métaux et une détoxification interne plutôt que sur des processus rhizosphériques liés à la mobilisation et/ou à l'exclusion des éléments (Wiche et Pourret, 2023).
Par conséquent, il n'est pas surprenant que les plantes cultivées dans un sol non amendé dans notre étude aient présenté des concentrations relativement faibles de Zn, Mn et Ni (Tableau 5). Les concentrations observées étaient deux ordres de grandeur inférieures à celles des plantes provenant d'environnements métallifères (Bani et al., 2015 ; Van der Ent et al., 2021). Il est possible que les plantes aient souffert d'une carence en Ni, ce qui a pu à son tour affecter le développement de la biomasse (Bani et al., 2015).
Chez cette espèce végétale, des concentrations élevées de Ga, Ge et REE dans les pousses pourraient être liées à des processus de tolérance aux métaux, mais l'absorption nette d'éléments qui en résulte était faible en raison de la faible biomasse de cette espèce.

4.2 Effet du digestat sur la nutrition des plantes et l'accumulation d'éléments dans les plantes

Toutes les plantes, à l'exception de *C. tinctorius,* ont répondu à l'ajout de digestat en accumulant moins de biomasse. Cependant, toutes les plantes ont montré des concentrations en micronutriments plus élevées (tableau 5), probablement en raison d'une proportion plus élevée de nutriments labiles dans le sol amendé au digestat (tableau 2).
Une proportion plus élevée de P labile (tableau 2) n'a pas amélioré l'apport de P aux pousses (tableau 5), indiquant des changements métaboliques ou des changements dans l'activité racinaire. Fedeli et al. (2023) ont étudié l'effet de différentes formes de digestat sur la croissance des plantes et ont démontré que le digestat solide peut avoir des effets néfastes, tandis que le digestat liquide améliorait la croissance des plantes.
Dans notre étude, nous avons observé une inhibition de la croissance après l'ajout de digestat liquide, à l'exception de *C. tinctorius* , où la croissance des plantes est restée inchangée.
Il est possible que le digestat ait altéré de manière néfaste le microbiome du sol (Karimi et al., 2022), entraîné un compactage du sol (Caracciolo et al., 2022) ou modifié d'autres propriétés physico-chimiques du sol (Przygocka-Cyna et Grzebisz, 2018).
Les études futures devraient prendre en compte les changements des communautés microbiennes en fonction de la composition du digestat. À cet égard, la croissance non affectée de *C. tinctorius* est particulièrement intéressante (Tableau 4). *Carthamus tinctorius* développe des systèmes racinaires étendus (Montiel et al., 2020) et est décrit comme une espèce adaptée

à la production végétale sur des sols marginaux (Rosero et al., 2020), soulignant le rôle des traits spécifiques à l'espèce dans les réponses des plantes aux additifs du sol comme le digestat.

Étant donné que les concentrations ne reflètent pas nécessairement l'absorption d'éléments en raison de l'enrichissement ou de la dilution des éléments dans une biomasse variable, la disponibilité des plantes a été évaluée par l'absorption nette par les pousses (Figure 1). Les variations de la biomasse aérienne s'accompagnent généralement de modifications de la biomasse racinaire et d'une altération de l'activité métabolique, en réponse au stress, qui peuvent à leur tour affecter l'absorption des éléments (Shtangeeva, 2023).
Les travaux actuels se concentrent sur la teneur en pousses. Dans une étude ultérieure, la teneur en racines sera prise en compte pour clarifier l'absorption nette totale de la biomasse végétale.

Néanmoins, nous avons clairement observé que le digestat n'affectait ni le Cd labile dans le sol (tableau 3) ni l'absorption de Cd dans les plantes testées (figure 1). Une absorption de Ge plus faible (figure 1) mais une mobilité d'élément inchangée pourraient provenir d'une diffusion de Ge plus faible dans le sol lorsque le pH et la matière organique du sol (OM) ont augmenté après l'ajout de digestat (tableau 1).
De plus, des concentrations légèrement plus élevées de terres rares labiles dans le substrat n'ont pas modifié l'absorption de LREE et de HREE chez *A. murale* , *C. tinctorius* et *F. esculentum* . Les rapports LREE/HREE chez *A. murale* reflétaient le rapport LREE/HREE plus élevé du sol traité au digestat (tableau 3 ; figure 1), suggérant qu'A . *murale* utilise ce pool d'éléments pour l'absorption et transloque les éléments vers les pousses sans discrimination.

Bien que non statistiquement significatif à $\alpha = 5$ %, le rapport LREE/HREE de *L. albus* dépassait le rapport LREE/HREE d' *A. murale* , suggérant une discrimination des HREE par rapport aux LREE par complexation extracellulaire avec des carboxylates (Wiche et Pourret, 2023) (Figure 1). En fait, *L. albus* a montré une absorption de HREE significativement plus faible, ce qui ne peut pas être expliqué par des propriétés du sol altérées (Figure 1).
Néanmoins, les lupins traités au digestat étaient déficients en P (Tableau 5) et ont libéré de grandes quantités de carboxylates, comme l'indiquent les concentrations élevées de Mn dans les pousses (Tableau 5).
Les résultats non significatifs pourraient provenir d'un échantillon de petite taille, la validation reste donc du domaine pour de futures études.
De même, une mobilité plus élevée du Ga dans le traitement au digestat a augmenté l'absorption de Ga uniquement chez *F. esculentum* , tandis qu'A . *murale* , *L. albus* et *C. tinctorius* n'ont pas répondu à une portion plus élevée de Ga labile dans le substrat. Dans l'ensemble, cela suggère que l'absorption et l'accumulation de Ga et de REE sont principalement contrôlées par les traits physiologiques des plantes liés à l'acquisition de la nutrition (Zohar et al., 2024) plutôt que par la mobilité des éléments dans le sol.

4.3 Effet des boues d'épuration sur la nutrition des plantes et l'accumulation d'éléments dans les plantes

Le sol traité aux boues d'épuration était caractérisé par une mobilité sensiblement plus élevée de tous les nutriments essentiels mesurés, ainsi que du Cd et du Ga (Tableaux 2 , 3).
La mobilité du Ge n'était pas affectée par les boues d'épuration, et l'absorption de Ge par les plantes avait tendance à diminuer (Figure 1), ce qui suggère que l'impact des biosolides sur le

transfert de Ge sol-plante est faible. Toutes les plantes, à l'exception *d'A. murale,* ont répondu au traitement aux boues d'épuration avec une biomasse sensiblement plus élevée et toutes les plantes ont présenté un apport luxueux de P et de micronutriments (Tableau 5).
Les concentrations élevées de Mn et de Zn chez *A. murale* , *F. esculentum* et *C. tinctorius* proviennent probablement d'une proportion plus élevée d'éléments labiles dans le substrat, de concert avec une activité racinaire plus élevée.
Toutes les plantes ont répondu à la mobilité plus élevée du Cd dans le substrat par une absorption plus élevée de Cd (Figure 1).
Cependant, les plantes présentaient le même schéma de teneur en Cd dans les pousses que les plantes cultivées dans un sol non amendé, ce qui appuie l'application d'extraits de NH_4^+-acétate pour estimer la mobilité globale du Cd dans le sol (Wang et al., 2024).
Cependant, les caractéristiques physiologiques spécifiques à l'espèce régissent clairement le degré auquel une plante peut utiliser ce pool d'éléments mobiles dans le sol. De même, pour le traitement au digestat, une mobilité plus élevée de Ga dans le substrat n'a affecté que l'accumulation des pousses chez *F. esculentum* .
De plus, l'ajout de boues d'épuration a entraîné une accumulation inchangée de LREE et HREE chez *A. murale* , *F. esculentum* et *C. tinctorius* . Il est possible que les nutriments contenus dans les boues d'épuration aient amélioré la croissance des racines, conduisant à un plus grand volume de sol accessible aux racines. Parallèlement, *L. albus* présentait un rapport LREE/HREE significativement plus faible, ce qui résultait clairement d'une absorption plus importante de HREE par les pousses par rapport aux LREE, ce qui ne peut s'expliquer uniquement par une modification de la chimie du sol (tableau 3 ; figure 1).
Il semble plutôt que les modifications de l'apport en nutriments suite à l'amendement par les boues d'épuration aient altéré l'activité racinaire et les processus d'acquisition des éléments. Chez *L. albus* , les concentrations en Mn ont diminué, suggérant une libération plus faible de carboxylates dans des conditions d'apport élevé en P (Lambers et al., 2015 ; tableaux 4 , 5).
Étant donné que les HREE forment des complexes plus stables avec les carboxylates que les LREE (Wiche et Pourret, 2023), des concentrations réduites de carboxylates dans la rhizosphère et l'apoplaste pourraient améliorer l'absorption de HREE et ainsi diminuer le rapport LREE/HREE (Wiche et al., 2023).). Cela démontre que l'évaluation des effets des biosolides sur le transfert sol-plante de Ge, Ga et REE devrait inclure non seulement les concentrations d'éléments modifiées dans le sol, mais également les réponses physiologiques de la plante à un état nutritionnel modifié.

5 Conclusion

Nous avons démontré que le digestat et les boues d'épuration influencent non seulement la mobilité des nutriments dans le sol, mais aussi la présence de Ge, Ga et de terres rares sous des formes assimilables par les plantes.
Les propriétés physico-chimiques et le spectre des éléments dans les boues d'épuration et le digestat peuvent varier en fonction de leur origine et de la technologie de traitement.
De plus, une période expérimentale plus longue serait nécessaire pour explorer en détail le devenir des éléments dans le système végétal du sol. Néanmoins, les variations des concentrations totales et de la mobilité des éléments évaluées par extraction au NH_4^+-acétate n'expliquent pas suffisamment la disponibilité des éléments pour les plantes, en particulier lorsqu'il s'agit d'évaluer le transfert sol-plante de Ga et de terres rares. Parmi les éléments étudiés, la mobilité du Ge et son absorption par les plantes étaient les moins affectées par les boues d'épuration et le digestat, ce qui suggère que le risque de transfert sol-plante est

relativement faible. Nous soulignons que l'amendement du digestat augmente la teneur totale en Ge dans le sol, qui peut s'y accumuler au fil du temps et présenter un risque une fois l'élément libéré de la matrice organique.

En revanche, la mobilité et la disponibilité des plantes de Cd, Ga et des terres rares étaient clairement affectées en fonction de l'amendement du sol et des espèces végétales. Une proportion plus élevée de Cd extractible par NH_4^+-acétate dans le sol résultant du traitement des boues d'épuration a augmenté l'accumulation de Cd chez toutes les espèces, indiquant que les plantes ont utilisé ce pool d'éléments mobiles pendant l'absorption. Par conséquent, l'évaluation des éléments mobiles/échangeables semble être un bon indicateur du transfert sol-plante pour cet élément.
Cependant, la disponibilité des plantes de Ga et de terres rares n'était pas directement reflétée par la mobilité des éléments dans le sol. Au lieu de cela, il semble que le transfert sol-plante de Ga soit régi par des traits physiologiques impliqués dans l'absorption, tandis que le transfert sol-plante de terres rares dépend en outre de l'état nutritionnel de la plante et des traits fonctionnels souterrains liés à l'acquisition du phosphore. Cela souligne la nécessité d'évaluer le transfert sol-plante de Ge, Ga et de terres rares dans des expériences de terrain à long terme, dans lesquelles les changements dans la chimie du sol sont surveillés en plus des réponses physiologiques des espèces et des génotypes à un apport en nutriments modifié.
Déclaration de disponibilité des données
Les ensembles de données présentés dans cette étude sont disponibles dans des dépôts en ligne. Les noms du ou des dépôts et leurs numéros d'accès sont disponibles dans l'article/ les documents supplémentaires .

Contributions des auteurs
NZ : Conceptualisation, Conservation des données, Analyse formelle, Investigation, Méthodologie, Logiciel, Visualisation, Rédaction – version originale, Rédaction – révision et édition. VL : Conservation des données, Analyse formelle, Méthodologie, Rédaction – version originale. AS : Rédaction – version originale. TA : Conservation des données, Analyse formelle, Rédaction – révision et édition. OP : Conservation des données, Rédaction – révision et édition. SF : Conservation des données, Rédaction – révision et édition. PB : Conservation des données, Rédaction – révision et édition. EV : Conservation des données, Rédaction – révision et édition. MP : Conservation des données, Analyse formelle, Rédaction – révision et édition. SW : Conservation des données, Analyse formelle, Rédaction – révision et édition. EP : Rédaction – version originale. OW : Conceptualisation, Conservation des données, Analyse formelle, Acquisition de financement, Investigation, Méthodologie, Logiciel, Supervision, Validation, Rédaction – version originale, Rédaction – révision et édition.

Financement

L'auteur(e) déclare avoir reçu un soutien financier pour la recherche et/ou la publication de cet article. OW a bénéficié d'une bourse de recherche accordée par l'OCDE dans le cadre du Programme de recherche coopérative : Systèmes agricoles et alimentaires durables. NZ a bénéficié d'un financement dans le cadre du projet PhaNoMix, financé par le ministère fédéral de l'Alimentation et de l'Agriculture (BMEL) pour le compte du FNR (numéro de subvention : 2220NR074B).
Ce travail a été partiellement soutenu par le programme HORIZON EUROPE WIDERA 2021 de l'Union européenne dans le cadre du projet SURRI, convention de subvention n° 101079345.

Remerciements

De nombreux étudiants ont participé aux expériences ; les auteurs leur sont reconnaissants pour leur engagement. Nous remercions également Hermann Heilmeier, Roland Achtziger, Elke Richert et Michel-Pierre Faucon pour leurs échanges et leur soutien.
Conflit d'intérêts
Les auteurs déclarent que la recherche a été menée en l'absence de toute relation commerciale ou financière qui pourrait être interprétée comme un conflit d'intérêt potentiel.
Déclaration d'IA générative
L'auteur(s) déclare(nt) qu'aucune IA générative n'a été utilisée dans la création de ce manuscrit.

Note de l'éditeur

Toutes les affirmations exprimées dans cet article n'engagent que leurs auteurs et ne représentent pas nécessairement celles de leurs organisations affiliées, ni celles de l'éditeur, des rédacteurs et des relecteurs. Tout produit évalué dans cet article, ou toute affirmation formulée par son fabricant, n'est ni garanti ni approuvé par l'éditeur.

Matériel supplémentaire

Le matériel supplémentaire pour cet article est disponible en ligne à l'adresse suivante : https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2025.1628175/full#supplementary-material

Références

Akarsu, C., Sönmez, VZ, et Sivri, N. (2023). Aperçu de la présence et de la distribution des plastiques dans les stations d'épuration et nécessité d'élaborer des stratégies de gestion actualisées. *Camb. Prisms Plast.* 1, e23. doi:10.1017/plc.2023.23
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar

Akram, U., Shahzadi, I., Peerzada, SMS, Sajal, F., et Farooq, A. (2024). « Accumulation et translocation de métalloïdes chez les plantes », dans *Métaux et métalloïdes dans la signalisation végétale. Signalisation et communication chez les plantes* . Rédacteur en chef : T. Aftab (Cham : Springer). doi : 10.1007/978-3-031-59024-5_2
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar

Alengebawy, A., Abdelkhalek, ST, Qureshi, SR, et Wang, MQ (2021). Toxicité des métaux lourds et des pesticides dans les sols et les plantes agricoles : risques écologiques et implications pour la santé humaine. *Toxics* 9, 42–34. doi:10.3390/toxics9030042
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar

Andresen, E., Peiter, E., et Küpper, H. (2018). Métabolisme des métaux traces chez les plantes. *J. Exp. Bot.* 69, 909–954. doi:10.1093/jxb/erx465
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar

Arnon, D., et Stout, P. (1939). L'essentialité de certains éléments dans *Plant Physiol.* 14, 1460–1470. doi:10.1104/pp.14.2.371
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar

Badewa, EA, Yeung, CC, Whalen, JK, et Oelbermann, M. (2023). Le compost et les biosolides augmentent les stocks de carbone organique du sol à long terme. *Can. J. Soil Sci.* 103, p. 483–492. doi:10.1139/cjss-2022-0104
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar

Bali, AS, Sidhu, GPS et Kumar, V. (2020). *Les exsudats racinaires améliorent la tolérance au cadmium chez les plantes : une revue de la littérature* . Springer International Publishing .
Google Scholar
Bani, A., Echevarria, G., Sulçe, S., et Morel, JL (2015). Amélioration de l'agronomie de l'Alyssum murale pour une phytomining extensive : une étude de terrain de cinq ans. *Int. J. Phytoremediation* 17, 117–127. doi:10.1080/15226514.2013.862204
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Bani, A., Pavlova, D., Echevarria, G., Mullaj, A., Reeves, RD, Morel, JL et al. (2010). Hyperaccumulation de nickel par les espèces d'alyssum et de thlaspi (brassicaceae) provenant des sols ultramafiques des balkans. *Bot. Serbie* 34, 3-14.
Google Scholar
Bolleter, WT, Bushman, CJ, et Tidwell, PW (1961). Dosage spectrophotométrique de l'ammoniac sous forme d'indophénol. *Anal. Chem.* 33 (4), 592–594. doi:10.1021/ac60172a034
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Caracciolo, AB, Visca, A., Rauseo, J., Spataro, F., Garbini, GL, Grenni, P., et al. (2022). Bioaccumulation d'antibiotiques et de gènes de résistance dans la laitue après fertilisation au fumier et au digestat de bovins et leurs effets sur les communautés microbiennes du sol et de la phyllosphère. *Environ. Pollut.* 315, 120413. doi:10.1016/j.envpol.2022.120413
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Ciaramella, BR, Corinzia, SA, Cosentino, SL, et Testa, G. (2022). Phytoremédiation des sols contaminés par des métaux lourds grâce au carthame. *Agronomy* 12, 2302. doi:10.3390/agronomy12102302
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Dillon, L., et Courtney, R. (2023). Disponibilité et transfert d'éléments non essentiels dans un système de prairies de résidus de bauxite réhabilité. *Plant Soil* 497, p. 105–118. doi:10.1007/s11104-023-06213-1
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Fedeli, R., Celletti, S., Loppi, S., et Vannini, A. (2023). Comparaison de l'effet des digestats solides et liquides sur la croissance des plants de laitue (Lactuca sativa L.). *Agronomy* 13 (3), 782. doi:10.3390/agronomy13030782
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Hartley, AM, et Asai, RI (1963). Dosage spectrophotométrique des nitrates avec le réactif 2,6-xylénol. *Anal. Chem.* 35 (9), 1207–1213. doi:10.1021/ac60202a001
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Jama-Rodzeńska, A., Sowiński, J., Koziel, JA et Białowiec, A. (2021). Récupération du phosphore à partir des cendres de boues d'épuration basée sur une approche du berceau au berceau - Mini-revue. *Minéraux* 11, 985. est ce que je:10.3390/min11090985.
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Kabata-Pendias, A. (2004). Transfert d'oligo-éléments sol-plante : un enjeu environnemental. *Geoderma* 122, p. 143–149. doi:10.1016/j.geoderma.2004.01.004
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Kaiser, S., Wagner, S., Moschner, C., Funke, C., et Wiche, O. (2020). L'accumulation de germanium (Ge) dans les tissus végétaux des graminées n'est pas uniquement due à son incorporation dans les phytolithes. *Biogeochemistry* 148, p. 49–68. doi:10.1007/s10533-020-00646-x
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar

Kang, K., et Peña, J. (2023). La mobilisation du manganèse par sidérophores limite la solubilité du fer dans les systèmes minéraux mixtes. *ACS Earth Sp. Chem.* 7, 662–675. doi:10.1021/acsearthspacechem.2c00271
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Kanteraki, AE, Isari, EA, Svarnas, P., et Kalavrouziotis, IK (2022). Biosolides : cheval de Troie ou belle Hélène pour la fertilisation des sols ? *Sci. Total Environ.* 839, 156270. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.156270
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Karimi, B., Sadet-Bourgeteau, S., Cannavacciuolo, M., Chauvin, C., Flamin, C., Haumont, A., et al. (2022). Impact des digestats de biogaz sur le microbiote du sol en agriculture : une revue. *Environ. Chimique. Lett.* 20 (5), 3265-3288. est ce que je:10.1007/s10311-022-01451-8
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Kikis, C., Thalassinos, G., et Antoniadis, V. (2024). Phytominage des sols : développements récents — Revue. *Soil Syst.* 8, 8. doi:10.3390/soilsystems8010008
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Krachler, M., Mohl, C., Emons, H., et Shotyk, W. (2002). Influence des procédures de digestion sur la détermination des terres rares dans des échantillons de tourbe et de plantes par USN-ICP-MS. *J. Anal. At. Spectrom.* 17 (8), 844–851. doi:10.1039/b200780k
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Kowalik, R., Gawdzik, J., Bąk-Patyna, P., Ramiączek, P., et Jurišević, N. (2022). Analyse des risques liés à la migration des métaux lourds provenant des boues d'épuration des stations d'épuration. *Int. J. Environ. Res. Santé publique* 19 (18), 11829. doi:10.3390/ijerph191811829
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Kreuzeder, A., Santner, J., Scharsching, V., Oburger, E., Hoefer, C., Hann, S., et al. (2018). Observation *in situ* des variations localisées, à l'échelle sub-mm, de la biogéochimie du phosphore dans la rhizosphère. *Plant Soil* 424, p. 573–589. doi:10.1007/s11104-017-3542-0
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Lambers, H. (2022). Acquisition et utilisation du phosphore chez les plantes. *Annu. Rev. Plant Biol.* 73, 17–42. doi:10.1146/annurev-arplant-102720-125738
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Lambers, H., Clements, JC, et Nelson, MN (2013). Comment une stratégie d'acquisition du phosphore basée sur l'exsudation de carboxylates optimise le succès et le potentiel agronomique des lupins (lupinus, fabaceae). *Am. J. Bot.* 100 (2), 263–288. doi:10.3732/ajb.1200474
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Lambers, H., Hayes, PE, Laliberté, E., Oliveira, RS, et Turner, BL (2015). Accumulation de manganèse foliaire et efficacité d'acquisition du phosphore. *Trends Plant Sci.* 20, p. 83–90. doi:10.1016/j.tplants.2014.10.007
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Lee, M., Seo, B., et Kim, KR (2021). Effets des ions métalliques libres et des complexes organométalliques sur l'absorption du plomb et du cadmium par les plantes. *J. Appl. Biol. Chem.* 64 (2), 159–164. doi:10.3839/jabc.2021.023
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Lu, H. l., Nkoh, JN, Abdulaha-Al, BM, Dong, G., Li, J. y., et Xu, R. k. (2020). Les plantes modifient la charge de surface et les groupes fonctionnels de leurs racines pour s'adapter aux sols acides. *Environ. Pollut.* 267, 115590. doi:10.1016/j.envpol.2020.115590
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar

Marchuk, S., Tait, S., Sinha, P., Harris, P., Antille, DL, et McCabe, BK (2023). Engrais dérivés de biosolides : analyse des défis et des opportunités. *Sci. Total Environ.* 875, 162555. doi:10.1016/j.scitotenv.2023.162555
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Marotrao, AL, Singh, SK, Patra, A., Kumar, O., Jatav, SS, et Yadav, SN (2021). Évaluation de l'accumulation de métaux lourds dans les plantes et le sol après épandage de boues d'épuration dans un système riz-blé dans un inceptisol indo-gangétique. *Arabian J. Geosciences* 14, 2391–23911. doi:10.1007/s12517-021-08659-y
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Martínez-Alcalá, I., Hernández, LE, Esteban, E., Walker, DJ, et Pilar Bernal, M. (2013). Réponses de Noccaea caerulescens et de Lupinus albus dans les sols contaminés par des oligo-éléments. *Plant Physiol. Biochem.* 66, 47–55. doi:10.1016/j.plaphy.2013.01.017
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Monei, N., Hitch, M., Heim, J., Pourret, O., Heilmeier, H., et Wiche, O. (2022). Effet des propriétés du substrat et de l'apport en phosphore sur l'absorption des terres rares (REE) dans les systèmes de culture mixte de Hordeum vulgare, Lupinus albus et Lupinus angustifolius. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 29, 57172–57189. doi:10.1007/s11356-022-19775-x
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Montiel, CB, Secco, D., Marins, AC, Junior, LAZ, Deggerone, JR, et Bassegio, D. (2020). Croissance des racines et des pousses du carthame influencée par le compactage du sol. *Aust. J. Crop Sci.* 14, 1443–1448. doi:10.21475/ajcs.20.14.09.p2466
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Neumann, G., George, TS, et Plassard, C. (2009). Stratégies et méthodes pour l'étude de la rhizosphère : la boîte à outils des sciences végétales. *Plant Soil* 321, p. 431–456. doi:10.1007/s11104-009-9953-9
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Nikolić, D., Bosnić, D., et Samardžić, J. (2023). Le silicium en action : entre pénurie de fer et excès de cuivre. *Front. Plant Sci.* 14, 1039053. doi:10.3389/fpls.2023.1039053
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Noor, I., Sohail, H., Sun, J., Nawaz, MA, Li, G., Hasanuzzaman, M., et al. (2022). Toxicité des métaux lourds et des métalloïdes chez les plantes horticoles : mécanismes de tolérance et stratégies de remédiation. *Chemosphere* 303, 135196. doi:10.1016/j.chemosphere.2022.135196
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Oburger, E., Dell'mour, M., Hann, S., Wieshammer, G., Puschenreiter, M., et Wenzel, WW (2013). Évaluation d'un nouvel outil d'échantillonnage des exsudats racinaires de plantes cultivées en terre, comparé aux techniques conventionnelles. *Environ. Exp. Bot.* 87, 235–247. doi:10.1016/j.envexpbot.2012.11.007
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Okoroafor, PU, Ogunkunle, CO, Heilmeier, H., et Wiche, O. (2022). Potentiel de phytoaccumulation de neuf espèces végétales pour certains nutriments (REE), le germanium (Ge) et les éléments potentiellement toxiques (ETP) dans le sol. *Int. J. Phytoremediation* 0, 1–11. doi:10.1080/15226514.2021.2025207
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Olt, P., Alejandro-Martinez, S., Fermum, J., Ramos, E., Peiter, E., et Ludewig, U. (2022). Le transporteur vacuolaire LaMTP8.1 détoxifie le manganèse dans les feuilles de Lupinus albus. *Physiol. Plant* 13807, e13807. doi:10.1111/ppl.13807
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar

Pearse, SJ, Veneklaas, EJ, Cawthray, G., Bolland, MDA, et Lambers, H. (2006). *Triticum aestivum* présente une réponse de biomasse plus importante à un apport de phosphate d'aluminium que *Lupinus albus* , malgré une libération moindre de carboxylates dans la rhizosphère. *New Phytol.* 169, 515–524. doi:10.1111/j.1469-8137.2005.01614.x
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Pecorini, I., Peruzzi, E., Albini, E., Doni, S., Macci, C., Masciandaro, G., et al. (2020). Évaluation des mélanges de compost et de digestat MSW pour une application en économie circulaire. *Maintenir* 12, 3042. est ce que je:10.3390/su12073042.
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Pollard, AJ (2023). Absorption involontaire d'oligo-éléments et son rôle dans la physiologie et l'évolution des hyperaccumulateurs. *Plant Soil* 483, p. 711–719. doi:10.1007/s11104-022-05856-w
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Przygocka-Cyna, K., et Grzebisz, W. (2018). Digestat de biogaz : avantages et risques pour la fertilité des sols et la qualité des cultures – évaluation de la réponse au maïs-grain. *Open Chem.* 16, 258–271. doi:10.1515/chem-2018-0027
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Qvarforth, A., Svensson, PA, Lundgren, M., Rodushkin, I., Engström, E., Paulukat, C., et al. (2025). Aperçu géochimique de l'absorption végétale d'éléments technologiques critiques : étude de cas sur la laitue des sols européens. *Chemosphere* 371, 144073. doi:10.1016/j.chemosphere.2025.144073
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Rékási, M., Mazsu, N., Draskovits, E., Bernhardt, B., Szabó, A., Rivier, PA, et al. (2019). Comparaison des propriétés agrochimiques du compost et du lombricompost produits à partir de digestats de boues d'épuration municipales. *Bioresour. Technol.* 291, 121861. doi:10.1016/j.biortech.2019.121861
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Rosero, A., Granda, L., Berdugo-Cely, JA, Šamajová, O., Šamaj, J., et Cerkal, R. (2020). Une double stratégie de sélection pour la tolérance à la sécheresse et d'introduction de cultures tolérantes à la sécheresse et sous-utilisées dans les systèmes de production afin d'améliorer leur résilience au déficit hydrique. *Plants* 9, 1263. doi:10.3390/plants9101263
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Sheoran, V., Sheoran, AS, et Poonia, P. (2016). Facteurs affectant la phytoextraction : une revue. *Pedosphere* 26 (2), 148–166. doi:10.1016/S1002-0160(15)60032-7
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Shi, Y., Guo, S., Zhao, X., Xu, M., Xu, J., Xing, G., et al. (2022). Une analyse comparative physiologique et transcriptomique a révélé des mécanismes cruciaux de la tolérance à la carence en fer induite par le silicium chez la tomate. *Front. Plant Sci.* 13, 1094451–14. doi:10.3389/fpls.2022.1094451
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Shtangeeva, I. (2023). Variabilité temporelle du gallium dans les plantes naturelles. *Toxics* 11 (8), 675. doi:10.3390/toxics11080675
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Sinha, P., Marchuk, S., Harris, P., Antille, DL, et McCabe, BK (2023). Potentiel d'épandage de biochar dérivé de biosolides en Australie. *Rév.* 1–29. doi:10.3390/su151410909
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Turcotte, P., Smyth, SA, Gagné, F., et Gagnon, C. (2022). Libération et répartition des lanthanides dans les effluents d'eaux usées municipales. *Toxics* 10 (5), 254. doi:10.3390/toxics10050254

Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Tyler, G. (2004). Éléments de terres rares dans les sols et les systèmes végétaux : une revue. *Plant and soil* , 267, 191–206. doi:10.1007/s11104-005-4888-2
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Tyler, G., et Olsson, T. (2001). Apport des éléments minéraux majeurs et mineurs par les plantes, influencé par l'acidité et le chaulage du sol. *Plant Soil* 230, p. 307–321. doi:10.1023/A:1010314400976
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Van der Ent, A., Baker, AJ, Reeves, RD, Pollard, AJ, et Schat, H. (2013). Hyperaccumulateurs d'oligo-éléments métalliques et métalloïdes : faits et fiction. *Plant soil* 362, p. 319–334. doi:10.1007/s11104-012-1287-3
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
van der Ent, A., Joseph Pollard, A., Echevarria, G., Abubakari, F., Erskine, PD, Baker, AJM, et al. (2021). Absorption et accumulation exceptionnelles d'éléments chimiques chez les plantes : extension du paradigme de l'hyperaccumulation. 99–131. doi:10.1007/978-3-030-58904-2_6
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Wang, JF, Liu, C., Xu, ZM, Wang, FP, Sun, YY, Huang, JW, et al. (2024). Mécanismes microbiens dans la fertilisation azotée : modulation de la remobilisation du cadmium lié aux minéraux argileux dans les sols agricoles. *Sci. Total Environ.* 926, 171809. doi:10.1016/j.scitotenv.2024.171809
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Wiche, O., Dittrich, C., Pourret, O., Monei, N., Heim, J., et Lambers, H. (2023). Relations entre les stratégies d'acquisition de nutriments à base de carboxylates, l'état nutritionnel en phosphore et l'accumulation de terres rares chez les plantes. *Plant Soil* 489, p. 645–666. doi:10.1007/s11104-023-06049-9
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Wiche, O., et Heilmeier, H. (2016). Accumulation de germanium (Ge) et d'éléments de terres rares (ETR) dans des cultures énergétiques sélectionnées cultivées sur deux sols différents. *Min. Eng.* 92, p. 208–215. doi:10.1016/j.mineng.2016.03.023
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Wiche, O., et Pourret, O. (2023). Rôle de la libération de carboxylates racinaires sur l'(hyper)accumulation des terres rares chez les plantes – Perspective biogéochimique de la chimie de la rhizosphère. *Plant Soil* 492, p. 79–90. doi:10.1007/s11104-023-06177-2
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Wiche, O., Székely, B., Moschner, C., et Heilmeier, H. (2018). Germanium dans le système sol-plante : revue. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 31938–31956. doi:10.1007/s11356-018-3172-y
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Wiche, O., Zertani, V., Hentschel, W., Achtziger, R., et Midula, P. (2017). Germanium et éléments de terres rares dans la couche arable et les plantes cultivées sur différents types d'utilisation des sols dans la zone minière de Freiberg (Allemagne). *J. Geochem. Explor* 175, 120–129. doi:10.1016/j.gexplo.2017.01.008
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Yandem, G., et Jabłońska-Czapla, M. (2024). Revue de l'indium, du gallium et du germanium comme contaminants émergents : occurrence, spéciation et évaluation de leur impact environnemental potentiel. *Archives Environ. Prot.* , 84–99. doi:10.24425/aep.2024.151688
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Zaffar, N., Ferchau, E., Heilmeier, H., Boldt, C., Salcedo, LDP, Reitz, T., et al. (2023). Enrichissement et fractionnement chimique des nutriments végétaux, éléments potentiellement

toxiques et économiquement intéressants dans le digestat issu de fermentations mésophiles et thermophiles. *Biomass Bioenergy* 173, 106779. doi:10.1016/j.biombioe.2023.106779
Texte intégral de CrossRef | Google Scholar
Zohar, I., Ganem, HE, DiSegni, DM, et Jonas-Levi, A. (2024). Impact des sources alternatives de phosphore recyclé et synthétique sur la croissance et les réactions des plantes, les interactions avec le sol et l'agriculture durable : la laitue (Lactuca sativa) comme modèle. *Sci. Total Environ.* 948, 174719. doi:10.1016/j.scitotenv.2024.174719
Résumé PubMed | Texte intégral CrossRef | Google Scholar
Mots clés : amendement du sol, métaux lourds, disponibilité des plantes, métalloïdes, phytoextraction
Citation : Zaffar N, Lovynska V, Samarska A, Arnstadt T, Pourret O, Firmin S, Baroš P, Vachková EL, Palušák M, Wacławek S, Peiter E et Wiche O (2025). Effet des boues d'épuration et du digestat issus de la fermentation anaérobie sur l'accumulation de cadmium (Cd), de gallium (Ga), de germanium (Ge) et d'éléments des terres rares (ETR) dans le sol et leur absorption par les plantes suivant différentes stratégies nutritionnelles. *Front. Environ. Sci.* 13:1628175. doi : 10.3389/fenvs.2025.1628175
Reçu : 13 mai 2025 ; **Accepté :** 26 juin 2025 ;
Publié : 09 juillet 2025.
Édité par :
Chamindra L. Vithana , Southern Cross University, Australie
Révisé par :
Iris Zohar , Tel-Hai College, Israël
Chuck Chuan NG , Xiamen University Malaysia (XMUM), Malaisie
Obed N. Lense , Université d'État de Papouasie, Indonésie
Copyright © 2025 Zaffar, Lovynska, Samarska, Arnstadt, Pourret, Firmin, Baroš, Vachková, Palušák, Wacławek, Peiter et Wiche. Cet article est en libre accès et distribué sous licence Creative Commons Attribution (CC BY). L'utilisation, la distribution ou la reproduction sur d'autres plateformes est autorisée, à condition que le ou les auteurs originaux et le ou les titulaires des droits d'auteur soient mentionnés et que la publication originale dans cette revue soit citée, conformément aux pratiques académiques reconnues. Toute utilisation, distribution ou reproduction non conforme à ces conditions est interdite.
***Correspondance :** Nazia Zaffar, nazia.zaffar@ioez.tu-freiberg.de
Avertissement : Toutes les affirmations exprimées dans cet article n'engagent que leurs auteurs et ne représentent pas nécessairement celles de leurs organisations affiliées, ni celles de l'éditeur, des rédacteurs et des relecteurs. Tout produit évalué dans cet article ou toute affirmation formulée par son fabricant n'est ni garanti ni approuvé par l'éditeur.