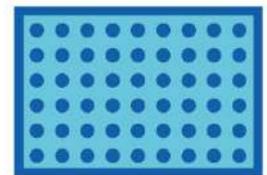
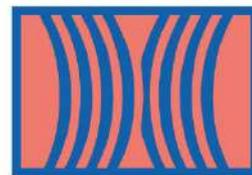


COMMUNICATIONS ORALES

5^e RENCONTRES NATIONALES

de la Recherche sur
les sites et sols pollués

04 et 05 février 2025 - Paris



Recueil des résumés

ATELIER 5B : Nouvelles
opportunités pour de nouveaux
usages des fonciers délaissés

En partenariat avec :



Atelier 5B

Nouvelles opportunités pour de nouveaux usages des fonciers délaissés

[Approches environnementales des solutions de gestion des sols pollués]

Évaluation des sols contaminés en cours de renaturation 3

▶ À l'aide d'indicateurs de la fonctionnalité et de l'écotoxicité des sols pollués aux métaux

Nouvelles perspectives pour la sécurité alimentaire et la gestion des sites contaminés aux POC 8

Transfert de dieldrine dans des cucurbitacées et non-cucurbitacées et optimisation de la phytoextraction des plantes sur des sites pollués

Agromine des métaux sur une friche polycontaminées 14

Retour d'expérience du projet SOLAMET

Agromine et systèmes photovoltaïques sur friche industrielle 20

Quel dispositif optimal pour le couplage plantes hyperaccumulatrices et systèmes photovoltaïques ?

Intégration « délicate » des enjeux de biodiversité dans le cadre des travaux de mise en sécurité d'une ancienne décharge de laitiers 26

Évaluation des sols contaminés en cours de renaturation

À l'aide d'indicateurs de la fonctionnalité et de l'écotoxicité des sols pollués aux métaux

Julien GOUTANT¹, Annabelle DERAM² et Valérie BERT¹

¹ : Unité Impact Sanitaire et Expositions, INERIS, Parc Technologique ALATA, BP2, Verneuil-en-Halatte,

julien.goutant@ineris.fr, valerie.bert@ineris.fr

² : Laboratoire de Génie Civil et géo-Environnement, Université de Lille, Bâtiment ESPRIT, Cité Scientifique, 59655, Villeneuve d'Ascq Cedex, annabelle.deram@univ-lille.fr

*julien.goutant@ineris.fr

Résumé

L'écosystème constitué par le continuum sol-plante-eau peut être exposé à des situations de pollution, notamment aux métaux. De nouvelles utilisations des sols pollués peuvent être envisagées afin de les protéger et de restaurer voire d'améliorer leurs fonctions tout en réduisant l'exposition aux polluants. Dans ce contexte, des approches de réhabilitation écologique qui prennent en compte le degré de dégradation de l'écosystème, les utilisations futures des terres, le caractère abordable des solutions et l'impact du changement climatique peuvent être pertinentes. Ainsi, à travers 2 projets en cours (REVE, REECOL), plusieurs couvertures végétales sur plusieurs sites contaminés par des métaux seront suivies. De plus, divers indicateurs physico-chimiques, biologiques et écotoxicologiques seront mesurés pour caractériser la qualité du sol en relation avec ces couverts végétaux ainsi que la qualité et la santé de ces derniers. Les meilleures stratégies pour réduire l'exposition aux métaux tout en offrant d'autres avantages sur les fonctions du sol, l'amélioration de la biodiversité et les services écosystémiques seront étudiées. Les résultats présentés ici se concentrent exclusivement sur le projet REVE.

Introduction

La méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (SSP) repose sur la gestion des risques sanitaires et environnementaux suivant l'usage des milieux. Cet enjeu conduit à développer des méthodes de gestion des sols afin de réduire l'exposition aux polluants des populations et de l'environnement. Les avancées réglementaires récentes en matière de biodiversité et de climat couplées notamment avec la proposition d'une directive sur la surveillance et la résilience des sols et l'adoption d'un décret sur les usages en gestion des SSP dont l'usage de renaturation (Usage n°7, Article 1, Décret n°2022-1588 du 19 décembre 2022) sont de nature à inciter les acteurs des SSP à s'intéresser à des alternatives respectueuses de l'environnement. Dans ce contexte, un regain d'intérêt est porté aux solutions de gestion des sols pollués basées sur le végétal (Bert *et al.*, 2017). Le couvert végétal réduit l'exposition aux polluants en limitant le contact direct avec le sol. Il freine également l'érosion, l'envol de poussière et les transferts de contaminants dans le sol, tant horizontaux que verticaux. Couplé à des amendements organiques, biologiques ou minéraux, le végétal peut permettre *a minima* de conserver le sol pollué en place (économie de ressources) voire d'améliorer certaines de ses fonctions tout en apportant des services écosystémiques au bénéfice des populations humaines. L'étude concerne le développement et la validation d'indicateurs agro-pédo-physico-chimiques, écotoxicologiques et

écologiques permettant de renseigner sur la santé des sols¹ contaminés par des pollutions diffuses en présence de divers couverts végétaux. L'objectif est de déterminer leur fonctionnalité et le cas échéant de les améliorer afin de rendre ces sols aptes à remplir leurs fonctions et à rendre des services écosystémiques. L'étude s'inscrit dans deux projets dont le projet Gésipol ADEME 2023 REVE (REqualification de sols urbains pollués par les métaux par la mise en œuvre d'un couvert VEgétal : évaluation des bénéfices écologiques et sociaux) et RFCS 2022 REECOL (Ecological rehabilitation and long term monitoring of post mining areas) et repose sur trois sites expérimentaux en milieu urbain qui bénéficient de résultats d'études préalables. L'usage envisagé pour les sites des deux projets sont des espaces de nature non accessibles au public (prairie fleurie, noue et espace boisé) visant à développer la biodiversité et les habitats pour les écosystèmes, en privilégiant les espèces locales, conserver ou améliorer les fonctionnalités du sol. Ainsi, l'étude s'articule autour de plusieurs questions : Quelles sont les fonctions du sol impactées par la pollution ? Parmi ces fonctions, quelles sont celles qu'il faudrait restaurer ou améliorer en tenant compte de l'usage, des caractéristiques et de la pollution des sites ? Quels sont les indicateurs les plus pertinents qui renseignent sur ces fonctions ? Quelles solutions basées sur la renaturation faut-il mettre en œuvre pour réaliser ces objectifs ? Enfin, quels sont les impacts sur la biodiversité et sur le sol lorsqu'une (ou plusieurs) espèce(s) végétale(s) est (sont) considérée(s) comme envahissante(s) ? Quelles sont les méthodes de gestion pour éradiquer ou limiter la propagation de telles espèces ?

Matériel et méthodes

Une première étape a consisté à caractériser les compartiments environnementaux des sites (site du projet REECOL et site 2 du projet REVE). Pour cela, des inventaires floristiques ont été réalisés pour analyser la végétation en place, ainsi qu'un échantillonnage des sols visant à examiner les pollutions présentes et à déterminer les autres propriétés des sols. Dans le cadre du projet REVE, les deux parcelles d'expérimentation se situent sur le territoire de la communauté d'agglomération Creil Sud Oise. Le site 1 est une noue végétalisée avec la poacée *Calamagrostis epigeios* situé à Creil. Le site 2 est un espace paysager en bordure d'une voie douce végétalisée avec *Arabidopsis halleri*, *Salix viminalis* et un mélange d'espèces naturelles majoritairement représentées par l'ortie dioïque (*Urtica dioica*) et le gaillet gratteron (*Galium aparine*). Les deux sites présentent les mêmes caractéristiques de pollution (C_{totale} en $\mu\text{g/g}$ de sol sec : Cd : $1,66 \pm 0,02$; Cu : 113 ± 37 ; Pb : 263 ± 83 ; Zn : 616 ± 248). De plus, ils bénéficient de résultats issus de nombreuses données qui concernent les transferts de polluants métalliques sol-plante (Grignet *et al.*, 2021). Dans cette contribution, nous nous focaliserons sur le site 2. Deux modalités ont été établies sur ce site en fonction de la présence ou non du saule des vanniers (*Salix viminalis*). En effet, le saule des vanniers ayant été planté fait partie intégrante d'un milieu fermé nommé Modalité « Saulaie ». Celui-ci n'occupe pas la totalité du site. En dehors de la saulaie, on retrouve un milieu ouvert nommé Modalité « Fourré ». Les prélèvements de sols et de plantes effectués permettront de comparer la composition de ces deux milieux afin de mettre en évidence un (ou plusieurs) paramètre(s) qui les différencie(nt).

Inventaire floristique

Un inventaire floristique est effectué au printemps dans le but de recenser le nombre d'espèces végétales présentes sur la parcelle. Il permet d'obtenir des informations sur la diversité végétale présente (abondance et richesse des espèces). De plus, un premier profil du sol peut être établi en se basant sur les exigences des espèces végétales relevées. Ainsi, les premiers inventaires floristiques ont été réalisés le 22 avril et le 22 mai 2024 sur le site 2 (REVE). Les espèces végétales ont été déterminées sur place à l'aide d'une loupe et d'une flore tandis que quelques échantillons ont été prélevés pour une meilleure détermination au laboratoire.

¹Telle que définie dans le Chapitre 1, Article 3 de la Directive du Parlement Européen et du Conseil relative à la surveillance et à la résilience des sols (directive sur la surveillance des sols) du 5 juillet 2023.

Préparation des échantillons de sols et de plantes pour les analyses en cours

Des échantillons de sols ont été prélevés à l'aide d'une tarière manuelle lors de campagnes d'échantillonnage réalisées le 28 mai et le 7 juin 2024 sur le site 2 du projet REVE afin d'étudier la pollution inorganique (Cd, Cu, Pb, Zn notamment) dans les deux modalités établies. La pollution organique (HAP, HCT et PFAS) a également été analysée pour détecter d'éventuelles dégradations. Les concentrations totales et extractibles en métaux ont été mesurées sur des échantillons séchés, broyés et tamisés à 2mm, suivis d'une minéralisation à l'acide fluorhydrique pour extraire les métaux présents. Les minéralisats obtenus ont été analysés à l'ICP-MS. D'autres analyses, en cours ou prévues, visent à évaluer les propriétés agro-pédo-physico-chimiques, la qualité microbiologique (respiration basale, extraction ADN) et écologique des sols. Des échantillons de parties aériennes d'ortie dioïque et de gaillet gratteron, espèces dominantes des deux modalités, ainsi que des feuilles de saule des vanniers dans la modalité « Saulaie » ont également été prélevés lors d'une campagne réalisée le 26 juin 2024. L'objectif est d'évaluer les transferts sol-plante et de calculer les facteurs de bioconcentration. Les concentrations en métaux ont été mesurées sur des échantillons séchés et broyés avant de subir une minéralisation à l'acide nitrique. Les minéralisats obtenus ont été analysés à l'ICP-OES. Ces résultats permettront de déterminer leur comportement accumulateur ou non vis-à-vis d'une pollution aux métaux. En parallèle, les concentrations en éléments majeurs et traces dans les plantes ont été mesurés pour mettre en évidence d'éventuelles carences (compétition avec les métaux). Enfin, des indicateurs de fonctionnalité des sols (dégradation de la matière organique, activités enzymatiques) et d'écotoxicité des sols (viabilité, croissance et reproduction des nématodes) seront réalisés pour évaluer la santé et la qualité du sol à l'instant t0. Les derniers échantillons de sols, placés sous serre (trois serres par modalité), servent pour des tests de germination afin d'exprimer la banque de graines du sol et identifier de nouvelles espèces végétales non-inventoriées.

Résultats et discussion

Inventaire floristique

Sur le site 2 du projet REVE, l'inventaire floristique a permis de recenser 42 espèces de 25 familles différentes (ortie dioïque et gaillet gratteron compris) dont 38% sont exclusivement présentes dans la modalité « Saulaie » et 36% dans la modalité « Fourré ». Aucun symptôme visible de toxicité n'a été observé sur les espèces relevées. Toutes les espèces sont indigènes. La bibliographie sur chacune des espèces végétales identifiées a permis d'établir un premier profil de sol qui est le suivant : présence d'un sol humide, argilo-limoneux, à tendance calcaire, avec un pH compris entre 6,5 et 8,0, riche en nutriments (N, P, K) et en matières organiques.

Caractérisation agro-pédo-physico-chimique des milieux

Les analyses agro-pédo-physico-chimiques effectuées (**Tableau 1**) vont permettre de confirmer le premier profil de sol. Chaque valeur est comparée aux valeurs de référence fournies par le laboratoire partenaire.

Analyses	Modalité « Fourré »	Modalité « Saulaie »	Valeurs de référence
pH-H ₂ O	7,93 ± 0,05 a	8,03 ± 0,08 a	6,5-8,0
Texture du sol	Limoneux	Limoneux-sableux	/
N total (%)	0,17 ± 0,01 a	0,13 ± 0,004 b	0,1-2,0
Rapport C/N	15,8 ± 2,4 a	17,7 ± 0,9 a	8,0-12,0
Matière organique totale (%)	4,7 ± 0,8 a	4,1 ± 0,3 a	1,0-5,0
CaCO ₃ total (%)	12,6 ± 2,6 a	10,2 ± 0,5 a	10,0-60,0
P échangeable Olsen (mg/kg) P ₂ O ₅	103 ± 5,5 a	80 ± 5,6 b	50-500
K échangeable (mg/kg) K ₂ O	232 ± 2,5 a	185 ± 4,1 b	100-500

Tableau 1 : Quelques paramètres agro-pédo-physico-chimiques mesurés dans les sols des deux modalités établies sur le site 2. Les différences significatives entre les modalités sont indiquées par les différentes lettres à un seuil de risque $\alpha = 0,05$.

Au regard des paramètres mesurés, le pH, la matière organique totale et le CaCO₃ total confirme le premier profil de sol. En effet, un sol est considéré comme calcaire lorsqu'il contient plus 10% de CaCO₃ (**TERREOM, 2022**) et est riche en matières organiques à partir de 4 à 5%. Par ailleurs, un rapport C/N supérieur à 12 est

observable dans les sols riches en matières organiques (**Lagrange et al., 2022**). Il traduit une capacité de minéralisation du N organique plus réduite (proportion élevée de C organique par rapport au N total). Cela signifie que l'azote est en quantité suffisante pour les plantes, tout comme le phosphore et le potassium, avec des concentrations plus élevées dans la modalité « Fourré ». Le pH alcalin mesuré tend à réduire la mobilité des métaux dans la solution du sol (**Kabata-Pendias, 2010**) mais peut conduire à des carences en oligo-éléments essentiels (Cu, Fe, Mn, B). Enfin, bien que la texture diffère entre les deux modalités, elles restent équilibrées, fertiles, favorables au développement des plantes et offrent une bonne perméabilité à l'eau et à l'air.

Tests de germination

Dans chaque serre, le nombre d'espèces et d'individus par espèce a été recensé pour identifier d'éventuelles espèces qui n'ont pas été répertoriées lors des inventaires floristiques, notamment en raison de la compétition végétale, etc. (**Tableau 2**). Par la suite, ces données serviront à calculer des indicateurs écologiques tels que l'indice de Shannon qui permet d'évaluer la diversité végétale d'un site (**Shannon & Weaver, 1949**).

Paramètres	Modalité « Fourré »	Modalité « Saulaie »
Nombre moyen de germinations	119 ± 17 a	99 ± 7 a
Nombre moyen d'espèces différentes	16 ± 2 a	18 ± 2 a
Espèce la plus abondante	Ortie dioïque	Lampagne commune

Tableau 2 : Nombre moyen de germinations et d'espèces différentes dans les serres des deux modalités établies sur le site 2. Les différences significatives entre les modalités sont indiquées par les différentes lettres à un seuil de risque $\alpha = 0,05$.

Aucune différence significative n'a été observée entre les deux modalités quant au nombre de germinations et d'espèces différentes. Sur le site 2, les espèces les plus abondantes sont l'ortie dioïque et le gaillet gratteron. Dans la modalité « Fourré », les trois serres ont rapidement été dominées par l'ortie et est l'espèce la plus abondante (représentant 38 à 55%). Le gaillet, en revanche, n'a été retrouvé que dans une seule serre avec un unique individu. Pour la modalité « Saulaie », l'espèce la plus abondante est la lampagne commune (représentant 23 à 36%), espèce non-répertoriée lors de l'inventaire floristique. L'ortie dioïque est également présente dans les trois serres, tandis que le gaillet gratteron est observé dans deux d'entre elles. En outre, des collemboles et des vers de terre ont été détectés dans les deux modalités, indiquant que la contamination aux métaux ne limite pas l'établissement de la microfaune du sol. Enfin, ces tests de germination ont permis d'identifier 30 espèces de 22 familles différentes dont 30% sont spécifiques à la modalité « Saulaie » et 20% à la modalité « Fourré ». Par ailleurs, 56% des espèces recensées lors de ces tests n'avaient pas été observées lors des inventaires précédents.

Conclusions et perspectives

L'inventaire floristique sur le site 2, associé aux tests de germination, a démontré que la présence de métaux dans le sol n'est pas un facteur limitant pour le développement des espèces végétales. De plus, les deux modalités présentent des espèces propres à chacune. Ainsi, les résultats permettront de renforcer les acquis concernant les mesures de gestion de la pollution résiduelle basées sur l'utilisation du végétal en milieu urbain à l'aide de divers indicateurs agro-pédo-physico-chimiques, écotoxicologiques et écologiques qui reflètent les fonctions clés du sol requises pour son usage futur. D'autre part, ces travaux serviront à alimenter l'appui aux politiques publiques en matière de gestion des SPP, et plus particulièrement sur le volet usage de renaturation.

Références

Bert, V., Douay, F., Faure, O. & Cadière, F., ADEME, INERIS, ISA-Lille, Mines Saint-Etienne, 2017. Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués (nouveaux résultats de recherche et démonstration).

Décret 2022/1588 du 19 décembre 2022. Définition des types d'usages dans la gestion des sites et sols pollués. Journal officiel de la République française, 20 Décembre 2022.

European Commission, 5th July 2023. Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on Soil Monitoring and Resilience (Soil Monitoring Law). COM/2023/416 final.

Grignet, A., 2021. Étude des performances de phytoextraction du Zn et du Cd de l'hyperaccumulateur *Arabidopsis halleri* en co-culture avec *Salix viminalis*. Sciences des sols. Université du Littoral Côte d'Opale.

Kabata-Pendias, A., 2010. Trace Elements in Soils and Plants, 0 edn. CRC Press.

Lagrange, H., Le Souder, C. & Masson, E. (ARVALIS), 2022. Analyse de terre – La matière organique du sol, un indicateur à suivre, pas forcément à corriger.

Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.

TERREOM, 2022. Bien comprendre son analyse de sol : Indicateurs, signification, valeur.

Remerciements

Julien Goutant est financé par l'INERIS (axe de recherche Comportement des polluants et RISques du site au TErritoire). Le projet REVE est un projet financé par l'ADEME dans le cadre de l'APR GESIPOL 2023. Le projet REECOL est financé par le Research Fund of Coal and Steel (RFCS). Nous remercions la communauté d'Agglomération Creil-Sud-Oise (ACSO) pour l'accès aux sites du projet REVE et le groupe Économie Circulaire des Terres excavées (ECT) et Guillaume Lemoine pour l'accès au site du projet REECOL.

Nouvelles perspectives pour la sécurité alimentaire et la gestion des sites contaminés aux POC

Transfert de dieldrine dans des cucurbitacées et non-cucurbitacées et optimisation de la phytoextraction des plantes sur des sites pollués

Grégory COHEN^{1*}, Marie-Cécile AFFHOLDER^{1,2}, Michel MENCH²

¹ : Univ. Bordeaux, CNRS, Bordeaux-INP, EPOC-PROMESS UMR 5805, 1 allée F. Daguin, 33607, Pessac, France – gregory.cohen@ipb.fr

² : Univ. Bordeaux, INRAE, BIOGECO, Allée Geoffroy St-Hilaire – bât. B2, CS 50023, 33615 PESSAC cedex, France – michel.mench@inrae.fr

* contact : gregory.cohen@ipb.fr

Résumé

La dieldrine est un pesticide organochloré (POC) utilisé entre 1950 et 1972 encore présent dans des sols agricoles. Elle peut être absorbée par des végétaux, en particulier les Cucurbitacées, selon les espèces et cultivars, pouvant conduire à la production de fruits et légumes ne respectant pas les Limites Maximales en Résidus (LMR) et à des restrictions de vente et d'usage. Il est crucial d'identifier des solutions pour diminuer la biodisponibilité en POC dans les sols et récolter des produits conformes. Les phytotechnologies seraient une solution (i) à court terme pour maintenir une production respectant les LMR et (ii) à long terme pour diminuer la fraction biodisponible de POC dans les sols. Les capacités d'accumulation en dieldrine et son allocation ont été caractérisées pour 17 espèces de non-Cucurbitacées et 10 variétés de courgettes. La variabilité interspécifique d'accumulation dans les fruits de Cucurbitacées a aussi été étudiée pour 14 variétés de 6 autres espèces. En dehors des Cucurbitacées, le vétiver est la seule espèce à accumuler des quantités significatives de dieldrine, surtout dans ses racines. Les Cucurbitacées absorbent de fortes quantités de dieldrine et les transfèrent vers les parties aériennes, montrant un pouvoir de phytoextraction élevé (entre 147 et 275 µg plant⁻¹) et une variabilité intraspécifique en dieldrine pour les fruits des courgettes. L'influence des teneurs en dieldrine, du temps d'exposition et de la biomasse du fruit sur les teneurs en dieldrine des fruits de courgette est variable et fonction de la variété. La production de fruits conformes et la phytoextraction progressive de la dieldrine des sols peuvent ainsi être assurées par sélection de variétés peu accumulatrices dans les fruits.

Introduction

La dieldrine est un pesticide organochloré (POC) qui a été largement utilisé comme insecticide pour la protection des cultures entre les années 50 et 1972, année de son interdiction en agriculture en France (INRS, 2007). En 2001, ce POC a intégré la liste des 12 premiers Polluants Organiques Persistants (POP) lors de la Convention de Stockholm, bannissant sa production et son utilisation (EFSA, 2007 ; Jennings et Li, 2015 ; Matsumoto *et al.*, 2009). Cependant, à cause de son caractère rémanent, cette molécule est encore présente de nos jours dans certains sols agricoles (Colin *et al.*, 2022 ; Gavrilescu, 2005) et peut être absorbée par des végétaux (Namiki *et al.*, 2018 ; Otani *et al.*, 2007 ; Singh et Singh, 2017). Les espèces de la famille des Cucurbitacées en particulier sont connues pour absorber la dieldrine, la transloquer vers les parties aériennes et l'y accumuler, selon les espèces et cultivars (Donnarumma *et al.*, 2009 ; Hashimoto, 2005). En conséquence, certains produits de consommation peuvent contenir de la dieldrine avec des concentrations pouvant parfois dépasser les Limites Maximales en Résidus (LMR) réglementaires (Affholder *et al.*, 2023). En lien avec la toxicité de cette molécule, ceci représente un potentiel danger pour les consommateurs ainsi qu'une mise en péril de la viabilité des exploitations concernées par cette problématique (Colin *et al.*, 2022). Afin d'apporter des solutions innovantes en terme de sureté alimentaire et de gestion et remédiation de ces sols contaminés, cette étude a évalué la variabilité intra et interspécifique d'accumulation de la dieldrine dans les fruits de 7 espèces de Cucurbitacées ainsi que l'accumulation et la distribution de la dieldrine chez 17 espèces de non-Cucurbitacées et 10 variétés de courgette (*Cucurbita pepo*) afin d'évaluer leur potentiel de phytoextraction.

Matériel et méthodes

La sélection des espèces de Cucurbitacées a été réalisée à partir d'une enquête, menée auprès d'exploitants agricoles d'une zone maraîchère concernée par cette problématique, mettant en avant les principales espèces de Cucurbitacées cultivées localement. Ainsi, 24 variétés de 7 espèces (11 variétés de *C. pepo* L., 4 variétés de *Cucurbita moschata* Duchesne, 2 variétés de *Cucurbita maxima* Duchesne, 4 variétés de *Cucumis sativus* L., 1 variété de *Momordica charantia* L., 1 variété de *Melothria scabra* Naudin et 1 variété de *Citrullus lanatus* (Thunb.) Matsum. & Nakai) ont été sélectionnées. Pour *C. pepo*, la sélection a été réalisée sur les différences phénotypiques offertes par 11 variétés (Adrielle, Anissa, Bélor, Floridor, Gold Rush, Kopana, Mirza, Noire maraîchère, Ola escaladora, Orélia, et Verte non coureuse d'Italie). Les 17 espèces de non-Cucurbitacées ont été sélectionnées à partir de leurs capacités potentielles à dissiper ou accumuler les POC, leur(s) intérêt(s) agronomique et/ou leurs capacités à produire des tensio-actifs pour solubiliser la dieldrine : *Chenopodium quinoa*, *Coriandrum sativum*, *Chrysanthemum coronarium*, *Tagetes patula*, *Helianthus annuus*, *Cannabis sativa*, *Ricinus communis*, *Medicago sativa*, *Lupinus albus*, *Ocimum basilicum*, *Linum usitatissimum*, *Abelmoschus esculentus*, *Corchorus olitorius*, *Zea mays*, *Miscanthus x giganteus*, *Chrysopogon zizanioides*, *Nicotiana tabacum*, et *Tropaeolum majus*. L'ensemble de ces végétaux ont été cultivées après semis dans du terreau non contaminé et une pré-croissance d'un mois en serre avant transplantation *in situ*, conformément aux pratiques agricoles locales. La transplantation a été réalisée sur une parcelle maraîchère dans de large pots de 25 L contenant le sol sableux de cette parcelle et présentant une contamination historique en dieldrine (en moyenne $123 \pm 32 \mu\text{g kg}^{-1}$ de matière sèche (MS), 0-30 cm, pH 6,8), préalablement tamisé (1 cm) et homogénéisé. Pour chaque variété testée, 4 réplicats ont été réalisés dans des pots individuels, pour un total de 164 plants, enterrés au 2/3 de leur hauteur sur la parcelle afin de limiter leur échauffement. Les éventuelles racines sortantes des trous de drainage étaient coupées régulièrement. La récolte des plants s'est faite 3 à 3,5 mois après leur mise en place et les fruits de Cucurbitacées ont été prélevés à taille marchande (15 - 20 cm de longueur pour *C. pepo*) sur la période de culture. Les biomasses et les concentrations en dieldrine ont été analysées pour tous les organes des non-Cucurbitacées et 10 variétés de courgette. Pour les autres Cucurbitacées et la variété de *C. pepo* Adrielle, seuls les fruits ont été analysés. La quantification en dieldrine a été réalisée sur les sols, les fruits et les autres organes des plantes après extraction au n-heptane et analyses par GC-MS suivant les protocoles de Colin *et al.* (2022), Affholder *et al.* (2023) et Colin *et al.* (2024), respectivement.

Résultats et discussion

L'ensemble des biomasses récoltées indiquent une biomasse racinaire plus faible pour *C. pepo* par rapport à celle des non-Cucurbitacées. A l'inverse, la biomasse aérienne de *C. pepo* est plus grande que celle des non-Cucurbitacées. En moyenne, 69 % de la biomasse aérienne de *C. pepo* est liée aux fruits alors que 68 % de la biomasse aérienne des espèces non-Cucurbitacées testées est portée par les organes végétatifs. Au total, 334 fruits de Cucurbitacées ont été récoltés et analysés pour les 24 variétés testées, avec de grandes différences de productivité allant en moyenne de 1,5 (*C. pepo* Adrielle) à 9,75 (*C. pepo* Mirza) fruits par plant. Plus de 250 fruits de *C. pepo* mais moins de concombres (30) et très peu de pastèques (4) ont été récoltés en lien avec le nombre de variétés testées pour chaque espèce et des conditions climatiques peu appropriées lors de la saison de culture. Les non-Cucurbitacées allouent plus de 70 % la dieldrine dans leurs racines, sauf le maïs, le ricin et le tabac qui présentent environ 50 % de la dieldrine dans les parties aériennes. En revanche, la distribution en dieldrine pour *C. pepo* montre un stockage de la dieldrine surtout dans les organes aériens (95 ± 1 %), avec en moyenne 38,9 ± 5,2 % de la dieldrine contenue dans les fruits, 33,7 ± 4,9 % dans les tiges et 24,0 ± 2,5 % dans les feuilles (Figure 1). Les résultats montrent que *C. pepo* et le vétiver sont capables d'extraire dans le plant entier entre 4,1 ± 0,9 et 8,3 ± 2,7 % de la dieldrine extractible au n-heptane du sol (en pot), soit entre 147,0 ± 33,6 et 275,0 ± 86,4 µg de dieldrine par plant, avec des différences entre les variétés de *C. pepo* principalement liées à leur productivité en fruits et les teneurs en dieldrine associées. En revanche, les autres espèces de non-Cucurbitacées extraient en moyenne entre 2 et 200 fois moins de dieldrine que *C. pepo*, soit entre 0,04 ± 0,01 et 2,1 ± 0,4 %, correspondant à des masses comprises entre 1 et 73 µg de dieldrine par plant pour le gombo et le chrysanthème, respectivement, cette masse étant stockée dans leurs racines.

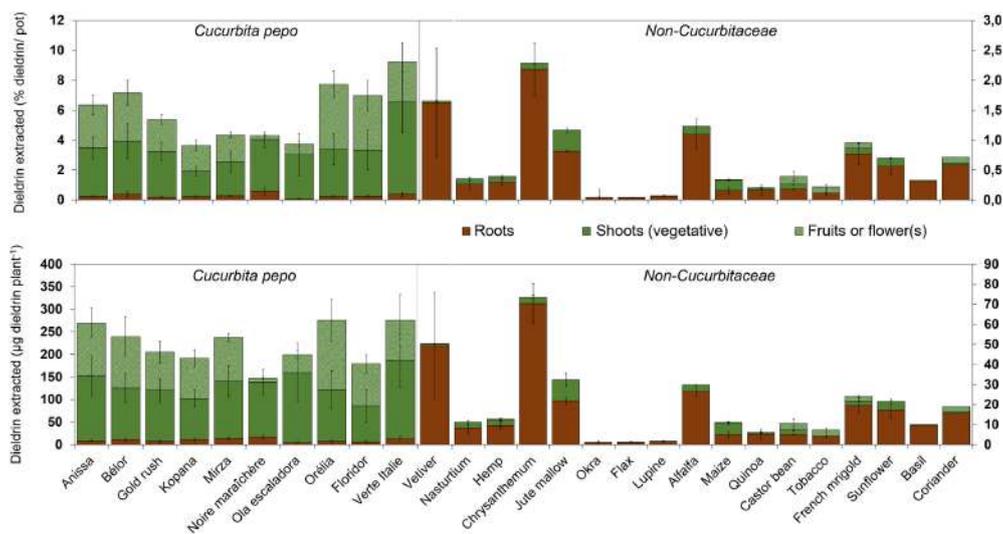


Figure 1 : Pourcentage de dieldrine extraite du sol par pot (en haut) et quantité de dieldrine extraite du sol par plant (en bas) pour les différentes espèces végétales et variétés de courgette. L'échelle de gauche est à utiliser pour toutes les variétés de *C. pepo* et le vétiver tandis que celle à droite est associée à toutes les autres espèces végétales.

Par ailleurs, il existe une variabilité inter et intraspécifique d'accumulation de la dieldrine dans les fruits pour les espèces et variétés de Cucurbitacées testées. En effet, les concentrations en dieldrine dans les fruits des Cucurbitacée (Figure 2) varient significativement, avec des teneurs allant de $4,2 \pm 7,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ MF pour les pastèques à $85,0 \pm 19,4 \mu\text{g kg}^{-1}$ MF pour les concombres. Ces concentrations en dieldrine suivent l'ordre décroissant suivant : *C. sativus* > *C. maxima* = *M. scabra* > *C. pepo* = *C. moschata* > *M. charantia* = *C. lanatus*. Pour *C. pepo*, ces résultats diffèrent d'autres études montrant une contamination plus importante pour les fruits de courgette que pour les concombres (Donnarumma *et al.*, 2009 ; Khandekar *et al.*, 1982 ; Saito *et al.*, 2012). Ceci peut être expliqué par des variétés, des pratiques culturales et/ou des prospections racinaires dans des sols aux profils de contamination hétérogènes et différents.

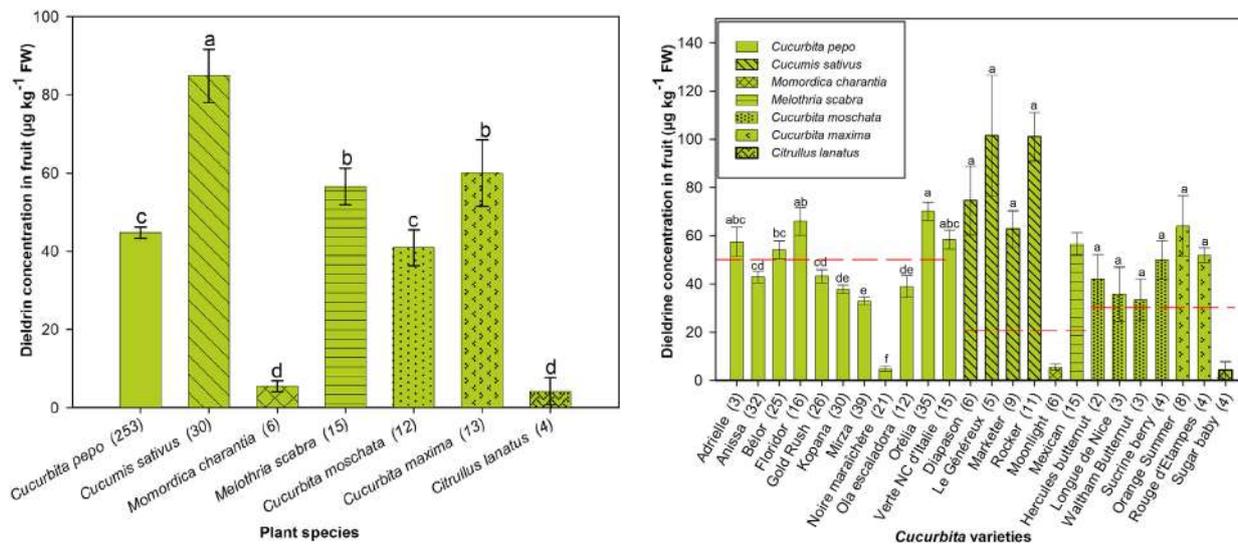


Figure 2 : Concentration moyenne (et erreur standard) en dieldrine dans les fruits des espèces (à gauche) et variétés (à droite) de Cucurbitacées. Pour chaque espèce/variété, le nombre de fruits analysés est indiqué entre parenthèse et les différentes lettres indiquent une différence significative (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Les lignes en pointillés rouges de la figure de droite indiquent les LMR pour les différentes espèces : 50, 20 et $30 \mu\text{g kg}^{-1}$ MF pour *C. pepo* et les Cucurbitacées avec et sans peau comestible, respectivement.

Les concentrations en dieldrine des fruits pour chaque variété de Cucurbitacée sont présentées sur la Figure 2. Elles varient significativement pour les 11 variétés de *C. pepo*, avec des teneurs comprises entre $4,9 \pm 1,1$ et $70,3 \pm 3,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ MF pour les variétés Noire Maraîchère et Orelia, respectivement. Ce n'est pas le cas pour les 4 variétés de concombres (*C. sativus*), les 2 variétés de potirons (*C. maxima*) et les 4 variétés de courges (*C. moschata*). Compte tenu du faible nombre de variétés testées pour ces dernières espèces, il ne peut être exclu que des différences d'accumulation dans les fruits existent aussi pour d'autres cultivars. Par ailleurs, la concentration en dieldrine dans le sol, le temps d'exposition du plant et la biomasse du fruit ont une influence faible sur la contamination des fruits de *C. pepo*, avec des tendances variables selon les variétés.

Les analyses des sols après culture montrent que, dans presque l'intégralité des cas, la concentration en dieldrine dans le sol après une culture ne diffère pas de façon significative de la concentration initialement mesurée (Figure 3). Seul le sol collecté après culture de la courgette Mirza semble montrer une diminution de la concentration en dieldrine extractible d'environ 30 %. Ceci est en parti lié aux incertitudes induites par l'hétérogénéité des concentrations en dieldrine dans les sols de culture qui ne permettent pas d'observer de diminution après une seule rotation, ni d'autres mécanismes de dissipation qui semblent ici négligeables. Plusieurs rotations de culture seraient ainsi nécessaires pour diminuer de façon significative la concentration en dieldrine des sols.

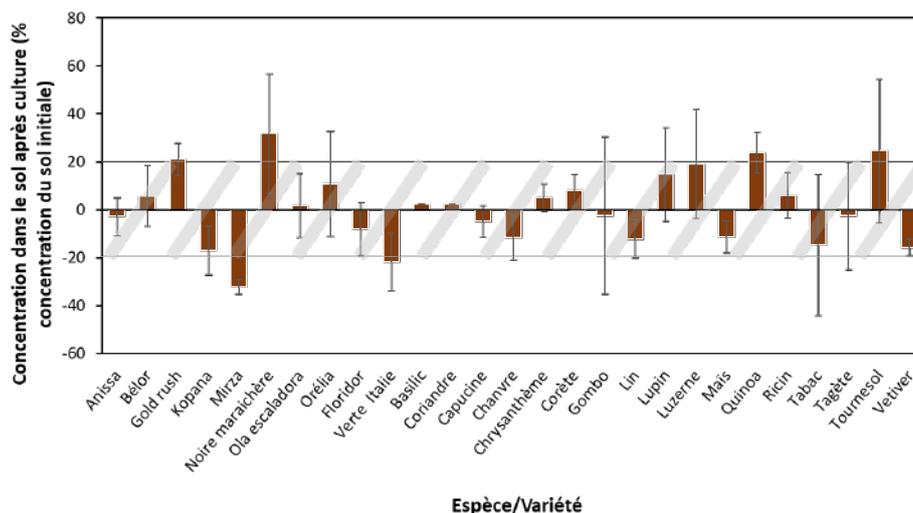


Figure 3 : Evolution de la concentration de dieldrine (en pourcentage) dans le sol rhizosphérique après culture par rapport à la concentration initiale. La partie rayée correspond à l'incertitude moyenne sur la concentration en dieldrine mesurée dans les pots (évaluée sur la mesure de 3 échantillons par pot pour 10 % des pots)

Conclusions et perspectives

Parmi les non-Cucurbitacées, seul le vétiver est capable d'accumuler une masse importante de dieldrine, surtout dans ses racines. Des variations interspécifiques de concentration en dieldrine dans les fruits de Cucurbitacées, ainsi qu'une variabilité intraspécifique d'accumulation en dieldrine dans les fruits de *C. pepo* sont aussi mises en avant dans cette étude, avec certaines variétés de courgette présentant des teneurs en dieldrine dans les fruits très inférieures à la LMR. La concentration en dieldrine dans le sol, le temps d'exposition du plant et la biomasse du fruit ont une influence faible sur la contamination des fruits de *C. pepo*, avec des tendances variables selon les variétés. En effet, pour *C. pepo*, toutes les variétés montrent une capacité à extraire la dieldrine du sol et la transloquer vers les parties aériennes en quantités importantes, présentant ainsi le plus grand potentiel de phytoextraction parmi les espèces testées, avec des quantités de dieldrine extraites comprises entre 147 et 275 µg par plant cultivé en pot de 25 L, soit 4 à 8 % de la dieldrine extractible au n-heptane contenue dans le sol. L'aspect novateur de ces recherches est la possibilité de cultiver des variétés de courgette respectant la LMR de concentration en dieldrine dans les fruits, tout en exportant progressivement la dieldrine accumulée dans les tiges et les feuilles afin de diminuer progressivement la fraction biodisponible dans les sols. Ces parties végétales contenant de la dieldrine doivent être récoltées au cours et fin de culture et ne pas être retournées à la parcelle pour éviter d'alimenter le pool de matières organiques fraîches pouvant se minéraliser ou s'humifier. Les solutions pour éliminer la dieldrine de cette biomasse après séchage sont en perspectives. Cette approche scientifique du transfert sol-plante sur les parties accumulatrices des courgettes est transférable à l'échelle du territoire dans un contexte de sécurité alimentaire.

Références

- Affholder M.-C., Cohen G., Gombert-Courvoisier S., Mench M., 2023. Inter and intraspecific variability of dieldrin accumulation in Cucurbita fruits: New perspectives for food safety and phytomanagement of contaminated soils. Science of the Total Environment, 859, 160152.
- Colin F., Cohen G., Delerue F., Chéry P., Atteia O., 2022. Status of Dieldrin in vegetable growing soils across a peri-urban agricultural area according to an adapted sampling strategy. Environmental Pollution, 295, 118666.
- Colin F., Cohen G., Affholder M.-C., Delerue F., Atteia, O., 2024. Response of vegetative and reproductive organs of *Cucurbita pepo* L. Subsp pepo 'Allegría' exposed to aged dieldrin contamination in regards to soil concentration and plant development. Plant and Soil, 499, 655-669.
- Donnarumma L., Pompei V., Faraci A., Conte E., 2009. Dieldrin uptake by vegetable crops grown in contaminated soils. Journal of Environmental Science and Health, 44 (5), 449-454.
- European Food Safety Authority (EFSA), 2007. Opinion of the Scientific Panel on plant protection products and their residues on a request from the Commission on the risks associated with an increase of the MRL for dieldrin on courgettes. EFSA Journal, 5(10), 554.
- Gavrilescu M., 2005. Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. Engineering in life sciences, 5(6), 497-526.
- Hashimoto Y., 2005. Dieldrin residue in the soil and cucumber from agricultural field in Tokyo. Journal of Pesticide Science, 30 (4), 397-402.
- INRS, 2007. Fiche Toxicologique Dieldrine.
- Jennings A. A., Li Z., 2015. Residential surface soil guidance values applied worldwide to the original 2001 Stockholm Convention POP pesticides. Journal of Environmental Management, 160, 16-29.
- Khandekar S. S., Noronha A. B. C., Banerji S. A., 1982. Organochlorine pesticide residues in vegetables from Bombay markets: a three-year assessment. Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical, 4(2), 127-134.
- Matsumoto E., Kawanaka Y., Yun S.-J., Oyaizu H., 2009. Bioremediation of the organochlorine pesticides, dieldrin and endrin, and their occurrence in the environment. Applied Microbiology and Biotechnology, 84, 205-216.
- Namiki S., Otani T., Motoki Y., Seike N., Iwafune T., 2018. Differential uptake and translocation of organic chemicals by several plant species from soil. Journal of Pesticide Science, 43(2), 96-107.
- Otani T., Seike N., Sakata Y., 2007. Differential uptake of dieldrin and endrin from soil by several plant families and Cucurbita genera. Soil Science and Plant Nutrition, 53(1), 86-94.
- Saito T., Otani T., Seike N., Okazaki M., 2012. A comparison of dieldrin residues in various vegetable crops cultivated in a contaminated field. Soil science and plant nutrition, 58(3), 373-383.
- Singh T., Singh D. K., 2017. Phytoremediation of organochlorine pesticides: Concept, method, and recent developments. International Journal of Phytoremediation, 19(9), 834-843.

Remerciements

Le projet PhytoPOC (Phytomanagement et remédiation de sols agricoles contaminés par les pesticides organochlorés) a été financé par l'ADEME, Bordeaux-Métropole et le Conseil Départemental de Gironde. Les auteurs souhaitent remercier les agriculteurs qui ont accepté de participer à cette étude et fourni le site expérimental ainsi que des conseils pour les cultures. M. Mench est membre du réseau INRAE Ecotox (<https://eng-ecotox.hub.inrae.fr/>)

Agromine des métaux sur une friche polycontaminées

Retour d'expérience du projet SOLAMET

Catherine SIRGUEY¹, Emile BENIZRI¹, Guillaume ECHEVARRIA^{1,2}, Claire HAZOTTE², Julien JACQUET^{1,2}, Baptiste LAUBIE^{2,3}, Gaylord MACHINET⁴, Gabrielle MICHAUDEL², Jean-Louis MOREL^{1,2}, Ramez SAAD², Mathieu SCHWEITZER⁵, Marie-Odile SIMONNOT³

¹ : Université de Lorraine, INRAE, LSE, 54000, Nancy, France

² : Econick, 1 Rue Grandville, 54000, Nancy, France

³ : Université de Lorraine, CNRS, LRGP, 54000, Nancy, France

⁴ : Microhumus, 3 allée de Chantilly, 54500, Vandoeuvre-les-Nancy, France

⁵ : Daum, 22 rue de la Trémoille, 75008, Paris, France

Résumé

L'agromine des métaux issus de sites polycontaminés est une voie prometteuse pour valoriser économiquement les friches industrielles délaissées tout en dépolluant les sols. Le projet SOLAMET a pour objectif de mettre en œuvre un démonstrateur d'agromine sur une friche industrielle contaminée en plomb (Pb), cadmium (Cd) et zinc (Zn) par des activités verrières. Différents parcelles ont été mis en place en privilégiant des associations culturales de plantes hyperaccumulatrices (*Sedum plumbizincicola*, *Noccaea caerulescens*) et non accumulatrices (*Anthyllis vulneraria*). La faible fertilité physique et chimique du site a nécessité une refunctionalisation de l'horizon de surface. L'optimisation agronomique de la phytoextraction a permis d'obtenir des rendements en biomasse corrects mais avec des rendements d'extraction du Zn et du Cd qui sont restés faibles avec toutefois une baisse significative de la teneur totale en Cd de l'horizon de surface. Le mode de gestion a permis de maintenir un niveau élevé de biodiversité sur le site. *S. plumbizincicola* n'a pas accumulé de Cd (< 4 mg/kg) tandis que *N. caerulescens* a été capable de l'hyperaccumuler (> 100 mg/kg), offrant des perspectives intéressantes pour la phyto-séparation du Zn et du Cd à partir de matrices co-contaminées, contribuant ainsi au développement de l'agromine du Zn. Toutefois le développement à long terme de l'agromine en milieu polycontaminé et à fortes contraintes apparaît limité.

Introduction

Les SUTMAs (sols de zones urbaines, industrielles, de trafic, minières et militaires) diffèrent considérablement des sols naturels en ce qui concerne leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques, leurs fonctions et leurs services. Ils sont généralement caractérisés par des propriétés physico-chimiques limitées comme une forte teneur en éléments grossiers, une faible capacité de rétention en eau ou une moindre fertilité associée à de plus ou moins fortes teneurs en polluants métalliques et/ou organiques ¹⁻³. Toutefois, des points de vue récents soulignent également leur capacité à fournir des fonctions et des services importants comme le support de la végétation, la purification de l'eau, le rôle de réserve de biodiversité ou encore le stockage de carbone ⁴.

La phytoremédiation rassemble diverses techniques de dépollution s'appuyant sur des solutions basées sur la nature pour limiter la migration des éléments en trace (ET) métalliques et métalloïdes au sein d'un écosystème, parmi lesquelles, la phytoextraction. Dans une filière intégrée, l'agromine consiste en la mise en œuvre de

cultures de phytoextraction d'éléments d'intérêt industriel contenus dans une gamme large de ressources secondaires (sols, effluents, sédiments, sous-produits industriels) et leur récupération par les voies de la métallurgie ⁵. Cette récupération est assurée par des procédés écoresponsables qui permettent la fabrication de composés de haute pureté ⁶. Les plantes utilisées doivent répondre à deux principaux critères : produire une biomasse suffisante et accumuler des concentrations élevées en ET ⁷. Afin d'améliorer les rendements, diverses approches sont actuellement à l'étude parmi lesquelles la co-culture de par son rôle dans la protection contre les ravageurs, l'augmentation de la biomasse, et la réduction significative de la contamination métallique du sol ^{8,9}. En outre la co-culture s'inscrit dans les pratiques agroécologiques, et a déjà montré des effets positifs sur le maintien de la biodiversité globale ¹⁰ tout en permettant une amélioration des rendements des cultures ^{11,12}.

Le projet SOLAMET cible des éléments de plus faible intérêt économique mais préoccupants en raison de leur impact environnemental, comme le Zn, le Pb et le Cd. Les objectifs du projet se déclinent en quatre items distincts : (1) élaborer un démonstrateur d'agromine de métaux à partir de sols polycontaminés ; (2) concilier l'économie circulaire avec la préservation de la biodiversité des friches industrielles ; (3) apporter de nouvelles connaissances scientifiques sur les friches industrielles et le comportement de plantes

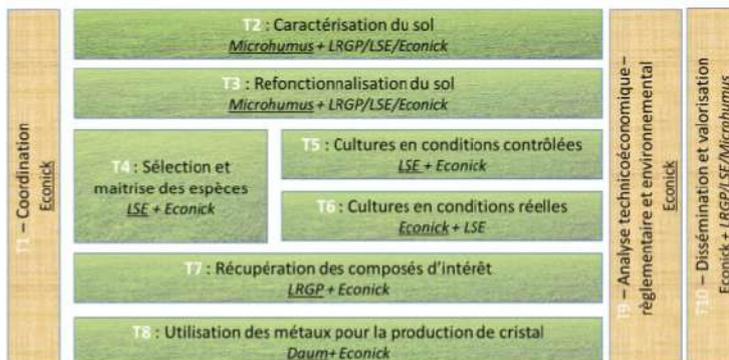


Figure 1 : Logigramme du projet SOLAMET

hyperaccumulatrices de Pb, de Zn et de Cd associées en co-culture ; (4) développer des outils pour la phytoremédiation des sols co-contaminés en ET en respectant une démarche agro-écologique. Pour répondre à ces objectifs, le projet a été mené suivant le logigramme présenté en Figure 1.

Matériels et méthodes

Le site étudié a été utilisé comme décharge pour les déchets de l'industrie du verre (fragments de verre, matériaux réfractaires et résidus de combustion du coke) sur une épaisseur de 10 m. Jusqu'à sa fermeture en 1990, il a reçu du Pb_3O_4 , des déchets acides, des boues de neutralisation riches en Pb et des cristaux. Au cours des trente dernières années, le site a vu se développer un écosystème bien végétalisé. Aujourd'hui, cette petite colline artificielle est recouverte d'une couverture herbacée de 1200 m² à son sommet (environ 60 m de long et 20 m de large), entourée de pentes boisées.

Diagnostic agro-environnemental du site

Le site a été découpé suivant une grille de 35 quadras de 25 m² au sein desquelles un composite de l'horizon de surface du sol (0-10 cm) a été prélevé pour les analyses agronomiques (pH eau, conductivité électrique, capacité d'échange cationique et cations échangeables et phosphore assimilable) ainsi que des teneurs pseudo-totales (extractibles à l'eau régale) et potentiellement disponibles (extractibles au DTPA) suivant des méthodes normalisées. Des analyses par diffraction X et par spectrométrie infra-rouge en réflexion diffuse ont été réalisées sur les fractions fines pour identifier les phases porteuses de métaux. Concernant le diagnostic écologique, plusieurs inventaires ont été réalisés en juillet 2019 sur la strate herbacée, située au sommet de la colline. L'identification des taxons végétaux a été réalisée jusqu'au niveau de l'espèce. Un inventaire des communautés d'orthoptères et de lépidoptères diurnes a été réalisé pendant deux jours en juillet et août 2019. Afin d'évaluer l'impact des trois années successives d'agromine sur le site, un second diagnostic agro-environnemental a été réalisé en fin de projet dans des conditions similaires.

Conception des parcelles d'agromine

Un apport unique d'une couche de surface de 7 cm d'un amendement organique de production locale a été réalisé en octobre 2020 sur une surface de 350 m², soit environ 35 t/ha. Les essais de co-culture ont été mis en place huit mois après. Un système d'arrosage par aspersion a été installé sur la zone cultivée. Un premier démonstrateur d'agromine s'est étendu sur 225 m² (Figure 2). Une première association a été établie entre deux plantes hyperaccumulatrices de Cd et de Zn : *N. caerulescens* population Ganges 13 et *S. plumbizincicola* 14. Une légumineuse, *A. vulneraria*, a été intégrée à cette co-culture d'hyperaccumulateurs afin de recréer un microclimat plus frais et humide face aux sécheresses estivales dont peut souffrir *N. caerulescens* et de participer à l'enrichissement du sol en azote, au bénéfice des plantes hyperaccumulatrices installées en co-culture avec elle. Le sol a été recouvert par une toile de paillage biodégradable afin de limiter le développement d'adventices et d'assurer une meilleure gestion du parcellaire. Deux densités de *N. caerulescens* ont été testées avec respectivement un et deux rangs de 10 plants par mètre linéaire avec un espacement de 10 cm de largeur. La culture a été menée sur deux années successives. Un deuxième parcellaire de 45 m² (3 parcelles de 15 m²) a été conçu dans le but d'étudier l'effet de la densité de l'association de *N. caerulescens* (N) et *S. plumbizincicola* (S) sur le rendement de phytoextraction avec trois densités testées : (D1) 11 plants N/m² et 13 plants S/m², (D2) 21 plants N/m² et 11 plants S/m², et (D3) 32 plants N/m² et 8 plants S/m². Ce parcellaire a été répliqué sur un sol agricole (noté sol B) à pH neutre ($7,1 \pm 0,2$) et présentant une teneur plus faible en Zn pseudo-total (87 ± 17 mg/kg) et extractible au DTPA (15 ± 4 mg/kg). La deuxième année, une nouvelle association a été testée : *N. caerulescens* avec *Pelargonium capitatum* var. Attar of Roses pour son aptitude à accumuler le Pb 15,16.



Figure 2 : Illustration du parcellaire d'agromine en septembre 2021

Résultats et discussion

Potential du crassier pour la phytoextraction du Pb, du Zn et du Cd en contexte d'agromine

Le sol du crassier est particulièrement complexe avec des phases porteuses des métaux difficiles à identifier. L'optimisation du système de culture a nécessité beaucoup de main d'œuvre et une irrigation rendue difficile par manque d'accès à une source d'eau. Par ailleurs, les fortes teneurs en éléments grossiers (70-80 %) ont rendu le travail du sol impossible, ne permettant pas une implantation directe des cultures de plantes hyperaccumulatrices, ce qui a conduit à l'apport en surface d'une couche de compost de 7 cm. Enfin, le développement dense de la végétation spontanée a nécessité le décapage d'une couche de terre sur 10 cm. Ces caractéristiques peuvent être des facteurs limitants pour le développement de l'agromine. Par ailleurs, l'ensemble de ces pratiques ont également eu des impacts négatifs tels qu'une surfertilisation azotée pouvant conduire à l'émission de gaz à effet de serre, une perte de biodiversité, une augmentation des teneurs totales en Cu et en Zn et une plus forte complexation de Pb et Zn dans le sol. Les rendements en biomasse obtenus étaient tout à fait corrects (entre 1,1 et 1,6 t ha⁻¹) avec toutefois de faibles rendements d'extraction des métaux (5 à 50 g Cd ha⁻¹ et 2,1 kg Zn ha⁻¹ extraits au maximum). Les résultats des essais effectués avec *P. capitatum* cultivar Attar of Roses en conditions réelles sur le crassier ne révèlent aucune capacité de phytoextraction du Pb (4,2 mg kg⁻¹ dans les parties aériennes), et cela en dépit d'une biodisponibilité potentielle élevée. Ces résultats contrastent fortement avec les quelques données

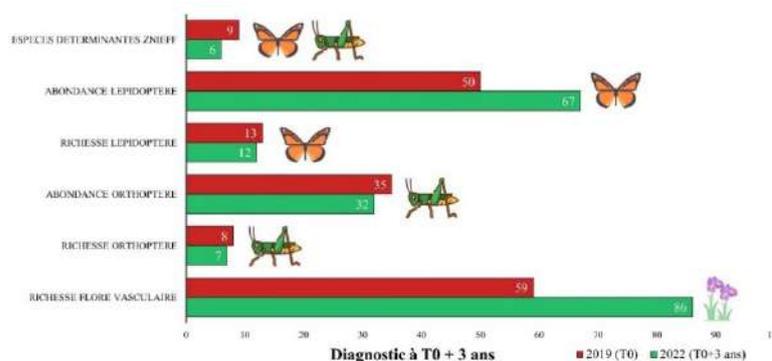


Figure 3 : Evolution de l'abondance et de la richesse spécifique de la flore vasculaire et de l'entomofaune de la strate herbacée après trois années de phytomanagement, à l'échelle du site.

de la littérature sur cette espèce qui indiquaient des teneurs pouvant dépasser 1000 mg kg⁻¹ sur des sites contaminés analogues. Les travaux dédiés à la récupération des métaux d'intérêt ont dû être réalisés sur des lots de biomasses en provenance d'autres sites faute de rendements en Zn suffisants sur le site d'étude. Il a toutefois pu être démontré que l'extraction du Zn à partir de plantes hyperaccumulatrices est techniquement réalisable avec un rendement supérieur à 60 % sur l'ensemble du procédé.

Diagnostiques environnementaux

Le diagnostic environnemental initial¹⁷ montre que l'horizon de surface présente une forte contamination par le Pb (1800-3100 mg kg⁻¹) et le Cd (1,4-28,7 mg kg⁻¹) avec une fraction potentiellement biodisponible élevée (800-1300 mg Pb kg⁻¹ et 0,4-3,4 mg Cd kg⁻¹). Toutefois, les concentrations en ET échangeables étaient toutes inférieures aux limites de quantification analytique. En outre, le site était caractérisé par une fertilité moyenne du sol. La biodiversité sur le site s'est avérée substantiellement plus élevée que celle attendue, avec des assemblages d'orthoptères similaires à ceux des prairies et une diversité diurne de lépidoptères comparable à celle des parcs urbains. Nous avons également constaté une influence positive de la richesse végétale sur la structure de la communauté diurne de lépidoptères. D'après ces résultats, la contamination en ET ne semble pas être un facteur limitant primaire pour l'établissement de ces communautés.

Après trois années de phytomanagement, l'impact global sur la biodiversité du crassier, telle que mesurée, demeure relativement faible (Figure 3). Les principaux effets négatifs concernent la réduction du nombre d'espèces déterminantes pour les Zones Naturelles d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF), ainsi que la légère diminution des indices de biodiversité des lépidoptères diurnes et des orthoptères. Les pratiques adoptées ont engendré une amélioration significative de la richesse spécifique de la flore vasculaire et de l'abondance des lépidoptères diurnes. Entre 2019 et 2022, les autres bio-indicateurs restent stables. Les concentrations en Cd pseudo-totales et potentiellement disponibles mesurées en 2022 sur le grand parcellaire sont en moyenne cinq fois inférieures à celles de 2019. Le décapage du sol avant culture et l'apport d'une couche épaisse de compost explique en partie cette baisse qui reste majoritairement due à l'efficacité de la phytoextraction du Cd par *N. caerulescens*. En revanche, les apports massifs de compost ont augmenté les quantités de Cu et de Zn tant pseudo-totales que potentiellement biodisponibles.

Potentiel de la co-culture entre *N. caerulescens* et *S. plumbizincicola*

Des réponses contrastées des systèmes de co-culture ont été observées entre les deux sols (Figure 4). Dans le sol du crassier (A), la phytoextraction du Zn a été plus efficace à la densité D1 (+33 %), principalement grâce à une augmentation significative de la biomasse de *S. plumbizincicola*, alors que les concentrations de Zn dans les parties aériennes ne différaient que très légèrement entre les espèces

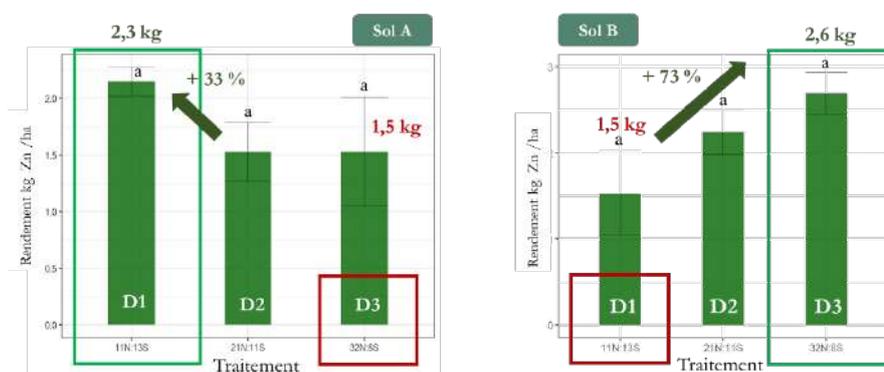


Figure 4 : Rendements de phytoextraction du Zn (kg/ha) à différentes densités de co-culture (D1, D2, D3) entre *N. caerulescens* (N) et *S. plumbizincicola* (S). Sol A : sol de crassier, sol B : sol agricole

et les densités testées. Avec des ressources en Zn plus limitantes dans le sol agricole (B), la phytoextraction du Zn était considérablement plus élevée à D3 qu'à D1 (+73 %), principalement en raison d'une augmentation significative de la biomasse de *N. caerulescens* avec la densité. Cet effet s'est également accompagné d'une diminution significative (-50 %) de l'accumulation de Zn par *S. plumbizincicola* par rapport à *N. caerulescens*, qui a maintenu le même niveau de performance entre les deux sols. Les systèmes de co-culture ont produit jusqu'à 1,6 t/ha et 2,4 t/ha sur les sols A et B, respectivement. De manière inattendue, *S. plumbizincicola* n'a pas accumulé de Cd (< 4 mg/kg) dans ces deux contextes édaphiques, contrairement à *N. caerulescens* qui a été capable de l'(hyper)accumuler *in situ* (> 100 mg/kg).

Conclusions et perspectives

Une approche multidimensionnelle est nécessaire pour concevoir et réaliser un projet d'agromine. Une analyse approfondie du site est impérative afin de définir ses limites et ses contraintes spécifiques et concilier son potentiel agro-environnemental (nature des sols et biodiversité des écosystèmes) avec les objectifs de phytoremédiation (et de la phytoextraction spécifiquement). Dans le cadre des SUITMAs, un compromis est nécessaire dans l'optimisation des fertilités physiques et chimiques des sols polycontaminés. La prise en compte de la fertilité physique du sol couplée à la surface du chantier permet de déterminer les techniques à employer que ce soit *via* la mécanisation ou le travail manuel. La biodiversité initialement présente sur le site est également un élément crucial à considérer. En sols pauvres, des systèmes de co-cultures intégrant des hyperaccumulateurs et des légumineuses sont à privilégier pour abattre les concentrations en ET, diminuer la toxicité du sol et favoriser la réimplantation de la végétation spontanée, de la faune et de la microflore du sol. Sur les sites présentant une biodiversité initiale élevée, il convient de minimiser l'impact des interventions pour atteindre au minimum une perte nulle de biodiversité, voire une amélioration. Enfin, il est nécessaire d'adapter les choix des espèces végétales (plantes pérennes, rustiques, indigènes...), le système de recouvrement du sol, et l'irrigation en fonction du climat, en anticipant les fortes chaleurs ou les températures négatives (mise en place d'un voile d'hivernage).

Malgré tous les moyens mis en œuvre pour l'optimisation agronomique de la phytoextraction sur le crassier, les rendements d'extraction du Zn et du Cd sont restés faibles. Le potentiel de phytoextraction du Pb, du Zn et du Cd apparaît comme limité sur des SUITMAs analogues au crassier industriel étudié dans le cadre du projet SOLAMET. D'autres voies de valorisation seraient à privilégier comme la libre évolution en atténuation naturelle, qui permet de limiter l'impact des pratiques anthropiques sur la biodiversité¹⁷, la phytostabilisation pour limiter l'envol de poussières riches en ET, l'implantation d'espèces ligneuses en agroforesterie, ou l'installation de panneaux photovoltaïques. Finalement le potentiel de phytoextraction ou d'agromine du Pb, du Zn et du Cd semble plus élevé sur d'autres anthroposols contaminés tels que des jardins ou des sols agricoles, ou même sur d'autres friches urbaines ou industrielles présentant moins de freins au niveau de leur fertilité physico-chimique et moins de contraintes pratiques (irrigation, taux de recolonisation par la végétation spontanée élevée, déplacements).

Références

1. Hostyn, G., Schwartz, C., Côme, J.-M. & Ouvrard, S. Assessment for combined phytoremediation and biomass production on a moderately contaminated soil. *Environ Sci Pollut Res* **29**, 59736–59750 (2022).
2. Joimel, S. *et al.* Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality. *Sci Total Environ* **584–585**, 614–621 (2017).
3. Vincent, Q., Auclerc, A., Beguiristain, T. & Leyval, C. Assessment of derelict soil quality: Abiotic, biotic and functional approaches. *Sci Total Environ* **613–614**, 990–1002 (2018).
4. Morel, J. L., Chenu, C. & Lorenz, K. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *J Soils Sediments* **15**, 1659–1666 (2015).
5. *Agromining: Farming for Metals. Extracting Unconventional Resources Using Plants. Second Edition.* (Springer Berlin Heidelberg, Cham, 2021).
6. Simonnot, M. O., Vaughan, J. & Laubie, B. Processing of bio-ore to products. in *Agromining: Farming for Metals* (eds. Van der Ent, A., Echevarria, G., Baker, A. & Morel, J. L.) 39–52 (Cham, 2018).
7. Kidd, P. *et al.* Agronomic Practices for Improving Gentle Remediation of Trace Element-Contaminated Soils. *Int J Phytorem* **17**, 1005–1037 (2015).
8. Whiting, S. N., Leake, J. R., McGrath, S. P. & Baker, A. J. M. Hyperaccumulation of Zn by *Thlaspi caerulescens* Can Ameliorate Zn Toxicity in the Rhizosphere of Cocropped *Thlaspi arvense*. *Environ Sci Technol* **35**, 3237–3241 (2001).
9. Fuksova, Z., Szakova, J. & Tlustos, P. Effects of co-cropping on bioaccumulation of trace elements in *Thlaspi caerulescens* and *Salix dasyclados*. *Plant Soil Environ* **55**, 461–467 (2009).
10. Dainese, M. *et al.* A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Sci Adv* **5**:eaax0121, 1–13 (2019).
11. Saad, R. F. *et al.* Crop rotation associating a legume and the nickel hyperaccumulator *Alyssum murale* improves the structure and biofunctioning of an ultramafic soil. *Ecol Res* (2018) doi:10.1007/s11284-017-1526-4.

- 12.Saad, R. F., Echevarria, G., Rodríguez-Garrido, B., Kidd, P. & Benizri, E. A two-year field study of nickel-agromining using *Odontarrhena chalcidica* co-cropped with a legume on an ultramafic soil: temporal variation in plant biomass, nickel yields and taxonomic and bacterial functional diversity. *Plant Soil* **461**, 471–488 (2021).
- 13.Gonneau, C., Genevois, N., Frérot, H., Sirguy, C. & Sterckeman, T. Variation of trace metal accumulation, major nutrient uptake and growth parameters and their correlations in 22 populations of *Noccaea caerulea*. *Plant Soil* **384**, 271–287 (2014).
- 14.Zhou, T. *et al.* Repeated phytoextraction of metal contaminated calcareous soil by hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola*. *Int J Phytorem* **20**, 1243–1249 (2018).
- 15.Arshad, M. *et al.* A field study of lead phytoextraction by various scented *Pelargonium* cultivars. *Chemosphere* **71**, 2187–2192 (2008).
- 16.Arshad, M. *et al.* Phytoavailability of lead altered by two *Pelargonium* cultivars grown on contrasting lead-spiked soils. *J Soils Sediments* **16**, 581–591 (2016).
- 17.Jacquet, J., Benizri, E., Echevarria, G. & Sirguy, C. New insights on glass industry wasteland ecosystems. *Environ Pollut* **315**, 120431 (2022).

Remerciements

Ces travaux ont été soutenus par la convention ADEME N°1972C0020 et la convention ANRT Cifre N°2019/1926. Ils sont inclus dans le programme scientifique du Consortium de recherche GISFI dédié à la connaissance et au développement des technologies de requalification des territoires dégradés (<http://www.gisfi.univ-lorraine.fr>).

Agromine et systèmes photovoltaïques sur friche industrielle

Quel dispositif optimal pour le couplage plantes hyperaccumulatrices et systèmes photovoltaïques ?

Julien ANCOUSTURE^{1,2}, Pierre LEGLIZE¹, Ya Brigitte ASSOA^{2*}, Emile BENIZRI^{1*}

¹ : Université de Lorraine, INRAE, Laboratoire Sols et Environnement, 54000 Nancy, France

² : Univ. Grenoble Alpes, CEA, Liten, Campus Ines, 73375 Le Bourget du Lac

* contact : ya-brigitte.assoa@cea.fr, emile.benizri@univ-lorraine.fr

Résumé

Les sols de friches industrielles peuvent présenter une contamination en Eléments Traces Métalliques qui limite les services écosystémiques rendus par ces surfaces. Ces zones peuvent être réhabilitées par la mise en place de l'agromine. Cependant, ce processus est trop lent pour être rentable sur le court terme. L'installation de modules photovoltaïques (PV) pourrait améliorer la rentabilité durant la période de bioremédiation. Ainsi, le projet Voltagromine a pour objectif de déterminer le compromis optimal entre la production d'électricité et le développement de plantes hyperaccumulatrices. Pour cela, un premier dispositif expérimental a été mis en place sur un site pilote afin d'évaluer les interactions entre ces deux formes de production pendant environ quatre mois. Ce site pilote comprenait des modules PV monocristallins opaques et bifaciaux semi-transparents sous lesquels des bacs de culture d'une plante hyperaccumulatrice, *Noccaea caerulea* (*Nc*), étaient disposés en plus de bacs de référence exposés au soleil. Divers paramètres ont été mesurés, tels que la surface de recouvrement, la biomasse végétale sèche de *Nc* et les températures des modules PV. Concernant les couverts de *Nc*, les plantes à l'ombre d'un module PV étaient jusqu'à 5,5 fois plus développées que celles sans ombrage. De plus, les couverts de *Nc* semblaient augmenter le ratio de performance des modules PV de 18%. Des analyses agronomiques et microbiologiques sont en cours afin d'étudier l'impact du couplage sur la qualité des sols.

Introduction

Dans un contexte de dérèglement climatique mondial, l'Union Européenne s'est engagée à atteindre une neutralité carbone d'ici 2050 [1]. Pour cela, l'utilisation d'énergies fossiles doit être réduite au profit des énergies renouvelables. Pour réaliser cette transition énergétique, le développement du photovoltaïque (PV) est prometteur. En France, le PV représente une faible part du mix énergétique annuel estimée à environ 3 %, avec une capacité de production d'environ 15 GW [2, 3]. En conséquence, le ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires avait fixé un objectif de capacité de production totale de 100 GW pour 2050 [4]. Cependant, la production optimale d'énergie électrique par des systèmes PV nécessite la plupart du temps une grande surface. Plusieurs opportunités pour intégrer le PV existent (*e.g.*, les bâtiments, les véhicules), mais seules les installations au sol seraient en mesure de répondre pleinement à cet objectif. Néanmoins, la surface de sol disponible par pays est limitée. Ces dernières années, l'agrivoltaïsme, qui vise à définir un couplage et un compromis entre l'agriculture et la production d'énergie PV, s'est développé et représente une opportunité pour augmenter la capacité de production d'électricité PV [5]. Ce procédé permet d'optimiser l'espace situé sous les modules PV, souvent inutilisé. Cependant, la mise en place de systèmes PV peut potentiellement artificialiser les sols et influencer le rendement des activités agricoles [6, 7]. De plus, le

gouvernement français a fixé un objectif de « Zéro Artificialisation Nette » des espaces Naturels, Agricoles et Forestiers dans le cadre du Plan Biodiversité [8].

Ainsi, une autre opportunité pour développer le PV est de réaliser la production d'énergie sur des sols délaissés, tels que les friches industrielles. En France, la surface de ces sites est de plus de 150 000 ha [9]. Ces zones représentent un potentiel élevé de surfaces disponibles et valorisables. Cependant, les friches industrielles sont des surfaces marquées par d'anciennes activités anthropiques, souvent contaminées par des Eléments en Traces Métalliques (ETMs) et fournissant potentiellement peu de services écosystémiques (*e.g.*, contrôle de l'érosion, stockage du carbone) [10, 11, 12]. Ainsi, ces sites peuvent être réhabilités à l'aide de techniques physico-chimiques ou par l'excavation des sols contaminés [13]. Cependant, ces méthodes sont coûteuses et peu respectueuses de l'environnement, contrairement à la filière de l'agromine, qui couple la phytoextraction des ETMs par des plantes hyperaccumulatrices à un procédé métallurgique spécifique adapté aux bio-minerais récoltés [14, 15].

L'agromine répond aux défis de la gestion de la pollution des friches industrielles, mais ce processus est lent et peu rentable à court terme. Dans le cas de l'agromine d'une friche industrielle, une approche dite écovoltaïque, consistant à valoriser des surfaces actuellement inutilisées sous les modules PV de centrales solaires, pourrait être mise en œuvre [16]. Ainsi, le système PV végétalisé global couplant la production d'électricité PV et l'agromine, appelé Voltagromine, permettrait la génération de revenus grâce à la production d'électricité PV pendant la mise en œuvre du procédé d'agromine.

A long terme, Voltagromine permettrait également de générer des revenus grâce à la valorisation de métaux stratégiques biosourcés, tout en réhabilitant les friches industrielles grâce à l'amélioration du bouquet de services écosystémiques rendus par ces surfaces. L'approche globale de Voltagromine est originale et inexplorée. Cependant, le meilleur compromis entre la production d'électricité PV, le développement de plantes hyperaccumulatrices et la phytoremédiation des sols doit être déterminé. Dans ce cadre, un dispositif expérimental pilote a été mis en place depuis 2023, pour étudier le développement d'une plante hyperaccumulatrice, *Noccaea caerulea* (*Nc*), sous des modules PV. Sur ce site, l'impact *in situ* des modules PV sur le développement de *Nc* et l'impact du couvert végétal de *Nc* sur la production d'énergie PV est en cours d'évaluation. En parallèle, un modèle numérique thermique et électrique, est en cours de développement. Il permettra de prédire le rendement électrique des modules PV et l'influence du couvert végétal sur la production d'énergie PV. En effet, la présence du couvert végétal pourrait réduire la température du module PV, qui est un paramètre clef de sa performance électrique.

Ce travail présente les résultats majeurs obtenus sur le site pilote concernant l'effet de modules PV sur le développement de plantes hyperaccumulatrices et l'effet du couvert végétal de *Nc* sur la performance des modules PV.

Matériel et méthodes

Le dispositif expérimental pilote a été mis en place sur le site du CEA à Le Bourget du Lac (Savoie, France), pour une durée de 4 mois (du 13 juillet 2023 au 7 novembre 2023) afin d'évaluer l'effet des modules PV sur la croissance du couvert végétal de *Nc* et réciproquement l'effet du couvert végétal sur leurs performances électriques. Ce site pilote comprenait des modules PV opaques en silicium monocristallin (Solarworld et Panasonic), ainsi que des modules PV semi-transparents bifaciaux en silicium monocristallin (Jolywood), orientés vers le sud et inclinés à 30°. Sur ce site pilote, 21 bacs de culture de 1 m² contenant chacun de la terre végétale et 49 plants de *Nc* ont été placés. Sous chaque type des modules PV, 6 bacs de culture ont été installés, respectivement dénommés OP1 et OP2 pour les modules PV opaques Solarworld et Panasonic, et ST pour les modules PV semi-transparents Jolywood. Trois bacs de culture sur les 6 étaient constamment à l'ombre des modules PV (OP1.Sh, OP2.Sh et ST.Sh), tandis que les 3 autres étaient exposés à la fois au soleil et à l'ombre des modules PV au cours de la journée (OP1.Su, OP2.Su et ST.Su). En outre, 3 bacs de culture, sans aucune influence de l'ombre des modules PV, ont été positionnés sur le site et étaient nommés bacs C.

A partir de l'instrumentation installée sur le site, diverses mesures thermiques, aérauliques, électriques et météorologiques ont été réalisées. Les températures des modules PV ont été obtenues à l'aide de thermocouples de type T (JUMO) fixés sous une cellule PV au centre de la face arrière de chaque module PV. Ces mesures ont permis le calcul du ratio de performance (P_r) des modules PV sans couvert végétal sous-jacents ($P_r.C$) et avec des couverts végétaux sous-jacents ($P_r.OP$) selon l'équation de Kahlid *et al.* [17].

Au niveau du sol des bacs de culture, diverses mesures ont été réalisées incluant la mesure des éléments majeurs et mineurs totaux, la mesure du carbone (C) et de l'azote (N) total, ainsi que du C organique, la mesure des éléments majeurs et mineurs biodisponibles, la mesure du pH, la mesure de la biomasse microbienne (carbonée et azotée), la mesure d'activités enzymatiques microbiennes (arylsulfatase, β -glucosidase, uréase et phosphatase alcaline), ainsi qu'une caractérisation de la diversité bactérienne des sols.

Au niveau des couverts végétaux de *Nc*, diverses mesures ont été réalisées incluant la biomasse sèche, la surface de recouvrement des bacs, les éléments majeurs et mineurs totaux, la mesure du C et de l'N, des pigments photosynthétiques (chlorophylles, anthocyanes et flavonoïdes). Concernant la biomasse sèche de *Nc*, elle a été mesurée après récolte (72 h à 40°C) et les surfaces de recouvrement de *Nc* ont été mesurées à l'aide de photographies prises dans le spectre des longueurs d'onde visibles et de la macro PHENOPSIS (LEPSE-INRAE, France) du logiciel ImageJ.

A partir de la mesure des éléments mineurs totaux de *Nc* et du sol, les facteurs de bioconcentration (BCF) de *Nc* ont été déterminés, pour le cadmium (Cd), le nickel (Ni) et le Zinc (Zn) (*i.e.*, les métaux potentiellement hyperaccumulés par *Nc*), avec le rapport entre la concentration en ETMs dans les parties aériennes de *Nc* à la récolte et la concentration en ETMs totaux du sol en début d'expérimentation [18]. Un BCF supérieur à 1 indique l'aptitude de la plante à stocker les ETM à des concentrations élevées dans ses parties aériennes à partir de teneurs initiales totales dans les sols plus faibles.

Pour chaque condition de culture OP1.Su, OP1.Sh, ST.Sh et C, un capteur mesurant le flux de photons photosynthétiques (Photosynthetic Photon Flux (PPF)) dans le spectre du rayonnement photosynthétiquement actif (Photosynthetically Active Radiation (PAR)) des couverts végétaux a été installé (Quantum PAR SQ321, Apogee). Ce capteur permet d'évaluer la quantité de photons reçus par le couvert selon les conditions d'ombrage dues aux PV. A partir du PPF mesuré, l'efficacité de photoconversion de l'ensoleillement en biomasse sèche, nommée Radiation Use Efficiency (RUE), a été déterminée sur la durée de l'expérimentation selon l'équation suivante :

$$RUE (\%) = \left(\frac{\frac{\beta_x}{Z_x} - \frac{\beta_C}{Z_C}}{\frac{\beta_C}{Z_C}} \right) * 100$$

où *x* correspond aux bacs de culture (*e.g.*, OP1.Su, OP2.Sh), *C* correspond aux bacs de culture sans l'ombrage des modules PV, β correspond à la biomasse sèche de *Nc* (en g), *Z* correspond au pourcentage de transmission du PPF. Dans cette équation, un indice supérieur à 1 correspond à une RUE supérieure au bac de culture C.

Dans cette étude, l'analyse statistique des données obtenues a été réalisée dans l'environnement RStudio (R v.4.0.3) [19]. La normalité des données a été vérifiée par le test de Shapiro-Wilk et l'homoscédasticité des variances par le test de Bartlett. Une fois ces conditions remplies, une analyse de la variance (ANOVA) a été réalisée en utilisant le test post hoc de Tukey et les différences étaient considérées comme significatives pour une valeur de $p \leq 0,05$.

Résultats et discussion

Les résultats majeurs, à savoir les surfaces de recouvrement et la RUE ainsi que le ratio de performance des modules PV selon leurs températures en face arrière, sont présentés dans la Figure 1 et 2. Les BCF de *Nc* sont représentés dans le Tableau 1. Concernant les surfaces de recouvrement de *Nc* après 116 jours de culture, la surface de recouvrement de C était significativement plus faible que celles de OP1.Su et OP2.Su (facteur de 2,8), et que celles de OP1.Sh, OP2.Sh et ST (facteur de 5,5) (Figure 1.A). En outre, les surfaces de recouvrement de OP1.Su (0,134 m²) et OP2.Su (0,135 m²), ainsi que celles de OP1.Sh (0,233 m²) et OP2.Sh (0,223 m²), avaient des valeurs proches. Concernant ST, les surfaces de recouvrement de ST.Su et ST.Sh étaient proches l'une de l'autre (respectivement, 0,234 et 0,222 m²). Ainsi, l'exposition à un ensoleillement direct implique un impact négatif sur le développement des plantes, tandis que les modules PV apparaissent avoir un effet favorable sur le développement des plantes, en réduisant l'exposition à l'ensoleillement direct.

Sur la durée de l'expérimentation, le pourcentage de transmission du PPF au niveau des couverts végétaux était de 100 % pour les bacs de culture C, 51 % pour les bacs de culture ST, 22 % pour les bacs OP1.Sh – OP2.Sh et 10 % pour les bacs OP1.Su – OP2.Su. Après 116 jours de culture, les couverts végétaux C avaient une biomasse sèche 2 à 3 fois inférieure à celle des autres conditions de culture (e.g., 9,3 g contre 18,7 g pour OP1.Su et 29,9 g pour ST.Su). Ces différences étaient significatives entre C et ST.Su. Les couverts végétaux ST.Su avaient la biomasse sèche la plus élevée (i.e., +25,9 % et +37,6 % par rapport à OP2.Sh et C) suivis par OP2.Sh, OP2.Su, ST.Sh, OP1.Sh, OP1.Su et C. D'après le PPF et la biomasse sèche, la RUE la plus élevée des couverts végétaux était celle de OP2.Sh, suivie de celle de OP1.Sh, OP2.Su, OP1.Su, ST.Su et ST.Sh (Figure 1.B). En effet, par rapport à l'ensoleillement reçu par les bacs de culture C, les couverts végétaux de *Nc* des bacs de culture OP2.Sh avaient converti 21 fois plus efficacement l'ensoleillement reçu en biomasse sèche. Pour les autres bacs de culture, l'efficacité de photoconversion des couverts végétaux était plus de 18 fois supérieure pour OP1.Sh, plus de 9 fois pour OP2.Su, 8 fois pour OP1.Su, 5 fois pour ST.Su et 3 fois pour ST.Sh en comparaison de C. La RUE était significativement plus élevée pour OP1.Sh et OP2.Sh, en comparaison à l'ensemble des autres conditions. Ainsi, les conditions de culture de *Nc* sous des modules PV étaient toujours plus efficaces pour convertir l'ensoleillement en biomasse sèche.

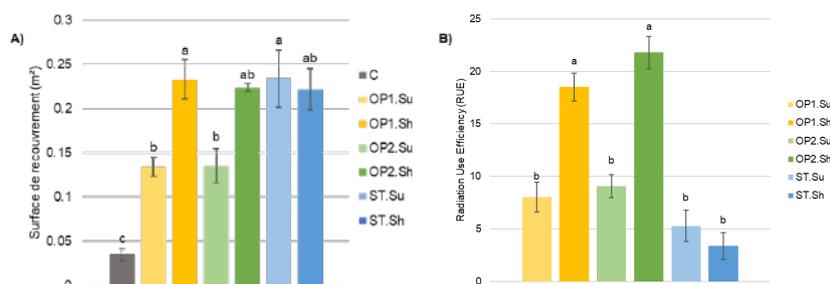


Figure 1 : Développement de *Nc* à T116 jours. A) Surface de recouvrement de *Nc*. B) RUE des couverts végétaux positionnés sous les modules PV en comparaison des couverts végétaux des bacs de culture C. La moyenne ($n=3$) et \pm l'erreur standard suivie de lettres différentes indiquent des différences significatives entre les conditions considérées à une valeur $p \leq 0,05$, évaluée par ANOVA avec test post hoc de Tukey

A la fin de l'expérimentation, les BCF de *Nc* concernant le Cd et le Zn étaient fortement supérieurs à 1 montrant que la capacité de *Nc* à accumuler ces éléments à partir du sol, n'a pas été affectée par la présence des modules PV (Tableau 1). Concernant le Ni, les BCF étaient tous inférieurs à 1 quel que soit la position des bacs. Globalement, les valeurs de BCF sont proches quel que soit les conditions de culture. La seule différence observée concerne les BCF du cadmium pour OP1.Sh et OP1.Su avec une valeur significativement plus importante pour OP1.Sh. Ceci montre que malgré les différences observées au niveau du développement et de l'état physiologique de *Nc*, sa capacité à accumuler les métaux n'a pas été modifiée. Cependant, en raison du meilleur développement des couverts végétaux à l'ombre ainsi que sous les modules PV semi-transparents, ceux-ci avaient accumulés jusqu'à 5,5 fois plus de Cd et Zn en comparaisons des couverts végétaux C.

Tableau 1 : Facteur de bioconcentration de *Nc* à T116 jours. La moyenne ($n=3$) et \pm l'erreur standard suivie de lettres différentes indiquent des différences significatives entre les conditions considérées à une valeur $p \leq 0,05$, évaluée par ANOVA avec test post hoc de Tukey

Condition de culture	Cd	Ni	Zn
C	48.05 \pm 7.91 ab	0.64 \pm 0.08 a	43.18 \pm 5.23 a
OP1.Sh	67.34 \pm 7.73 a	0.67 \pm 0.1 a	59.39 \pm 9.18 a
OP1.Su	35.81 \pm 7.68 b	0.46 \pm 0.05 a	42.27 \pm 9.94 a
OP2.Sh	50.3 \pm 1.59 ab	0.43 \pm 0.03 a	38.03 \pm 0.65 a
OP2.Su	53.01 \pm 2.4 ab	0.58 \pm 0.02 a	49.58 \pm 5.79 a
ST.Sh	54.2 \pm 5.91 ab	0.58 \pm 0 a	63.12 \pm 6.65 a
ST.Su	53.77 \pm 4.5 ab	0.66 \pm 0.05 a	63.76 \pm 5.65 a

Dans le cadre du traitement des données de température des modules PV, la Figure 2 présente les résultats obtenus pour les Pr de Pr.C et de Pr.OP. Sur le mois d'octobre, les Pr de Pr.C et de Pr.OP diminuaient avec l'augmentation de la température en face arrière des modules PV. En outre, la moyenne journalière du Pr de Pr.C était de 0,35 et celle de Pr.OP était de 0,42. Ainsi, la présence d'un couvert végétal sous-jacent aux modules PV a augmenté le ratio de performance des modules PV et une amélioration de 18% a été mesurée dans cette étude.

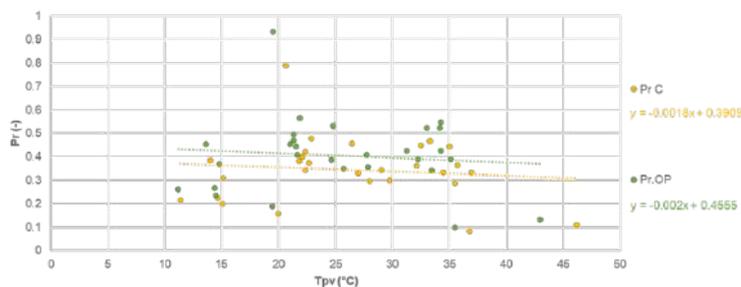


Figure 2 : Ratio de performance des modules PV sur le mois d'octobre selon la température en face arrière des modules PV. Pr.C correspond au module PV sans couvert végétal sous-jacents et Pr.OP correspond au modules PV avec couvert végétal sous-jacents

Conclusions et perspectives

Ces résultats montrent que la culture de *Nc* a été affectée par un ensoleillement direct, alors que la culture sous les modules PV a un effet protecteur sur le développement des couverts végétaux. Parmi les différents systèmes PV, les modules PV bifaciaux semi-transparents fournissent la réduction d'ensoleillement la plus efficace à l'exposition directe au soleil, entraînant une augmentation de la biomasse végétale. Cependant, malgré la quantité la plus faible d'ensoleillement, les couverts végétaux positionnés sous les modules PV opaques ont été les plus efficaces pour convertir l'ensoleillement en biomasse. Pour chaque type de modules PV, l'emplacement ombragé est le plus propice au développement de *Nc*. De plus, la présence de couverts végétaux semble réduire la température en face arrière des modules PV et améliorer de 18% leur ratio de performance. Une première analyse des concentrations en ETMs de *Nc* et du sol montre que les BCF sont globalement similaires quel que soit le positionnement des couverts végétaux par rapport aux modules PV.

En perspectives, l'analyse de différents paramètres mesurés, tels que la teneur en carbone et en azote des sols, ainsi que la diversité bactérienne tellurique permettront de cerner un potentiel effet du couplage entre la production d'électricité PV et l'agromine sur l'amélioration de la qualité physico-chimique et biologique des sols.

Références

- [1] Kuhn, T.E., Erban, C., Heinrich, M., Eisenlohr, J., Ensslen, F., Neuhaus, D.H., 2021. Review of technological design options for building integrated photovoltaics (BIPV). *Energy Build.* 231, 110381. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2020.110381>
- [2] Gestionnaire du réseau de transport. (2021). Production totale. https://bilan-electrique-2021.rte-france.com/production_totale/
- [3] International Renewable Energy Agency. (2022). Renewable Capacity Statistics 2022. <https://www.irena.org/publications/2022/Apr/Renewable-Capacity-Statistics-2022>
- [4] Vie publique. (2022). Déclaration de M. Emmanuel Macron, Président de la République, sur la politique de l'énergie, à Belfort le 10 février 2022. <https://www.vie-publique.fr/discours/283773-emmanuel-macron-10022022-politique-de-lenergie>
- [5] Mamun, M.A.A., Dargusch, P., Wadley, D., Zulkarnain, N.A., Aziz, A.A., 2022. A review of research on agrivoltaic systems. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 161, 112351. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112351>
- [6] Weselek, A., Bauerle, A., Hartung, J., Zikeli, S., Lewandowski, I., Högy, P., 2021. Agrivoltaic system impacts on microclimate and yield of different crops within an organic crop rotation in a temperate climate. *Agron. Sustain. Dev.* 41. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00714-y>
- [7] Fu, J., Li, C.-H., Zhao, J.-R., Ma, L., Liu, T.-X., 2009. Shade-tolerance indices of maize: Selection and evaluation. *Chin. J. Appl. Ecol.* 20, 2705–2709.

- [8] Portail de l'artificialisation des sols. (2023). Parution des données de consommation d'espaces 2009-2022. <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/parution-des-donnees-consommation-despaces-2009-2022>
- [9] Cerema. (2023). Cartofriches : plus de 8300 sites en friches répertoriés et caractérisés, l'API données foncières du Cerema en accès libre. <https://www.cerema.fr/fr/actualites/cartofriches-plus-8300-sites-friches-repertories>
- [10] Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., 2014. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *J. Soils Sediments* 15, 1659–1666. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- [11] Salemaa, M., Vanha-Majamaa, I., Derome, J., 2001. Understorey vegetation along a heavy-metal pollution gradient in SW Finland. *Environ. Pollut.* 112, 339–350. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00150-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00150-0)
- [12] Salisbury, A., Gallagher, F.J., Parag, H.A., Meneses-Florián, L., Holzapfel, C., 2021. Plant diversity increases in an urban wildland after four decades of unaided vegetation development in a post-industrial site. *Urban Ecosyst.* 24, 95–111. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01018-x>
- [13] Liu, L., Li, W., Song, W., Guo, M., 2018. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Sci. Total Environ.* 633, 206–219. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>
- [14] Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- [15] Morel, J.-L., 2013. Using plants to “micro-mine” metals. In: <http://www.inra.fr/en/Scientists-Students/Biomass/All-the-news/Using-plants-to-micro-mine-metals>
- [16] Grison, C., Cases, L., Le Moigne M., Hossaert-McKey M., 2021. Photovoltaïsme, agriculture et écologie : de l'agrivoltaïsme à l'écovoltaïsme, Collection écologie-environnement. ISTE editions Ltd, London SW19 4EU, UK, 172 pages.
- [17] Khalid, A.M., Mitra, I., Warmuth, W., Schacht, V., 2016. Performance ratio—Crucial parameter for grid connected PV plants. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 65, 1139–1158. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.07.066>
- [18] Van der Ent, A., Baker, A.J.M., Reeves, R.D., Pollard, A.J., Schat, H., 2013. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. *Plant Soil* 362, 319–334. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1287-3>
- [19] RStudio Team, 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>.

Remerciements

Ce travail a été partiellement financé par l'appel à projets 2022 « Compétences recherche de la Région Grand-Est ». Ce travail réalisé dans le cadre de l'INES.2S a été partiellement soutenu par l'Etat français dans le cadre du programme des Investissements d'Avenir (ANR-10-IEED-0014-01).

Intégration « délicate » des enjeux de biodiversité dans le cadre des travaux de mise en sécurité d'une ancienne décharge de laitiers

Thomas PERRIER¹, Joris ROSSAT¹, Olivier SIBOURG²

¹ RAMBOLL FRANCE, 155 rue Louis de Broglie 13100 Aix-en-Provence,

²RAMBOLL FRANCE, 2 rue Maurice Moissonier- 69120 Vaulx-en-Velin,

Auteur : tperrier@ramboll.com

Contact : osibourg@ramboll.com

Communication orale : Thème 5 : Approches environnementales des solutions de gestion des sols pollués

Résumé

La présentation proposée porte sur une ancienne décharge de laitiers d'aciérie, actuellement arrêtée. Les autorités ont demandé un réaménagement pour une mise sécurité du site. Une évaluation a été lancée pour examiner les avantages de dépolluer le site en préservant et valorisant la biodiversité. L'objectif est de présenter les interactions et parfois les confrontations entre la gestion de la pollution et la préservation de la biodiversité.

Le défi du projet est de concilier deux approches : environnementale et biodiversité. Des divergences terminologiques et de priorisation entre les disciplines peuvent compliquer le projet, nécessitant des compromis pour la protection de la biodiversité sans bloquer les travaux de sécurisation.

Le projet cherche un équilibre entre la préservation de la biodiversité et la sécurisation environnementale. Il demande une gestion multidisciplinaire et une communication soignée entre les différents acteurs.

Introduction

Le site d'étude est une ancienne décharge de laitiers issue d'une aciérie située dans le centre de la France, exploitée depuis le début du XX^e siècle. Dans le cadre de la fin de l'exploitation de la décharge et de la cessation administrative de ces activités, les Autorités ont demandé à l'exploitant (« Le Client ») de définir les conditions de réaménagement et de mise en sécurité.

Une réflexion a été initiée afin d'évaluer les besoins et bénéfices nets de procéder à la dépollution du site au regard des enjeux de préservation et valorisation de la biodiversité déjà installée.

Il est proposé de présenter les interactions entre l'approche de gestion des sites et sols pollués et celle de préservation de la biodiversité dans le cadre de la mise en sécurité du site d'étude en mettant en lumière comment elles se complètent et parfois se confrontent.



Figure 1 : Vue générale du site avec la décharge de laitiers (à gauche), la plateforme au bord du plan d'eau et l'environnement boisé (à droite)

Matériel et méthodes

Dans sa démarche de réhabilitation de la décharge, le Client est conscient dès la demande initiale des autorités des enjeux liés à la préservation de la biodiversité souhaitant l'intégration dès le stade du Plan de Gestion (au sens de la méthodologie nationale des Sites et Sols Pollués) du principe de la séquence Eviter, Réduire Compenser (ERC).

Ainsi, dès la phase d'études les deux méthodologies ont co-existé avec en complément des différentes investigations réalisées classiquement pour ce type de site (caractérisation des pollutions dans les différents milieux et matrices, investigations géotechniques, etc.), la réalisation des inventaires écologiques faune/flore. A l'issue de ces étapes de caractérisation, l'évaluation des différentes options de gestion et la réalisation d'un bilan coûts/avantage intégrant en complément des critères technico-économiques classiques, la préservation de l'environnement naturel et la promotion de solutions durables, a permis de sélectionner le scénario de gestion le plus adéquat.

Après sa validation par la DREAL, des études d'avant-projet ont été initiées par le Client afin de valider la faisabilité des solutions techniques de sécurisation géotechnique et de revégétalisation des talus. Les contraintes liées à la préservation de la biodiversité, ont été intégrées par la mise en application de la séquence ERC en y intégrant non seulement l'état final post-réhabilitation mais également les phases préparatoires et en cours de travaux.



Figure 2 : Exemples de proposition de mesures ER pouvant être mises en place après la phase de travaux

Résultats et discussion

La spécificité de ce projet réside dans l'imbrication des deux approches parfois complémentaires, parfois antagonistes. A titre d'exemple, la réalisation d'inventaires faunistiques révèle la présence d'espèces protégées ayant construit leurs habitats au droit du massif de déchets. La prise en compte de la préservation de ces habitats dans l'élaboration et la future réalisation des travaux d'aménagement est une obligation réglementaire visant à sécuriser l'impact environnemental. Pour autant, son application stricte peut entraîner des contraintes opérationnelles incompatibles avec le déroulé même du chantier voire entraîner un blocage complet rendant impossible l'autre nécessité réglementaire de mise en sécurité du site.

Les difficultés de conciliation de ces deux métiers se retrouvent également dans la sémantique utilisée pour caractériser la notion d'enjeux et de contraintes. Ainsi, certaines zones du site se retrouvent avec des contraintes fortes d'un point de vue biodiversité alors qu'il s'agit d'un enjeu faible au vu de l'impact environnemental. La hiérarchisation des priorités devient également complexe dans les interactions avec l'Administration suivant le service consulté. Ces aléas génèrent des points de blocage pour la réalisation des travaux de sécurisation et doivent impliquer la mise en œuvre de compromis pragmatique adaptés à l'enjeu de biodiversité locale.

Conclusions et perspectives

Tout l'équilibre du projet de réhabilitation de l'ancienne décharge réside donc dans le fait trouver le bon compromis entre les enjeux de préservation de la biodiversité, via l'application de la séquence ERC, et la nécessité de sécurisation environnementale et de concilier des approches parfois antagonistes d'un point de vue réglementaire. S'y ajoutent des difficultés de communication entre des disciplines scientifiques très similaires mais disposant d'une vision dont l'échelle temporelle n'est pas forcément la même.

Notre présentation s'attachera à faire un retour d'expérience sans compromis sur les challenges issus de l'application conjointe de cette double approche au sein de ce même projet de réhabilitation, en mettant en lumière les points communs et divergences entre approches SSP et biodiversité.

Remerciements

Le maître d'ouvrage, propriétaire du site qui a autorisé RAMBOLL a présenté le projet et nos partenaires sur le projet, plus particulièrement BIOTOPE pour les études réalisées sur les volets touchant à la biodiversité et Valhoriz sur les aspects revégétalisation