

## Mémoire

**Auteur :** Jansen, Maxime

**Promoteur(s) :** Francis, Frédéric; Noël, Grégoire

**Faculté :** Faculté des Sciences

**Diplôme :** Master en biologie des organismes et écologie, à finalité approfondie

**Année académique :** 2024-2025

**URI/URL :** <http://hdl.handle.net/2268.2/23868>

---

*Avertissement à l'attention des usagers :*

*Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.*

*Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.*

---

# Impact des éléments-traces métalliques sur les communautés de fourmis en Wallonie

Jansen Maxime



**Master en biologie des organismes et écologie, à finalité approfondie**

Département Biologie, Écologie, Évolution ; Faculté des Sciences  
Laboratoire d'entomologie fonctionnelle et évolutive  
Année académique 2024-2025

Promoteur : Professeur Frédéric Francis  
Encadrant : Docteur Grégoire Noël



# Remerciements

---

À mes yeux, un mémoire de fin d'études est plus qu'un simple rapport ou un ensemble d'expériences dans un laboratoire, c'est une aventure à la fois personnelle et collective où l'on teste ses limites et connaissances tout en rencontrant une multitude de personnes appartenant à tout autant de domaines différents. C'est un travail conséquent que je n'aurais jamais espéré réaliser seul et je voudrais remercier l'ensemble des personnes ayant pu rendre ce mémoire possible. Je souhaite donc remercier...

Mon promoteur, le professeur Frédéric Francis, pour m'avoir permis de réaliser ce mémoire dans le laboratoire d'entomologie et pour ses retours.

Mon encadrant, le docteur Grégoire Noël, pour l'ensemble de ses conseils, de ses retours, de ses encouragements, ainsi que son aide à tous les niveaux, sa surveillance et pour m'avoir intégré autant que possible dans l'équipe du laboratoire avec bonne humeur.

Le professeur Philippe Maesen pour m'avoir accueilli dans le laboratoire de chimie analytique et permis de réaliser les analyses chimiques de mes échantillons.

Le docteur Gilles Colinet pour ses conseils et son aide dans la récolte et pour l'analyse chimique et granulométrique du sol.

Édouard Salingros, Nicolas Parmentier et Tina Valastro pour m'avoir encadré durant l'analyse chimique des fourmis et du sol, et pour m'avoir expliqué les principes des différentes expériences et manipulations réalisées.

Hugo Luttenschlager pour ses conseils dans la capture des fourmis ainsi que son aide dans la réalisation de l'aspirateur à insecte et dans l'identification des fourmis.

Philippe Wegnez pour ses conseils, son partage de connaissances sur les fourmis, l'aide à leur identification et pour m'avoir indirectement amené à ce mémoire.

Le reste de l'équipe du laboratoire d'entomologie, Joachim, Émilie, Rodrigue, Lallie, Arnaud, Sandra, Quenza, Ibtissem, Rudy, Victor, Jeannine et tous les autres, pour m'avoir accueilli à bras ouverts et pour les moments de bonne humeur.

La "Team des Patients-zéros", Lucas, Zoé, Téo, Garance, Liza, Daphnée, Antoine, Émilie et Félicie, qui sont venus et partis au cours des mois, et avec qui je ne compte plus le nombre de fous-rires et de délires dans lesquels on est parti.

Mes parents et mes frères pour leur aide, leur soutien, les trajets et pour avoir relu le texte sans trop de résistance.

Elina pour m'avoir accompagné, soutenu et encouragé du début jusqu'à la fin, aussi bien dans les bons que dans les mauvais moments.

## Résumé

---

Suite à la révolution industrielle, les activités humaines deviennent des sources importantes d'éléments-traces métalliques (ETM) dans l'environnement, perturbant ce dernier et menant à la formation d'habitats particuliers appelés pelouses calaminaires. Les sites calaminaires ainsi formés sont des habitats thermophiles, plutôt ouverts et à substrat toxique qui favorisent certaines espèces animales. C'est le cas des fourmis qui présentent une résistance importante aux ETM et qui sont essentielles pour une multitude d'écosystèmes. Cependant, leur diversité dans les sites calaminaires est encore peu étudiée et l'influence des ETM sur les fourmis est encore méconnue en Belgique.

Les objectifs de ce mémoire sont triples : (1) Déterminer la diversité des communautés de fourmis présentes au sein de six sites calaminaires et un site pauvre en ETM de la région wallonne. (2) Déterminer les concentrations en ETM au sein du sol et des ouvrières de *Lasius niger* présentes au sein des différents sites. (3) Examiner les effets des ETM sur les communautés de fourmis des différents sites.

Au total, 19 espèces réparties en 491 colonies ont été identifiées, correspondant à 22,09% de la diversité de Belgique. 6 sites calaminaires (l'île aux corsaires, la lande de Mehagne, la lande de Ninane, le Rocheux, la réserve de Sclaigneaux et la lande de Streupas) et 1 site non-riche en ETM (la réserve de l'Escaille) ont été échantillonnés à l'aide d'un aspirateur à insecte. Les communautés de fourmis entre les sites sont toutes différentes les unes des autres à l'exception de celles du Rocheux et de Sclaigneaux. Elles sont également toutes prédominées par un faible nombre d'espèces ubiquistes à l'exception de Corsaires où elles sont plutôt homogènes. Les concentrations en ETM dans le sol et les ouvrières de *Lasius niger* varient selon l'élément et le site étudié mais les éléments les plus concentrés sont le fer, le zinc et le plomb dans les deux. Les concentrations dans le sol en ETM permettent d'expliquer 48,12% de la variabilité des communautés de fourmis dans les sites.

En conclusion, la méthode d'échantillonnage appliquée résulte en l'identification d'une proportion relativement faible de la diversité des sites calaminaires. La combinaison avec d'autres méthodes permettrait de mieux représenter la réelle diversité de ces habitats. Les concentrations en ETM dans le sol montre un impact conséquent sur les communautés de fourmis et leur assemblage.

# Abstract

---

Following the Industrial Revolution, human activities have become major sources of metallic trace elements (MTEs) in the environment, disrupting it and leading to the formation of specific habitats known as calaminarian grasslands. These calaminarian sites are thermophilic habitats, generally open with toxic substrates, which favour certain animal species. Ants are among these species, which show significant resistance to MTEs and are essential for a multitude of ecosystems. However, their diversity in calaminarian sites is still poorly studied, and the influence of MTEs on ants remains little known in Belgium.

The objectives of this thesis are threefold: (1) To assess the diversity of ant communities present within six calaminarian sites and one MTE-poor site in the Walloon region. (2) To assess MTE concentrations in the soil and in *Lasius niger* workers found at the different sites. (3) To examine the effects of MTEs on the ant communities of the various sites.

In total, 19 species distributed across 491 colonies were identified, corresponding to 22.09% of Belgium's ant diversity. Six calaminarian sites (l'Île aux corsaires, la lande de Mehagne, la lande de Ninane, le Rocheux, la réserve de Sclaigneaux et la lande de Streupas) and one MTE-poor site (la réserve de l'Escaille) were sampled using an insect vacuum. Ant communities differed among all sites except Rocheux and Sclaigneaux, which were similar. Most communities were dominated by a small number of ubiquitous species, except in Corsaires where they were more homogeneous. MTE concentrations in the soil and in *Lasius niger* workers varied depending on the element and the site, but the most concentrated elements in both were iron, zinc, and lead. Soil MTE concentrations explained 48.12% of the variability in ant communities across the sites.

In conclusion, the sampling method used resulted in the identification of a relatively small proportion of the diversity of calaminarian sites. Combining this method with others would allow a more accurate representation of the true diversity of these habitats. Soil MTE concentrations show a substantial impact on ant's communities and their assemblage.

# Liste des figures

---

Figure 1. Éléments généralement considérés comme des métaux lourds .....	3
Figure 2. Échantillon de calamine extrait au Missouri, constitué d'hémimorphite (Zn <sub>4</sub> Si <sub>2</sub> O <sub>7</sub> (OH) <sub>2</sub> ·(H <sub>2</sub> O)) et de smithsonite (ZnCO <sub>3</sub> ).....	5
Figure 3. Échantillon de galène (PbS) extrait à Corrèze .....	7
Figure 4. Sites calaminaires primaire, secondaire et tertiaire.....	9
Figure 5. Représentation des deux ceintures métallogéniques européennes et des gisements de zinc-plomb et de cuivre associés .....	9
Figure 6. Pensée calaminaire, gazon d'Olympe calaminaire, silène enflée calaminaire et alsine calaminaire.....	11
Figure 7. Carte de la richesse des espèces de fourmis, basée sur l'empilement de leurs aires de répartition .....	12
Figure 8. Aire de répartition actuelle de <i>Lasius niger</i> .....	13
Figure 9. Photos, allant de gauche à droite, de deux ouvrières, d'un mâle et de deux reines de <i>Lasius niger</i> .....	14
Figure 10. Localisation des sept sites d'échantillonnage dans la région wallonne .....	17
Figure 11. Collecte d'ouvrières d'une colonie de <i>Lasius niger</i> à l'aide d'un aspirateur à insectes .....	19
Figure 12. Plan de travail avec stéréomicroscope lors de l'identification et de l'épinglage des fourmis et vue au stéréomicroscope d'une ouvrière de <i>Lasius niger</i> collée à l'extrémité d'une paillette triangulaire.....	19
Figure 13. Tarière pédologique plantée dans le sol et carotte de sol extraite par la tarière.....	20
Figure 14. Spectromètre d'absorption atomique par four graphite PinAAcle 900T, spectromètre d'absorption atomique par flamme AAnalyst 200 et analyseur à mercure FIMS 400 .....	21
Figure 15. Pistolet XRF (DS-6000 Delta, Olympus) utilisé sur un échantillon de sol superficiel .....	21
Figure 16. Histogramme du nombre d'observations effectuées par site et diagramme circulaire de la répartition en sous-familles des fourmis identifiées .....	26
Figure 17. Diagramme circulaire de la diversité spécifique de fourmis au sein de l'ensemble des sites étudiés .....	27
Figure 18. Courbes d'accumulation pour l'échantillonnage des différents sites.....	28
Figure 19. Boxplots de la richesse spécifique et de l'abondance des différents sites .....	29
Figure 20. Boxplots de l'indice de Simpson et de Shannon des différents sites .....	30
Figure 21. Analyse en composantes principales (PCoA) de l'ensemble des sites selon les axes Dim1 (36,72%) et Dim2 (16,0%).....	31
Figure 22. Analyse en composantes principales (PCoA) de l'ensemble des transects selon les axes Dim1 (36,72%) et Dim2 (16,0%).....	31
Figure 23. Boxplots des concentrations des éléments étudiés au sein des sols et des ouvrières de <i>Lasius niger</i> , tous sites confondus .....	34
Figure 24. Analyse canonique des coordonnées principales des communautés de fourmis, sous contraintes des concentrations en éléments dans le sol .....	36

Figure 25. Diagramme ternaire de la texture du sol dans des sites de Corsaires, Sclaigneaux et Streupas ..... 37

## Liste des tableaux

---

Tableau 1. Estimateurs de Chao1 selon le nombre d'espèces de fourmis observées dans les différents sites.....	28
Tableau 2. Résultats du test de Dunn sur la richesse spécifique et sur l'abondance entre les sites.....	29
Tableau 3. Résultats de la PERMANOVA par pairwise adonis sur l'ensemble des sites lors de la PCoA .....	32
Tableau 4. Espèces indicatrices associées à leur site et leur indice de valeur indicatrice .....	32
Tableau 5. Médianes des concentrations totales des éléments dans les sols et dans les ouvrières de <i>Lasius niger</i> .....	34
Tableau 6. Résultats du test de Kruskal-Wallis sur les concentrations des éléments dans les sols et dans les ouvrières de <i>Lasius niger</i> .....	35
Tableau 7. Résultats des tests de Dunn sur les concentrations en éléments entre les sols et entre les ouvrières de <i>Lasius niger</i> .....	35

# Table des matières

---

Remerciements .....	I
Résumé .....	II
Abstract .....	III
Liste des figures .....	IV
Liste des tableaux .....	V
Table des matières .....	VI
1    Introduction.....	1
1.1    Contexte .....	1
1.2    Définitions.....	3
1.2.1    Éléments-traces métalliques .....	3
a.    Métaux lourds.....	3
b.    Éléments-traces métalliques .....	4
c.    Zinc.....	5
d.    Plomb .....	7
1.2.2    Sites métallifères .....	8
a.    Pelouses calaminaires.....	8
b.    Espèces métallophytes et pseudométallophytes .....	10
1.2.3 <i>Lasius niger</i> .....	11
a.    Fourmis.....	11
b.    Distribution et habitat.....	13
c.    Biologie .....	14
d.    Résistance aux ETM.....	15
1.3    Hypothèses et objectifs.....	16
2    Matériel et Méthode .....	17
2.1    Sites d'échantillonnages .....	17
2.2    Communautés de fourmis.....	18
2.3    Concentrations en ETM .....	19
2.3.1    Spectrométrie d'absorption atomique .....	19
2.3.2    Spectrométrie de fluorescence des rayons X.....	21
2.4    Granulométrie.....	22
2.5    Analyses statistiques .....	22
2.5.1    Communautés de fourmis.....	23

a.	Indice de Chao et courbe d'accumulation .....	23
b.	Richesse spécifique et abondance .....	24
c.	Indices de Simpson et de Shannon .....	24
d.	Analyse en coordonnées principales .....	25
e.	Espèces indicatrices.....	25
2.5.2	Analyse des concentrations en ETM .....	25
	a. Analyse de redondance.....	25
3	Résultats.....	26
3.1	Communautés de fourmis.....	26
3.1.1	Description du jeu de données .....	26
3.1.2	Diversité alpha.....	27
	a. Indice de Chao et courbes d'accumulation .....	27
	b. Richesse spécifique et abondance .....	28
	c. Indices de Simpson et de Shannon .....	30
3.1.3	Diversité beta.....	30
3.1.4	Espèces indicatrices.....	32
3.2	Concentrations en ETM .....	33
3.2.1	Spectrométrie d'absorption atomique .....	33
3.2.2	Analyse de redondance.....	36
3.3	Granulométrie.....	36
4	Discussion .....	38
4.1	Communautés de fourmis.....	38
4.1.1	Échantillonnage des fourmis .....	38
4.1.2	Diversité alpha.....	39
4.1.3	Diversité beta.....	40
4.2	Concentrations en ETM .....	41
4.2.1	Spectrométrie d'absorption atomique .....	41
4.2.2	Analyse de redondance.....	42
4.3	Granulométrie.....	43
5	Conclusion .....	44
6	Bibliographie.....	45
7	Annexes.....	55

# 1 Introduction

---

## 1.1 Contexte

Les éléments-traces métalliques (ETM) sont des éléments naturellement présents sur Terre et au sein des écosystèmes à des concentrations variables. Certains, tels que le zinc ou le fer, sont essentiels pour le bon fonctionnement de l'activité enzymatique dans les organismes mais ils peuvent devenir toxiques à trop fortes concentrations (Muszyńska & Labudda, 2019). Suite à la révolution industrielle, des activités humaines tels que les industries, l'urbanisation, l'agriculture ou encore les transports deviennent une source de pollution majeure en éléments métalliques pour les habitats (McConnell & Edwards, 2008). Jusqu'alors, les écosystèmes étaient majoritairement exposés aux éléments-traces métalliques par l'activité géologique mais les activités humaines ont créé un apport conséquent de ces éléments et ont causé une augmentation importante des concentrations dans les sols et l'eau, perturbant les habitats et amenant des effets néfastes sur les organismes y vivant (Chibuike & Obiora, 2014; Eqani et al., 2016).

Dans certaines régions, des industries ayant subsisté pendant plusieurs décennies ont profondément affecté la composition des sols et les écosystèmes les entourant (Bondar et al., 2024; Smet & Duvigneaud, 1974). C'est le cas de la Wallonie, ayant connu une période industrielle importante basée sur l'exploitation du zinc à partir des années 1830 (Peters, 2016). Une multitude d'industries métallurgiques, telles que la Société Anonyme (s.a.) des Mines et Fonderies de Zinc de la Vieille Montagne ou la s.a. John Cockerill, ont ainsi vu le jour et ont entraîné la pollution de l'environnement par le zinc, le plomb ou encore le cadmium (Liénard et al., 2011; Peters, 2013). Cela résulte généralement en la formation d'un habitat particulier appelé "pelouse calaminaire", présentant une grande concentration en éléments-traces métalliques (particulièrement le zinc et le plomb) permettant une flore particulière, composée de plantes dites métallophytes ou pseudométallophytes telles que *Viola calaminaria* (DC.) Lej., 1824 (la pensée calaminaire) ou *Noccaea caerulescens* subsp. *calaminaris* (Lej.) Holub, 1998 (le tabouret calaminaire), de s'y développer (Graitson, 2006).

La végétation occupe un rôle crucial dans les écosystèmes, que ce soit par la production d'oxygène atmosphérique, sa position à la base des chaînes trophiques, son influence sur les cycles biogéochimiques, les habitats et les conditions microclimatiques qu'elle procure ou encore les symbioses auxquelles elle participe (Van Der Maarel & Franklin, 2013), et sa modification entraîne un changement de la composition faunistique du milieu (Lu et al., 2021).

Avec la modification de la flore suite aux stress provoqués par des concentrations trop importantes en ETM, certaines espèces animales précédemment présentes sur les sites pollués ont disparu localement tandis que d'autres espèces sont apparues (Alsherif et al., 2022). Certaines espèces inféodées à la flore des pelouses calaminaires sont ainsi trouvées, comme *Issoria lathonia* (Linnaeus, 1758) (le petit nacré) ou *Clossiana selene* (Denis & Schiffermüller, 1775) (le petit collier argenté) (Ertz & Graitson, 2001), mais aussi des espèces thermophiles adaptées à des milieux plus ouverts, comme *Stenobothrus stigmaticus* (Rambur, 1838) (le sténobothre nain), ou encore des espèces résistantes à des concentrations plus élevées en métaux (Rosengarten, 2010).

C'est le cas des fourmis qui font partie des espèces d'invertébrés pouvant accumuler les plus grandes concentrations en métaux au sein de leur corps (Heikens et al., 2001). Cependant, malgré leur résistance aux ETM présents dans l'environnement, on observe tout de même des effets délétères de ces éléments sur les fourmis, comme la composition des espèces et leur abondance relative (Blinova & Dobrydina, 2018), la taille des nids et des colonies (Eeva et al., 2004), la fréquence d'ouvrières de petite taille (Grzes, Okrutniak, & Woch, 2015), l'immunité (Sorvari et al., 2007), le développement (Rabitsch, 1997a) ou encore le comportement (Sorvari & Eeva, 2010). Ainsi, de par leur résistance à la pollution environnementale, leur capacité à accumuler efficacement les ETM, leur abondance et leur facilité de collecte et d'identification en font de bons candidats afin de servir de bioindicateurs de la pollution du milieu (Skaldina & Sorvari, 2017), bien que certaines limitations existent. En effet, des corrélations entre les concentrations en ETM du sol et au sein des fourmis ont été observées (Gramigni et al., 2013; Skaldina et al., 2018), mais l'accumulation en ETM est dépendante de l'espèce, de l'élément métallique (Grzes, 2010) ainsi que la période durant laquelle les données ont été récoltées (Rabitsch, 1997b). De plus, il existe d'autres facteurs environnementaux influençant la diversité des fourmis tels que le climat et la végétation (Boulton et al., 2005; Uhey et al., 2020), l'occupation du sol (Barton et al., 2016), la granulométrie du sol (Boulton et al., 2005; Costa-Milanez et al., 2017) ou encore la saisonnalité (Queiroz et al., 2023).

Parmi ces espèces de fourmis retrouvées en milieux pollués aux ETM, la fourmi noire de jardin *Lasius niger* (Linnaeus, 1758) présente un cas d'étude intéressant. En effet, il s'agit d'une espèce pouvant nicher dans une multitude de substrats et qui est fréquemment retrouvée dans l'ensemble de la Wallonie, faisant d'elle une espèce ubiquiste (P. Wegnez et al., 2012). Bien que *L. niger* présente une grande variabilité inter-colonies de tailles (Grzes et al., 2019), de concentrations (Okrutniak & Grzes, 2021) et possède une accumulation et une régulation

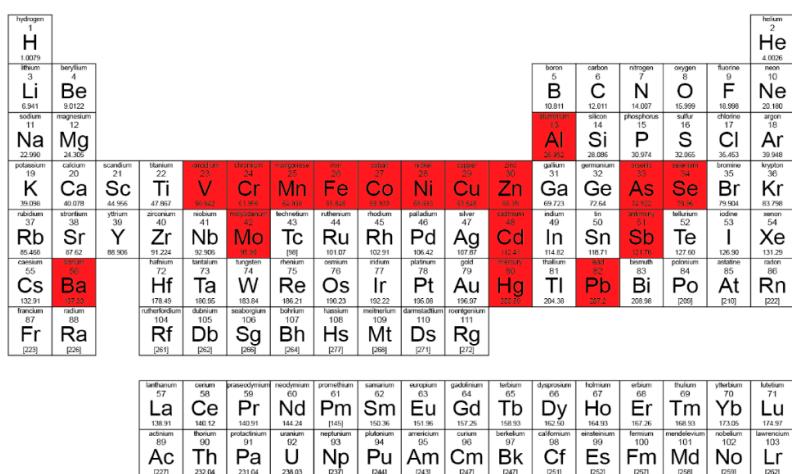
efficaces de certains éléments-traces tel que le cadmium (Grześ, 2009), son abondance relative dans les communautés de fourmis est tout de même associée à un impact anthropique sur les milieux (Blinova & Dobrydina, 2018). Ainsi, la proportion de *L. niger* au sein des communautés de fourmis pourrait être employée comme bioindicateur de l'impact anthropique que subit un milieu, là où d'autres techniques de quantification des ETM présents dans leur corps ne semblent pas être représentatives.

## 1.2 Définitions

### 1.2.1 Éléments-traces métalliques

#### a. Métaux lourds

Le concept de métaux lourds a été et est toujours fortement employé par la communauté scientifique pour faire référence à des éléments polluants et toxiques pour l'environnement et les organismes (Figure 1) (Pourret & Bollinger, 2018). Cependant, ce terme reste encore à ce jour mal défini, incohérent entre les auteurs et sujet à controverse.



**Figure 1.** Éléments généralement considérés comme des métaux lourds (Pourret & Hursthouse, 2019).

Plusieurs définitions basées sur la densité minimale (de 3,5 g/cm<sup>3</sup> jusque 7 g/cm<sup>3</sup>), la masse atomique relative minimale (de 23 jusque 40), le numéro atomique ou d'autres propriétés chimiques ont été formulées au cours du temps mais aucune n'est cohérente avec les propriétés chimiques des éléments, ni reconnue par un organisme officiel tel que l'IUPAC (Duffus, 2002). En effet, le terme “métaux lourds” implique que l’élément soit un métal, c'est-à-dire un “Corps simple, bon conducteur de la chaleur et de l'électricité, libérant des cations et donnant des oxydes généralement basiques par combinaison avec l'oxygène et doué d'un éclat souvent brillant” selon le CNRTL, et qu'il possède une densité importante. Or, selon la définition employée, des métaux de faible densité tels que le magnésium ou le potassium, des métalloïdes (ou semimétaux) tels que l'arsenic ou le tellure, et des non-métaux tel que le sélénium peuvent

être repris dans la liste des métaux lourds (Duffus, 2002). En revanche, des métaux de faibles densités mais étant problématiques pour l'environnement dans certaines conditions, tel que l'aluminium, ne sont pas nécessairement repris dans cette liste (Walker et al., 2012). De plus, aucune corrélation entre la densité d'un métal et sa toxicité n'a été démontrée, ce qui renforce l'idée que ce terme n'est pas adapté.

Une nouvelle définition des métaux lourds a vu le jour en 2017 pour mettre fin aux imprécisions et les définit comme tels : “Les métaux lourds sont des métaux naturellement présents possédant un numéro atomique supérieur à 20 et une densité élémentaire supérieure à 5 g/cm<sup>3</sup>” (traduit de Ali & Khan, 2018). Son objectif est donc de définir de manière cohérente les métaux à grande densité en se basant sur le tableau périodique et les propriétés physiques des éléments, mais sans donner d'indications quant à la toxicité ou les effets environnementaux de ces métaux au vu des problèmes relevés précédemment.

### b. Éléments-traces métalliques

Depuis quelques années, le concept d’éléments-traces métalliques (ETM) se popularise au sein de la communauté scientifique et commence à remplacer celui des métaux lourds pour faire référence aux éléments métalliques toxiques dans l’environnement.

Les éléments-traces sont définis comme étant “N’importe quel élément ayant une concentration moyenne inférieure à environ 100 parts par million d’atomes (ppma) ou inférieure à 100 µg/g (d’échantillon).” par l’IUPAC (traduit de Gold, 2019). Ils sont au nombre de 80, constituent au total 0,6% de la croûte terrestre continentale et sont qualifiés de “traces” du fait que chacun d’entre eux constitue moins de 1% de la composition massique de la roche, contrairement aux éléments dits “majeurs”, au nombre de 12 qui forment 96% de la croûte terrestre (Baize, 1997). Certains de ces éléments-traces de la croûte, tels que le fer ou l’aluminium, peuvent être des éléments majeurs au sein des organismes vivants, tandis que des éléments-traces au sein des organismes, tels que l’azote ou le carbone, peuvent être des éléments majeurs de la croûte (Feix & Tremel-Schaub, 2020). Dans ce travail, les éléments-traces de la croûte terrestre seront ceux considérés comme “traces”.

Les éléments-traces métalliques sont donc des métaux dont la concentration massique au sein de la croûte terrestre continentale est inférieure à 100 µg/g (Baize, 2009). Ils ont comme propriétés d’être toxiques à de faibles concentrations, de ne pas être biodégradables et d’être bioaccumulables (Ramade, 2009). Cependant, certains d’entre eux appelés “oligo-éléments” sont indispensables au bon fonctionnement du métabolisme des organismes ; une partie sont

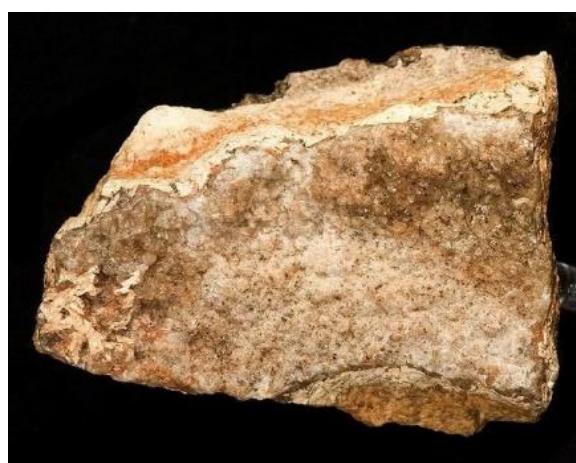
donc essentiels comme le fer ou le zinc alors que d'autres sont non-essentiels comme le plomb ou le cadmium (Bert & Deram, 1999; Muszyńska & Labudda, 2019).

Les ETM sont retrouvés au sein des écosystèmes par des voies naturelles ou anthropiques. Les voies naturelles consistent en des feux de forêts, des éruptions volcaniques et l'érosion des roches tandis que les voies anthropiques incluent notamment les activités minières et agricoles, les déchets électroniques, les transports, l'élimination des déchets et l'assainissement des eaux, la production d'énergie ou encore les industries (Feix & Tremel-Schaub, 2020; Shukla et al., 2023). Bien que beaucoup plus récentes, ce sont les sources anthropiques qui sont responsables de la majorité des problèmes de pollution liés à l'accumulation d'ETM dans les écosystèmes (Bourrelier & Berthelin, 1998).

Dans ce mémoire, nous nous sommes concentrés sur 2 éléments-traces métalliques très fréquents sur les sites calaminaires étudiés : le zinc et le plomb.

### c. Zinc

Le zinc (Zn) est le 23<sup>ème</sup> élément le plus abondant sur Terre, représentant 0,0065% ou 65 ppm de la croûte terrestre (Baize, 1997). Il est principalement retrouvé dans le monde sous forme de blende (ou sphalérite), du sulfure de zinc (ZnS), mais est également fortement présent en Wallonie sous forme de calamine (Figure 2), un minéral généralement composé d'un carbonate de zinc ( $ZnCO_3$ ) et d'un silicate hydraté de zinc ( $Zn_4(OH)_2Si_2O_7$ ) (Pahaut, 1988) généralement issus de l'oxydation du blende (U.S.E.P.A., 1976).



**Figure 2.** Échantillon de calamine extrait au Missouri, constitué d'hémimorphite ( $Zn_4Si_2O_7(OH)_2 \cdot (H_2O)$ ) et de smithsonite ( $ZnCO_3$ ) (Rob Lavinsky, 2010).

Le zinc est employé dans une multitude de domaines. Il sert principalement dans la protection contre la corrosion des métaux, notamment par galvanoplastie, mais est également un composant de différents alliages (bronze, laiton et alliages légers) et participe dans l'immobilier,

l'automobile, les chemins de fer ou encore en chimie (Pichard et al., 2005). Ses multiples utilisations expliquent son exploitation importante en Belgique remontant jusqu'à l'Antiquité mais ayant connu son apogée entre les années 1830 et 1880 (Péters, 2013), si bien que le zinc était avec le fer un des métaux les plus produits en Belgique, avec plusieurs millions de tonnes extraites du sol au total (Dejonghe et al., 1993).

De par ses rôles multiples au sein de la société, l'exploitation du zinc est une source importante de pollution. On retrouve parmi les sources anthropiques l'extraction, le traitement et le raffinage du mineraï, la galvanisation du fer, la plomberie en laiton, la conception de pièces pour la construction et l'automobile, la fabrication de peinture et de caoutchouc, la production de pesticides, les épandages agricoles, l'érosion des toitures et des gouttières ou encore l'incinération d'ordures (Pichard et al., 2005). Ces sources anthropiques se rajoutent à des apports naturels de zinc dans l'atmosphère via des éruptions volcaniques, des feux de forêts et des émissions d'aérosols marins et de particules du sol (Pichard et al., 2005).

Certains paramètres du sol modifient sa solubilité tels que le pH, la salinité, les minéraux argileux et des hydroxydes (SPAQuE, 2020b). Les argiles et la matière organique tendent à retenir le zinc et par conséquent, la pollution au zinc se situe principalement en surface des sols, mais pénètre rarement en profondeur (Pichard et al., 2005). Les rapports POLLUSOL 1 et 2 de la SPAQuE établissement que la teneur en zinc dans les sols de Wallonie varient fortement selon la région, étant donné les passés industriels différents pour chacune ; mais qu'en moyenne, la concentration des zones rurales vaut 78 mg/kg de matière sèche de sol tandis que celle des zones de pollution atmosphérique des industries vaut entre 253 et 1202 mg/kg de matière sèche de sol (SPAQuE, 2020b).

Le zinc est également un oligo-élément figurant parmi les plus abondants, vu qu'il participe à la formation de plus de 200 enzymes et protéines essentielles au métabolisme (O'Dell, 1984) et intervient au niveau de la réPLICATION de l'ADN, de la croissance, du développement du fœtus ainsi que des os et du cerveau, de la reproduction, de certains sens tels que le goût et l'odorat, de la cicatrisation des blessures et de l'immunité (SPAQuE, 2020b).

#### d. Plomb

Le plomb (Pb) représente 0,0015 %, soit 15 ppm de la croûte terrestre (Baize, 1997), principalement sous forme de galène (Figure 3), du sulfure de plomb (PbS), de cérusite, du carbonate de plomb ( $PbCO_3$ ), et d'anglésite, du sulfate de plomb ( $PbSO_4$ ) (Bisson et al., 2016). La galène est la forme de plomb majoritairement présente dans les sols et est généralement associée à d'autres minéraux, en particulier ceux contenant du zinc ou du cadmium (Bisson et al., 2016), si bien que les évaluations de la teneur en plomb environnementale se concentrent fréquemment sur la proportion de plomb contenu dans une substance donnée (Santé Canada, 2019). Le ratio Zn-Pb des minerais retrouvés en Wallonie et extraits en grandes quantités lors du 19<sup>ème</sup> et 20<sup>ème</sup> siècles valait entre 8 et 9 (Dejonghe et al., 1993).



**Figure 3.** Échantillon de galène (PbS) extrait à Corrèze (Pierre, 2023).

Le plomb a été et est toujours utilisé dans de nombreux domaines notamment pour son faible point de fusion, sa facilité de former des alliages avec d'autres métaux et sa résistance à la corrosion (Bisson et al., 2016). Il a été ou est employé dans les batteries automobiles, la protection contre les rayonnements en médecine, les soudures, la tuyauterie, les supraconducteurs, la fabrication de peintures ou encore l'essence de voiture (Bisson et al., 2016; SPAQuE, 2020a).

Les sources de plomb naturelles dans l'atmosphère proviennent notamment des éruptions volcaniques mais elles sont mineures comparées aux sources anthropiques (Bisson et al., 2016). Ces dernières proviennent en grande partie des rejets issus de l'industrie métallurgique mais aussi de la combustion de carburant au plomb, dont son interdiction a provoqué une forte diminution de la concentration atmosphérique en plomb en deux décennies (Bisson et al., 2016).

Le plomb s'accumule principalement dans les horizons de surface des sols, étant donné qu'il possède une grande affinité à la matière organique, ainsi que les argiles et en particulier à pH

supérieur à 5 (Bisson et al., 2016). Il peut néanmoins s'accumuler en profondeur dans certains cas particuliers comme avec l'apport de grandes quantités de boues ou au sein d'un sol forestier très acide. Certains mécanismes peuvent expliquer ce phénomène comme la formation de complexe organométalliques solubles ou un entraînement particulaire par la pédofaune dans le cas d'un apport conséquent de boues (Juste et al., 1995), et la translocation via les racines des plantes dans les sols forestiers acides (Adriano, 1986; Baize, 1997). Les rapports POLLUSOL 1 et 2 de la SPAQuE donnent des teneurs en plomb moyennes en Wallonie de 46,2 mg/kg de matière sèche dans les zones rurales et de 125 à 426 mg/kg de matière sèche dans les zones polluées par les industries, selon la commune (SPAQuE, 2020a).

Le plomb ne possède pas de fonction biologique connue et est donc considéré comme toxique, même à l'état de trace dans l'environnement (Bisson et al., 2016). Il peut affecter le système nerveux central et périphérique, le système hématologique, les reins, le système cardio-vasculaire, les os, les dents ainsi que le poids chez les animaux et l'homme, et peut également avoir des effets cancérogènes (Bisson et al., 2016).

### 1.2.2 Sites métallifères

#### a. Pelouses calaminaires

Les sites dont le sol est riche en éléments-traces métalliques sont appelés “sites métallifères” ou “sites calaminaires”. Ils sont caractérisés par un substrat toxique dû à une concentration importante en ETM, plutôt poreux et pauvre en nutriments (azotés et phosphorés) et par un milieu relativement ouvert (Graitson, 2006; Jacquemart, 1958). Le terme “calaminaire” utilisé pour décrire cet environnement particulier provient d'ailleurs de la calamine, un mineraï de zinc composé de carbonate de zinc et de silicate hydraté de zinc, très abondant en Wallonie (Pahaut, 1988). Dû à leur relative ouverture et leur apparition sur des haldes issues d'industries métallurgiques, les sites calaminaires peuvent également être qualifiés de pelouses ou de haldes calaminaires.

Les sites calaminaires sont généralement regroupées en trois groupes principaux en fonction de l'origine de leur formation (Duvigneaud et al., 1993; Duvigneaud & Saintenoy-Simon, 1996) :

- 1) Les sites calaminaires primaires (Figure 4.a) : il s'agit de zones d'affleurement de filons ou d'amas de minérais, dont la présence naturelle de métaux enrichi les sols par minéralisation, sans influence anthropique. Ils ne représentent qu'une faible proportion des sites calaminaires retrouvés en Wallonie, au nombre de 4 sur les 37 sites présents (Graitson, 2006).

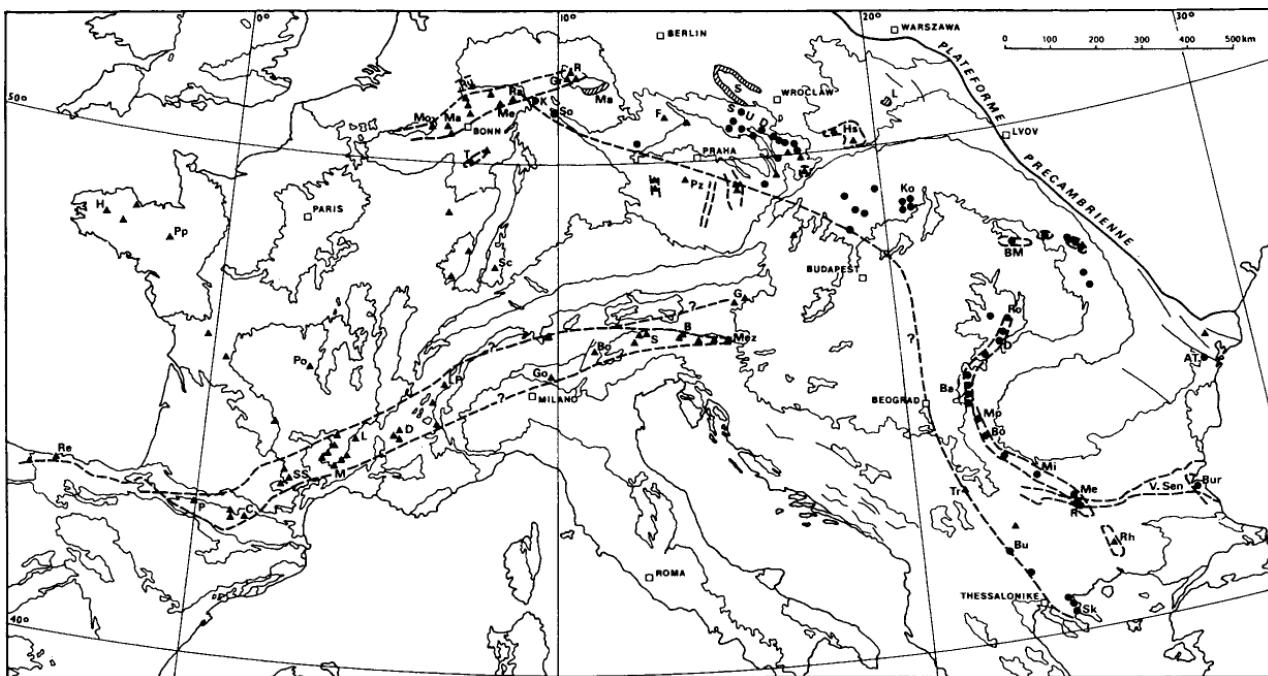
- 2) Les sites calaminaires secondaires (Figure 4.b) : il s'agit de zones de déblais, de cendrées ou de scories issus de l'extraction, de l'exploitation et du traitement de métaux. Ces sites peuvent être relativement récents, comme le site de Sclaigneaux datant de 1856 (Michaux, 2010), mais peuvent également dater du Moyen-Âge voire de l'Antiquité (Hildebrandt et al., 1999).
- 3) Les sites calaminaires tertiaires (Figure 4.c) : il s'agit de zones où des retombées atmosphériques de particules métalliques se sont accumulées. Ces retombées proviennent des fumées des industries métallurgiques, qui sont chargées en particules métalliques tels que le zinc, le plomb ou le cadmium et en oxydes acides tels que le SO<sub>2</sub>, le SO<sub>3</sub> ou le NO<sub>2</sub> (Duvigneaud et al., 1993). L'impact de ces retombées sur l'environnement dépend de plusieurs paramètres anthropiques (la nature et la quantité de polluants retombés, liées à l'industrie présente) et naturels (le relief, la direction des vents dominants, les précipitations et le type de sol et de végétation présents) (Smet & Duvigneaud, 1974).



**Figure 4.** a. Site calaminaire primaire du Rocheux (Theux). b. Site calaminaire secondaire de l'Île aux corsaire (Angleur). c. Site calaminaire tertiaire de la lande de Streupas (Sart-Tilman).

En Europe, les sites calaminaires sont retrouvés à proximité d'exploitations de minerais qui sont elles-mêmes situées le long des deux ceintures métallogéniques parcourant le continent (Figure 5) : la première traverse les Pyrénées en passant par les Alpes, tandis que la deuxième débute en Grèce, passe par la Pologne (Silésie) et se termine aux alentours de Liège et d'Aix-la-Chapelle (Boyer et al., 1975). L'ensemble des sites calaminaires de Belgique sont retrouvés au sein de la partie ouest de cette deuxième ceinture métallogénique, dont les gisements sont plutôt composés de zinc et de plomb, contrairement à la partie est où les gisements sont principalement composés de cuivre (Boyer et al., 1975).

Les sites calaminaires retrouvés en Wallonie possèdent donc un substrat contaminé principalement par du zinc et du plomb et sont majoritairement situés en province de Liège, dans les vallées de la Meuse, de l'Ourthe, de la Vesdre et de la Gueule (Graitson, 2006).



**Figure 5.** Représentation des deux ceintures métallogéniques européennes et des gisements de zinc-plomb (triangles) et de cuivre associés (cercles) (Boyer et al., 1975).

### b. Espèces métallophytes et pseudometallophytes

De par les conditions environnementales sévères retrouvées au sein des sites calaminaires, ces derniers comprennent une flore typique et rare, appelée “flore calaminaire”. En effet, le substrat riche en ETM mais pauvre en matière organique et en nutriments ne permet qu'à un nombre restreint de plantes de s'y développer pour former des pelouses à dynamique lente (Faucon et al., 2011; Graitson, 2006; Lambinon & Auquier, 1963). Les plantes sont généralement classées selon leur présence au sein de milieux métallifères (Bizoux, 2006) :

- 1) Les métallophytes (Figure 6) : ce sont des taxons poussant exclusivement sur des sites métallifères. Elles sont peu nombreuses vu que l'on ne dénombre que huit spermatophytes, un lichen et deux bryophytes en Belgique (Graitson, 2006). Les spermatophytes sont *Viola calaminaria* (la pensée calaminaire), *Noccea caeruleescens* subsp. *calaminaris* (le tabouret calaminaire), *Silene vulgaris* subsp. *vulgaris* var. *humilis* R. Schubert, 1954 (la silène enflée calaminaire), *Armenia maritima* subsp. *halleri* (Wallr.) Rothm., 1963 (le gazon d'Olympe calaminaire), *Festuca ovina* subsp. *guestifolia* (Boenningh. Ex Reichenb.) K. Richt., 1890 (la fétuque de Westphalie), *Minuartia verna* var. *hercynica* (Willk.) Friedrich, 1962 (l'alsine calaminaire) et *Cochlearia pyrenaica* DC., 1821 (la cochléaire des Pyrénées). Le lichen est le *Stereocaulon nanodes* Tuck., 1859, tandis que les bryophytes sont *Scopelophila*

*cataractae* (Mitt.) Broth., 1902 et *Trichostomopsis australasiae* (Hook. & Grev.) H. Rob, 1970.

**Figure 6.** a. Pensée calaminaire (*Viola calaminaria*). b. Gazon d'Olympe calaminaire (*Armenia maritima* subsp. *halleri*). c. Silène enflée calaminaire (*Silene vulgaris* subsp. *vulgaris* var. *humilis*). d.



*Alsine calaminaire* (*Minuartia verna* var. *hercynica*).

- 2) Les pseudométallophytes : ce sont des taxons à la fois retrouvés dans des sites métallifères et dans des sites non-minéralisés, sous forme d'écotypes ou non. Ils sont plus nombreux que les métallophytes et présentent selon l'espèce et l'écotype une résistance plus ou moins importante aux ETM. On retrouve plusieurs espèces de spermatophytes plutôt communes tels que *Rumex acetosa* Linnaeus, 1753 (l'oseille sauvage), *Campanula rotundifolia* Linnaeus, 1753 (la campanule à feuilles rondes) ou encore *Molinia caerulea* (Linnaeus) Moench, 1794 (la molinie). Plusieurs bryophytes, champignons et de nombreux lichens du genre *Cladonia* ou *Stereocylon* sont également considérés comme des pseudométallophytes (Graitson, 2006). Dans le cas des écotypes peu résistants aux ETM, ils peuvent tout de même s'implanter lorsque les conditions du sol sont moins limitantes, bien qu'ils présentent des symptômes d'intoxication comme une croissance anormale, une chlorose ou encore un jaunissement du feuillage (Hermanns, 2005; Martin et al., 1982).
- 3) Les métallophobes : ce sont des taxons ne poussant jamais sur des sites métallifères.

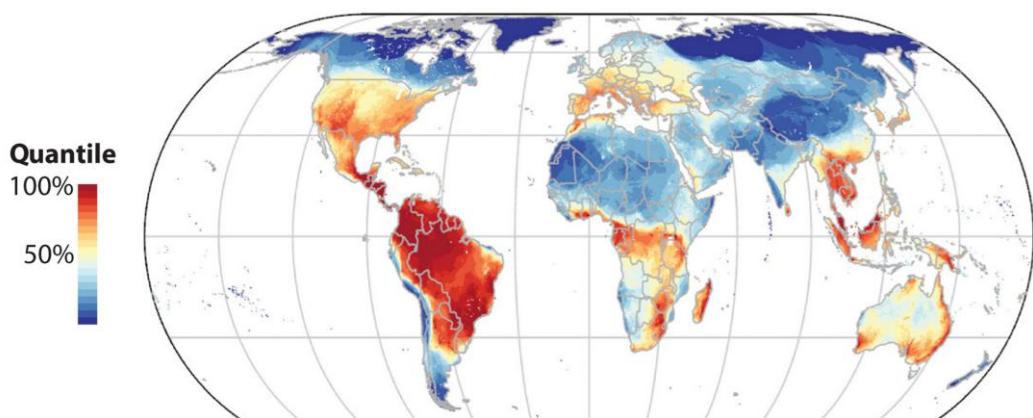
### 1.2.3 *Lasius niger*

#### a. Fourmis

L'ordre des Hymenoptera est l'un des quatre ordres majeurs d'insectes en nombre d'espèces, recensant approximativement 150 000 espèces (Huber, 2009) aux côtés des Coleoptera, des Lepidoptera et des Diptera qui comprennent 380 000 (Cowles, 2015), 174 000 (Khan Perveen, 2024) et 158 000 (Evenhuis & Pape, 2025) espèces respectivement. Il s'agit également de l'ordre possédant le plus grand nombre d'espèces eusociales, c'est-à-dire des espèces au sein

desquelles il y a une division des rôles entre différentes castes dont la reproduction, un chevauchement de plusieurs générations et le soin collectif des juvéniles (Crespi & Yanega, 1995). Au sein des Hymenoptera sont retrouvées plusieurs familles, telles que les Antophila comprenant les abeilles ou les Formicidae comprenant les fourmis, qui procurent des services aux écosystèmes et à la société d'une grande importance écologique et économique. En effet, les abeilles sont connues pour leur capacité à produire du miel et à polliniser les plantes à fleurs, estimée à 153 milliards d'euros globalement dans l'agriculture (Gallai et al., 2009). Les fourmis sont quant à elles considérées comme des "ingénieurs des écosystèmes" de par leurs rôles dans les réseaux trophiques, la modification de leur environnement dont la structure du sol, les interactions inter-espèces mutualistes, commensalistes ou parasites qu'elles entretiennent ou encore le recyclage des nutriments (Folgarait, 1998; Frouz et al., 2016). Un exemple est qu'en créant des dômes de terre riche en ETM, les fourmis permettent à des espèces métallophytes ou pseudométallophytes, et globalement aux sites calaminaires de se maintenir (L. Wegnez, 2017).

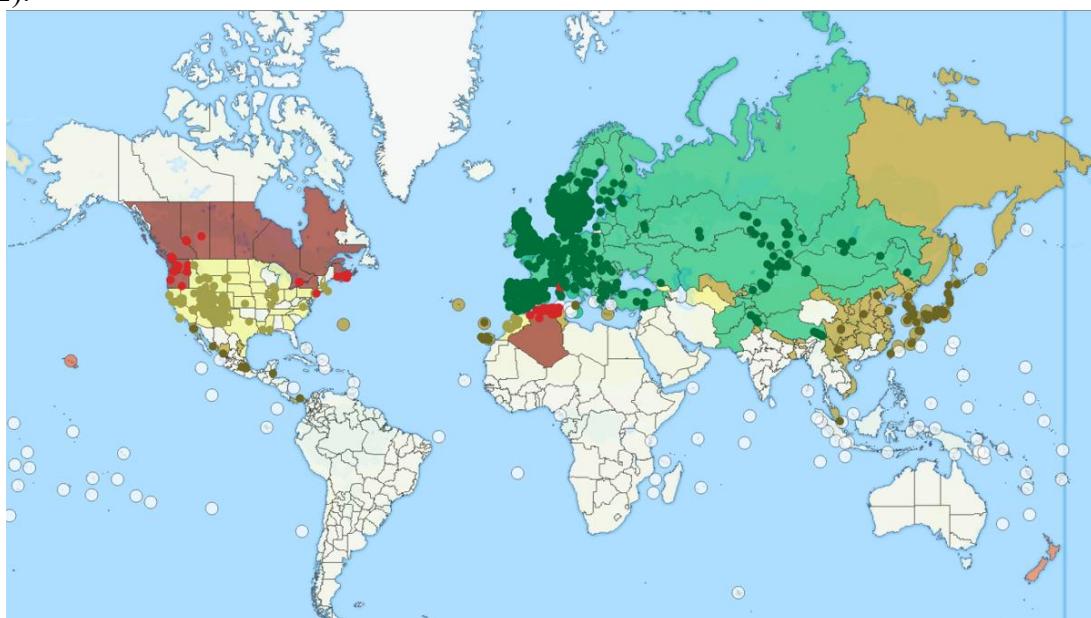
Les fourmis sont insectes eusociaux vivant en colonies, pour lesquels 16 850 espèces et sous-espèces sont connues à l'heure actuelle ("AntWeb", 2025). Elles sont réparties en 17 sous-familles, dont les plus importantes en nombre d'espèces sont les Myrmicinae, les Formicinae et les Ponerinae comptabilisant 6678, 3146 et 1241 espèces respectivement (Borowiec et al., 2020). Elles sont réparties sur l'ensemble de la planète (Figure 7), à l'exception du Groenland et de l'Antarctique, et sont présentes en beaucoup plus grandes concentrations dans les zones tropicales, qui constituent des hotspots de biodiversité (Kass et al., 2022). En Belgique, 86 espèces de fourmis sont présentes, dont 7 ayant été introduites ("AntWeb", 2025).



**Figure 7.** Carte de la richesse des espèces de fourmis, basée sur l'empilement de leurs aires de répartition (modifié de Kass et al., 2022).

### b. Distribution et habitat

La fourmi *Lasius niger*, aussi connue sous l'appellation de fourmi noire des jardins, est un insecte faisant partie de la sous-famille des Formicinae. *L. niger* est originaire de la zone paléarctique, étant l'une des espèces de fourmi les plus communes en Europe, mais a par la suite été introduite en Amérique du Nord, en Afrique et en Océanie (Figure 8) (Schär et al., 2022).

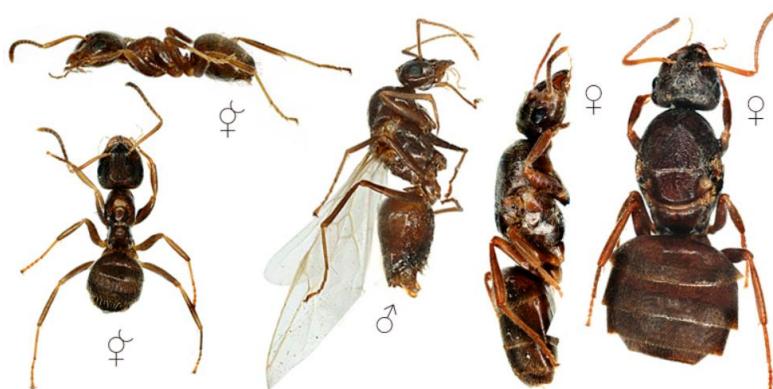


**Figure 8.** Aire de répartition actuelle de *Lasius niger*, où elle est native (vert), incertainement présente (jaune), introduite en intérieur (orange), invasive (rouge) et erronément considérée comme présente (beige) ("AntWeb", 2025).

Elle est présente dans toute la Wallonie et est capable d'établir un nid dans une multitude de substrats différents (P. Wegnez et al., 2012). Elles ont été décrites comme nichant principalement dans le sol, que ce soit sous une pierre, une plante ou dans un dôme maçonné, mais aussi dans des craquelures dans la pierre, dans des branches, des souches et des troncs (Gaspar, 1971). Une étude de 1991 a cependant scindé cette espèce en deux distinctes : *Lasius niger* qui vit plutôt dans des milieux ouverts et secs et *Lasius platythorax* Seifert, 1991 qui vit plutôt en milieu forestier et humide (Seifert, 1991), réduisant donc la quantité d'habitats fréquentés par *L. niger* décrits auparavant. Elles se différencient par quelques caractères morphologiques tels que la pilosité et la convexité du clypéus, ainsi que la pilosité dorsale du pronotum (Prince, 1996; Seifert, 2020). En plus des habitats naturels, *Lasius niger* est également adaptée aux milieux urbains et autres habitats perturbés par l'activité anthropique, si bien qu'elle est l'espèce de fourmi ayant le plus de succès au sein des villes (Dijon et al., 2023; Konorov et al., 2017).

### c. Biologie

*Lasius niger* est une espèce monomorphe, signifiant que les ouvrières possèdent une taille et une forme similaire. Elles ont une coloration brune à noire uniforme et mesurent 3 à 4 mm de long. La reine mesure quant à elle 7 à 9 mm de long et les mâles 3,5 à 4 mm (Figure 9) (Boven, 1977). *L. niger* forme des colonies de plusieurs centaines à plusieurs milliers d'individus, avec en moyenne 5400 individus par colonie mais dont les effectifs peuvent atteindre 13000 individus (Stradling, 1970). Les colonies sont majoritairement monogynes, c'est-à-dire qu'une seule reine est présente au sein de la colonie et effectue la ponte des œufs, mais elles peuvent dans certains cas être polygynes, c'est-à-dire que plusieurs reines cohabitent ensemble au sein d'une seule colonie. La polygynie de *L. niger* dépend notamment de facteurs écologiques (la disponibilité de sites favorables à la nidification), de facteurs climatiques (la température), et de facteurs démographiques (la densité de population) (P. Wegnez et al., 2012).



**Figure 9.** Photos, allant de gauche à droite, de deux ouvrières, d'un mâle et de deux reines de *Lasius niger* (modifié de Josef Dvorak, 2020).

La fondation d'une nouvelle colonie se déroule après le vol nuptial qui a lieu entre juillet et août. Les reines fécondées ont la possibilité de fonder leur colonie de trois manières différentes, de manière dépendante ou indépendante d'une colonie préexistante (P. Wegnez et al., 2012) :

- 1) Par haplométreose : il s'agit d'une fondation indépendante où la reine s'isole dans une cavité souterraine et bloque son entrée avant de pondre quelques œufs qui engendreront les premières ouvrières. Elle les nourrit par des œufs sans embryons, appelés "œufs alimentaires" jusqu'à ce que les ouvrières soient suffisamment développées pour sortir du nid à la recherche de nourriture pour la reine et les autres larves.
- 2) Par pléométreose : il s'agit d'une fondation indépendante où plusieurs reines se rassemblent afin de pondre une plus grande quantité d'œufs et d'avoir plus rapidement un plus grand nombre d'ouvrières. Une fois que les premières ouvrières sont nées, une

reine dominante peut tuer ou chasser de la colonie les autres reines, donnant ainsi une colonie monogyne, ou alors les reines peuvent continuer de cohabiter ensemble, donnant ainsi une colonie polygyne dite primaire.

- 3) Par infiltration : il s'agit d'une fondation dépendante où une reine tente d'être acceptée dans une autre colonie de *L. niger*. La reine peut tenter de remplacer l'ancienne reine d'une colonie monogyne ou s'installer dans une colonie orpheline pour former une colonie monogyne ou alors, rejoindre une reine ou un groupe de reines pour former une colonie polygyne dite secondaire.

*Lasius niger* est une espèce ayant du polyéthisme d'âge, c'est-à-dire une division du travail déterminée par l'âge de l'ouvrière. Ainsi, les jeunes ouvrières prodiguent des soins au couvain et à la reine, les ouvrières d'âge intermédiaire s'attellent à l'entretien du nid et les vieilles ouvrières recherchent de la nourriture en dehors du nid et participent à la défense de ce dernier (Lenoir & Ataya, 1983).

Le régime alimentaire de *L. niger* consiste principalement en le miellat produit par des pucerons (Figure 10), avec lesquels elles entretiennent une relation mutualiste bien qu'elles puissent également les prédateurs (Sakata, 1994). D'autres sources de nourriture sont des nectaires extrafloraux (Sakata & Hashimoto, 2000), des élaïosomes (Servigne & Detrain, 2008) ou encore d'autres arthropodes (Bulgarini et al., 2021; Moya-Laraño & Wise, 2007).

#### d. Résistance aux ETM

Les fourmis sont des insectes reconnus pour leur grande capacité d'accumulation et de régulation des métaux présents dans le corps, en particulier le zinc et le cadmium (Eeva et al., 2004; Grzes, 2009; Rabitsch, 1997a, 1997b). Leur grandes populations et abondance au sein de milieux pollués (Blinova & Dobrydina, 2018; Skaldina et al., 2018), ainsi que l'utilisation de ressources locales (Devigne & Detrain, 2006; Sorvari, 2009) en font de potentiellement bons bioindicateurs de sols riches en ETM.

*Lasius niger* est une espèce ubiquiste, très commune en Europe (P. Wegnez et al., 2012). Son génome contient un ensemble de domaines et de gènes liés à des mécanismes de détoxicification, tels que l'activité des nucléotidyltransférases, la réparation de l'ADN, la glutathion-S-transférase ou encore des membres de la familles des cytochromes P450, en plus grand nombre que d'autres espèces de fourmis (Konorov et al., 2017). Ces mécanismes lui permettent d'être l'espèce dominante des communautés de fourmis en milieux perturbés par des actions anthropiques comme les villes ou des milieux riches en ETM ; bien qu'avec la diminution de

la quantité d'ETM dans les sols et donc de leur pression de sélection, la proportion de *L. niger* retrouvée dans les communautés de fourmis diminue (Blinova & Dobrydina, 2018). En effet, plusieurs études de Grześ montrent que la taille et la variation de taille des ouvrières et des mâles restent inchangées en milieux riches en ETM (Grześ, Okrutniak, & Woch, 2015; Grześ et al., 2016, 2019), bien que la fréquence en ouvrières de petite taille soit plus importante chez les colonies matures (Grześ, Okrutniak, & Antosik, 2015). Des variations en terme de taille et d'accumulation de métaux (zinc et cadmium) entre différentes colonies ont été observées mais sont plutôt dépendantes de l'appartenance à ces dernières (Grześ et al., 2019; Okrutniak & Grześ, 2021). On constate donc que les traits morphologiques de *Lasius niger* sont relativement constants, même en présence d'ETM, indiquant une résistance importante à ces derniers.

### 1.3 Hypothèses et objectifs

Malgré le passé industriel wallon important ainsi que l'abondance et l'importance écologique des communautés de fourmis, l'impact des sites à fortes concentrations en ETM sur ces communautés n'a pas encore été évalué en Belgique jusqu'à présent.

Nous suspectons que la diversité des espèces retrouvées en pelouses calaminaires sera relativement importante, du fait que les ETM retrouvés dans ces dernières maintiennent un milieu ouvert et thermophile, favorisant la présence de fourmis. Nous pensons également que les concentrations en ETM seront plus importantes dans les sites calaminaires que dans le site non-riche et qu'elles auront un impact sur les communautés de fourmis, vu que la présence d'ETM façonne les habitats présents.

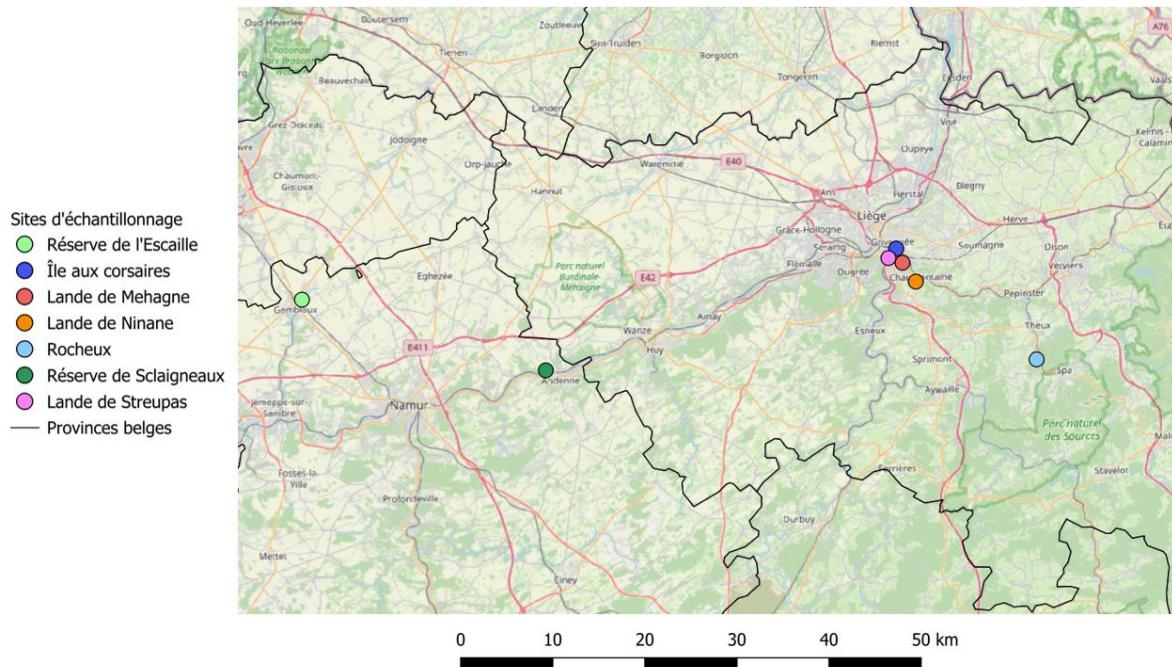
L'objectif général de ce mémoire est donc de déterminer les effets qu'ont les éléments-traces métalliques sur la composition des communautés de fourmis en région wallonne. Pour répondre à cette thématique, l'objectif général sera divisé en trois objectifs spécifiques :

1. Déterminer la diversité des communautés de fourmis présentes au sein de six sites calaminaires et un site pauvre en éléments-traces métalliques de la région wallonne.
2. Déterminer les concentrations en éléments-traces métalliques au sein du sol et des ouvrières de *Lasius niger* présentes au sein des différents sites.
3. Examiner les effets des éléments-traces métalliques sur les communautés de fourmis des différents sites.

## 2 Matériel et Méthode

### 2.1 Sites d'échantillonnages

Un total de six sites riches et un site pauvre en éléments-traces métalliques ont été sélectionnés dans le cadre de ce mémoire. Les sites riches en ETM sont la lande de Streupas, la lande de Mehagne, l'Île aux corsaires, la lande de Ninane, le Rocheux et la réserve de Sclaigneaux, tandis que le site pauvre en ETM est la réserve de l'Escaille (Figure 10).



**Figure 10.** Localisation des sept sites d'échantillonnage dans la région wallonne (1:400000, QGIS).

Dans la proximité de la ville de Liège se situent trois sites calaminaires qui sont issus de la pollution émise par l'usine de la Vieille Montagne. Les landes de Streupas et de Mehagne sont des sites calaminaires tertiaires formés suite aux retombées de fumées chargées en ETM, tandis que l'Île aux corsaires est un site calaminaire secondaire, représentant une portion de l'ancien terril de l'usine (Hauteclair, 2007). La lande de Streupas recouvre une superficie d'environ 20 hectares et est située sur la butte gauche de l'Ourthe au sein de la réserve naturelle du Sart-Tilman tandis que la lande de Mehagne recouvre une superficie d'environ 17 hectares et est situé sur la butte droite de l'Ourthe, à Chaudfontaine. L'Île aux corsaires recouvre une superficie de 1,98 hectares et se situe entre l'Ourthe et son canal, à Angleur.

Au sein du reste de la province de Liège se trouvent encore deux sites calaminaires : la lande de Ninane et le Rocheux. La lande de Ninane est un site calaminaire tertiaire formé suite aux retombées des fumées des usines des vallées de la Vesdre et de l'Ourthe et fait partie de la

réserve naturelle de Bois les Dames à Chaudfontaine. Le Rocheux est un site calaminaire primaire situé à Theux, recouvrant une superficie de 3,22 hectares.

Dans la province de Namur se trouvent les réserves de Sclaigneaux et de l'Escaille. La réserve de Sclaigneaux est un site calaminaire secondaire et tertiaire, formé par des scories et des retombées de fumées provenant des industries de la société Dumont (Michaux, 2010). Elle recouvre une superficie de 51,32 hectares et est située à Sclaigneaux. La réserve de l'Escaille correspond à un ancien décanteur de sucrerie. Elle est située à Gembloux et recouvre une superficie de 4,66 hectares.

## 2.2 Communautés de fourmis

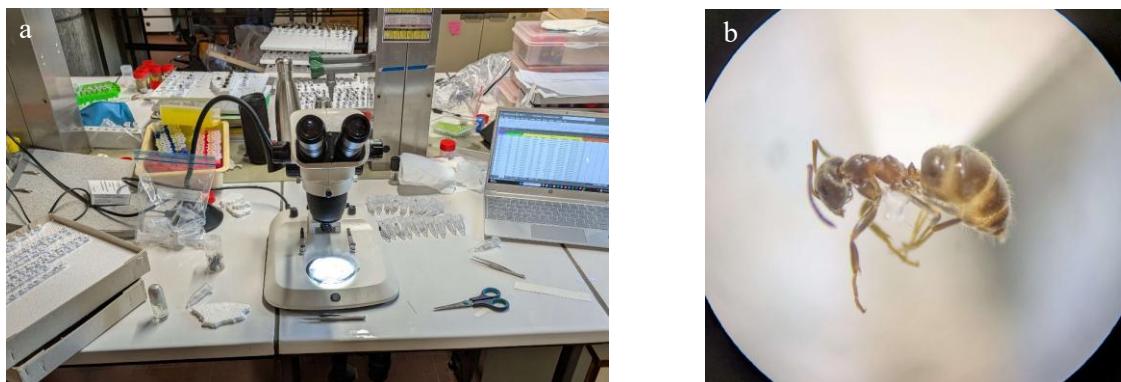
Afin de couvrir une plus grande zone d'échantillonnage ainsi que d'augmenter la probabilité de trouver des espèces moins fréquentes au sein de l'ensemble des sites, les données ont été collectées de manière opportune, les fourmilières étant détectées à la vue. La collecte a été réalisée entre le 1<sup>er</sup> mai et le 1<sup>er</sup> juillet 2025 lors de journées ensoleillées ou nuageuses et sans précipitations pour que les fourmis soient plus actives. Lors des deux premières semaines de mai, les échantillonnages n'ont eu lieu que lors de journées ensoleillées où les températures dépassaient 10°C. La collecte a été effectuée dans six zones, nommées transects de ce mémoire, au sein de chaque site pendant une durée de deux heures par transect, permettant d'avoir un même effort d'échantillonnage pour chacun des sites.

Avant la collecte, des Eppendorfs de 5 ml ont été préalablement remplis d'approximativement 2 ml d'éthanol euro dénaturé 70% pour préserver les fourmis jusqu'à leur identification. Pour chaque échantillon, dix ouvrières ont été prélevées à l'aide d'un aspirateur à insecte à l'entrée ou à proximité de l'entrée de chaque fourmilière trouvée (Figure 11). Dans certains cas, des fourmis repérées en dehors de leur nid ont également été collectées afin de mieux représenter la diversité présente dans des sites. Les fourmis prélevées au sein d'une même fourmilière ont été stockées dans un Eppendorf avec un morceau de papier sur lequel est inscrit le code attribué à l'échantillon ainsi que la date de capture. Des données supplémentaires, comme les coordonnées GPS, la température ou l'heure de collecte ont également été recensées ainsi que des données environnementales permettant de caractériser le milieu tels que le type de milieu, la présence de différents types de plantes ou le type de fourmilière.



**Figure 11.** a. Collecte d'ouvrières d'une colonie de *Lasius niger* à l'aide d'un aspirateur à insectes. b. Aspirateur à insectes contenant des ouvrières récoltées.

L'identification des fourmis a été réalisée dans le laboratoire d'Entomologie fonctionnelle et évolutive, de la faculté de Gembloux Agro-Bio Tech de l'Université de Liège. Les fourmis sont identifiées jusqu'au niveau de l'espèce en utilisant la clé de détermination présente dans le livre “Fourmis de Wallonie” (P. Wegnez et al., 2012), à l'aide d'un stéréomicroscope (NexiusZoom EVO, Euromex) (Figure 12.a). Pour ce faire, les fourmis ont été collées entre la première et la deuxième paire de pattes à l'extrémité de paillettes triangulaires pour être plus facilement manipulées lors de l'identification (Lattke, 2000) (Figure 12.b).



**Figure 12.** a. Plan de travail avec stéréomicroscope lors de l'identification et de l'épinglage des fourmis. b. Vue au stéréomicroscope d'une ouvrière de *Lasius niger* collée à l'extrémité d'une paillette triangulaire.

## 2.3 Concentrations en ETM

### 2.3.1 Spectrométrie d'absorption atomique

La détermination des concentrations en ETM a été réalisée dans le Bureau Environnement et Analyses de Gembloux (BEAGx) par spectrométrie d'absorption atomique sur 9 éléments, dont un semimétal et un élément majeur : le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le mercure (Hg), le plomb (Pb), le zinc (Zn), l'arsenic (As) et le fer (Fe).

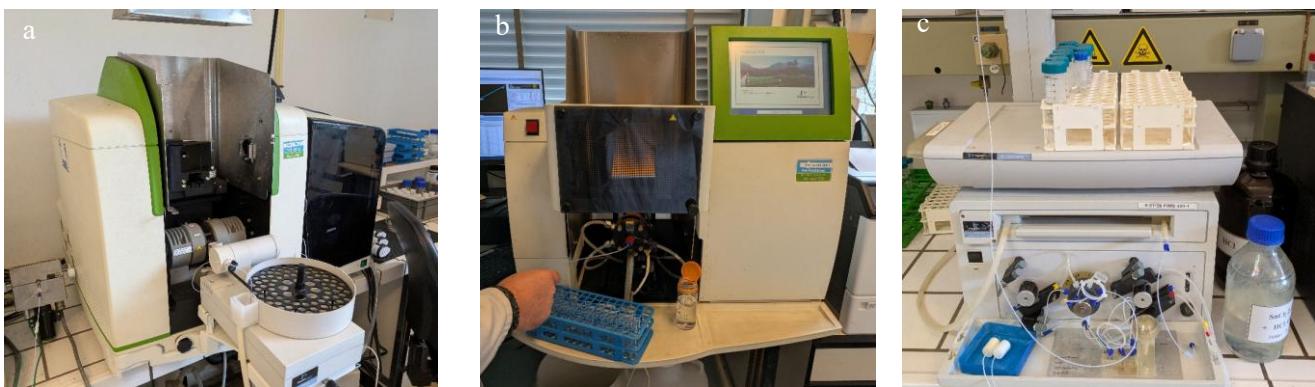
Pour ce faire, trois échantillons de sol et de fourmis ont été prélevés au sein de l'ensemble des sept sites. Les échantillons de fourmis correspondent à 300 ouvrières de *Lasius niger*, prélevées à l'aide d'un aspirateur à insectes au sein d'une fourmilière préalablement identifiée. L'ensemble des fourmis de chaque fourmilière ont été stockées dans un pot en plastique de 50 ml marqué du code attribué à l'échantillon, et contenant 20 ml d'éthanol euro dénaturé 70%. Aucun échantillon de *Lasius niger* n'a été prélevé dans la lande de Mehagne par manque de fourmilière identifiée. Les échantillons de sol correspondent à une carotte de sol, prélevée à l'aide d'une tarière pédologique (Figure 13.a) et située entre 25 et 30 cm de profondeur et à un mètre de l'entrée de la fourmilière de *L. niger* associée (Figure 13.b). Le sol prélevé a été stocké au sein de sachets refermables en plastique, marqués du code attribué à l'échantillon.



**Figure 13. a.** Tarière pédologique plantée dans le sol. **b.** Carotte de sol extraite par la tarière.

Avant d'être traités, les échantillons de sol et de fourmis ont été séchés dans une étuve à 60°C pendant 48 heures. La minéralisation des échantillons s'est déroulée dans des tubes à essais en verre pendant 16 heures et à température ambiante, contenant 0,5 gramme de sol et l'ensemble des fourmis de chaque échantillon ainsi que 9 ml l'eau régale (solution de 6 ml d'acide chloridrique HCl (37g/l) et 3 ml d'acide nitrique H<sub>2</sub>NO<sub>3</sub> (65 g/l)). Les échantillons sont ensuite filtrés à l'aide d'un papier filtre en cellulose à pores de 8 µm, puis mis à niveau dans des ballons jaugés de 100 ml afin d'être analysés par spectrométrie. Un échantillon de sol et de fourmis du site du Rocheux ont été rejetés à cause d'une erreur de manipulation.

La détermination des concentrations en plomb, cadmium et arsenic a été réalisée dans un spectromètre d'absorption atomique par four graphite (PinAAcle 900T, Perkin Elmer) (Figure 14.a). La détermination des concentrations en zinc, cadmium, fer, chrome, cuivre et nickel a été réalisée dans un spectromètre d'absorption atomique par flamme (AAnalyst 200, Perkin Elmer) (Figure 14.b). La détermination des concentrations en mercure a été réalisée dans un analyseur de mercure (FIMS 400, Perkin Elmer) (Figure 14.c).



**Figure 14.** a. Spectromètre d'absorption atomique par four graphite PinAAcle 900T. b. Spectromètre d'absorption atomique par flamme AAnalyst 200. c. Analyseur à mercure FIMS 400.

### 2.3.2 Spectrométrie de fluorescence des rayons X

Trois répliques d'échantillons de sol ont été prélevés à proximité d'une fourmilière de *Lasius niger* préalablement identifiée au sein de trois sites : la lande de Streupas, l'Île aux corsaires et la réserve de Sclaigneaux. Les répliques correspondent à des carottes de sol prélevées à l'aide d'une tarière pédologique situées à une profondeur d'entre 0 à 5 cm, 5 à 10 cm, 10 à 20 cm et 20 à 30 cm. Les échantillons ont été stockés dans des boîtes en plastique contenant un morceau de papier sur lequel était inscrit le code attribué à l'échantillon.

La détermination des concentrations du sol a été réalisée sur 27 éléments et molécules : le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le mercure (Hg), le plomb (Pb), le zinc (Zn), l'arsenic (As), le fer (Fe), l'alumine ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), la silice ( $\text{SiO}_2$ ), l'oxyde de potassium ( $\text{K}_2\text{O}$ ), l'oxyde de calcium ( $\text{CaO}$ ), le pentoxyde de phosphore ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ), le soufre (S), le manganèse (Mn), molybdène (Mo), l'argent (Ag), le baryum (Ba), le Niobium (Nb), le rubidium (Rb), le strontium (Sr), le tantale (Ta), le titane (Ti), le vanadium (V), le tungstène (W), l'yttrium (Y) et le zirconium (Zr). Les concentrations ont été déterminées par spectrométrie de fluorescence des rayons X, à l'aide d'un pistolet XRF (S1 TITAN 600-800, Bruker) (Figure 15).



**Figure 15.** Pistolet XRF (DS-6000 Delta, Olympus) utilisé sur un échantillon de sol superficiel.

## 2.4 Granulométrie

Trois échantillons de sol ont été prélevés à l'aide d'une tarière pédologique à une profondeur de 20 à 30 cm, à proximité d'une fourmilière de *Lasius niger* préalablement identifiée, sur trois des sites : la lande de Streupas, l'Île aux corsaires et la réserve de Sclaigneaux. Les échantillons ont été stockés dans des boîtes en plastique contenant un morceau de papier sur lequel était inscrit le code attribué à l'échantillon.

La méthode par pipette de Robinson a été employée pour déterminer la distribution, en pourcentage de matière minérale sèche et décarbonatée, des particules minérales du sol, classées en argiles, limons et sables. Les argiles, les limons et les sables correspondent à des particules d'une taille comprise entre 0 et 2 µm, 2 et 50 µm et 50 µm et 2 mm respectivement.

Après tamisage à 2 mm de 15 grammes de sol sec par échantillon dans un bêcher de 1 litre, l'élimination de la matière organique a été réalisée durant 12 heures à température ambiante avec l'ajout de 100 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (10%), puis pendant 1h30 à légère ébullition sur une plaque chauffante avec l'ajout de 200 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (10%) supplémentaire. L'élimination des carbonates a été réalisée en maintenant l'ébullition pendant 15 minutes avec 50 ml d'HCl (0,2 M). La formation d'agglomérats a été empêchée par l'ajout de 25 ml de peptisant (solution de Na(PO<sub>3</sub>)<sub>n</sub> et de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) pendant 10 minutes à ébullition.

Après refroidissement et transvasement de 300 ml d'échantillons dans des flacons en verre de 500 ml, la séparation de la fraction sableuse et de la fraction argileuse a été réalisée par tamisage humique à 50 µm au-dessus d'une éprouvette d'un litre. Les sables récoltés ont été placés dans des bêchers de 150 ml préalablement tarés et ont été séchés pendant 8 heures à 105°C dans une étuve avant d'être pesés. La séparation de la fraction argileuse et de la fraction limoneuse a été réalisée dans l'éprouvette de 1 litre à 30°C, à l'aide d'une pipette Robinson. Cette dernière a pipeté des échantillons à différents moments et à différentes profondeurs, suivant la loi de Stokes. Les échantillons pipetés ont été placés dans des coupelles préalablement tarées et ont été séchés pendant 8 heures à 105°C dans une étuve avant d'être pesés.

## 2.5 Analyses statistiques

L'intégralité des analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel Rstudio (Version 2024.12.1). Les communautés de fourmis présentes au sein des différents sites et leur diversité ont été analysées dans un premier temps et les concentrations en éléments-traces métalliques retrouvées dans les sols et dans les ouvrières de *Lasius niger* dans un second temp.

Des analyses inférentielles ont été effectuées après vérification des conditions d'application des tests. Pour ce faire, la normalité des données a été vérifiée à l'aide d'un test de Shapiro-Wilk (Royston, 1995) et l'homoscédasticité des données a été vérifiée à l'aide d'un test de Bartlett (Bartlett, 1937). Si les conditions étaient validées, un test paramétrique d'analyse de variance (ANOVA) (Chambers, 1992) a été utilisé et suivi d'un test post-hoc de Tukey (Yandell, 1997) en cas de différence significative. Si les conditions n'étaient pas validées, un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis (Hollander et al., 2014) a été utilisé et suivi d'un test post-hoc de Dunn (Dunn, 1961) en cas de différence significative.

### 2.5.1 Communautés de fourmis

La diversité alpha est une mesure de la diversité des espèces présentes au sein d'un écosystème (Whittaker, 1960). Elle a été évaluée à l'aide des indices de Chao, Simpson et Shannon et de courbes d'accumulation, de la richesse spécifique et de l'abondance. La diversité beta est une mesure de la diversité des espèces par rapport à leur répartition entre différents écosystèmes (Whittaker, 1960). Elle a été évaluée à l'aide d'analyses en coordonnées principales et d'espèces indicatrices.

#### a. Indice de Chao et courbe d'accumulation

L'indice de Chao est un estimateur de la diversité spécifique présente dans un site (Chao, 1987). Il permet ainsi, à partir de données d'abondance d'espèces observées, d'estimer le nombre d'espèces réellement présentes au sein du site. Il est obtenu à l'aide de la formule suivante :

$$\hat{S}_{Chao1} = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

avec  $S_{obs}$  le nombre d'espèces observées,  $a$  le nombre d'espèces représentées par un seul individu et  $b$  le nombre d'espèces représentées par deux individus. L'indice de Chao a été déterminé avec la fonction estimateR du package vegan (Chao, 1987).

Une courbe d'accumulation est un graphique montrant le nombre d'espèces observées cumulées en fonction du nombre d'unités d'échantillonnage, donnant une indication sur l'effort d'échantillonnage (Gardener, 2014). Il représente une courbe croissante dont la pente diminue avec l'effort d'échantillonnage pour éventuellement atteindre une asymptote, correspondant au nombre total d'espèces présentes dans le site. Les courbes d'accumulation des sites ont été déterminées avec la fonction accumcomp du package BiodiversityR (Kindt & Coe, 2005).

### b. Richesse spécifique et abondance

La richesse spécifique correspond au nombre total d'espèces différentes observées au sein d'un même site. L'abondance correspond au nombre total d'individus (ou une unité expérimentale) observés au sein d'un même site. Dans ce cas-ci, les unités expérimentales correspondent aux colonies. La richesse spécifique et l'abondance sont donc des estimations pouvant être sous-estimées selon l'effort et la méthode d'échantillonnage. La comparaison avec l'indice de Chao et les courbes d'accumulations peut cependant atténuer ce problème.

### c. Indices de Simpson et de Shannon

Les indice de Simpson et de Shannon sont deux indices permettant d'évaluer l'homogénéité des communautés au sein d'une site. Ils ont été déterminés avec la fonction diversity du package vegan (Jost, 2007).

L'indice de Simpson correspond à la probabilité que deux individus pris au hasard appartiennent à la même espèce (Simpson, 1949). Il tend ainsi à attacher plus d'importance aux espèces abondantes qu'aux espèces rares. Il est compris entre les valeurs de 0 et de 1 (exclu), où les valeurs proches de 0 indiquent que la communauté est dominée par une espèce, et où les valeurs proches de 1 indiquent que la communauté est diverse. Il est obtenu à partir de la formule suivante :

$$E = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

où S est le nombre d'espèces et  $p_i$  est la proportion d'individus de l'espèce i.

L'indice de Shannon correspond à la probabilité qu'un organisme pris au hasard appartienne à une certaine espèce (Shannon, 1948). À l'inverse de l'indice de Simpson, il tend à attacher plus d'importance aux espèces rares qu'aux espèces abondantes. Il est compris entre les valeurs de 0 et du logarithme népérien du nombre d'espèces, où les valeurs proches de 0 indiquent que la communauté est dominée par une espèce, et où les valeurs proches du maximum indiquent que la communauté est diverse. Il est obtenu à partir de la formule suivante :

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

où S est le nombre d'espèces et  $p_i$  est la proportion d'individus de l'espèce i.

#### d. Analyse en coordonnées principales

Une analyse en coordonnées principales (PCoA) est une représentation graphique de la (dis)similarité des communautés entre des sites. Elle se base sur une matrice de distance de Bray-Curtis créée à partir des communautés de fourmis présentes dans les différents sites et génère différents axes expliquant au mieux la variance des communautés. Deux PCoA ont été réalisées, l'une se basant sur les communautés dans les sites, l'autre se basant sur les communautés au sein des différents transects. La matrice de distance et la PCoA ont été réalisées avec les fonctions vegdist du package vegan (Aitchison, 1986) et cmdscale du package stats (Mardia, 1978).

#### e. Espèces indicatrices

Une espèce indicatrice est une espèce dont la présence, l'absence ou encore l'abondance permet de refléter un environnement particulier. Elles ont été déterminée avec la fonction multipatt du package indic species (Cáceres & Legendre, 2009). L'indice de valeur indicatrice (IndVal), compris entre 0 et 1, informe sur la qualité de l'espèce indicatrice avec de meilleures espèces possédant une valeur proche de 1. Il est obtenu à partir des formules suivantes :

$$IndVal_{i,j} = A_{i,j} \times B_{i,j} \times 100$$

avec :  $A_{i,j} = \frac{N_{\text{individus}(i,j)}}{N_{\text{individus}(i)}}$  ,  $B_{i,j} = \frac{N_{\text{sites}(i,j)}}{N_{\text{sites}(j)}}$

où  $N_{\text{individus}(i,j)}$  est le nombre d'individus de l'espèce i dans le groupe j,  $N_{\text{individus}(i)}$  est le nombre total d'individus i dans tous les groupes,  $N_{\text{sites}(i,j)}$  est le nombre de sites du groupe j où l'espèce i est présente et  $N_{\text{sites}(j)}$  est le nombre total de sites du groupe j.  $A_{i,j}$  correspond ainsi à la spécificité de l'espèce i au groupe j et  $B_{i,j}$  à la fidélité de l'espèce i au groupe j.

### 2.5.2 Analyse des concentrations en ETM

#### a. Analyse de redondance

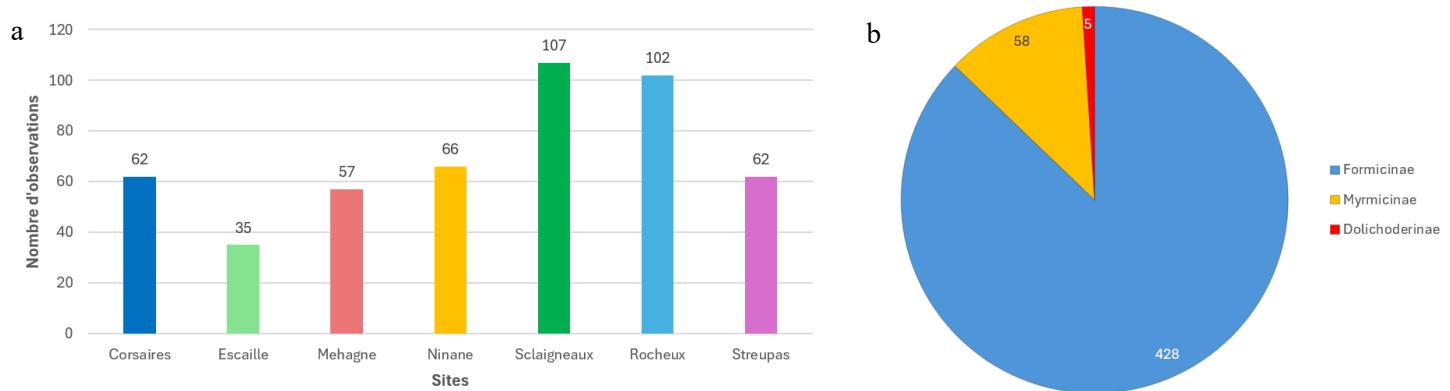
L'analyse de redondance est une méthode permettant de mesurer les effets de variables environnementales sur la variabilité d'une composition de communautés. Pour cela, une analyse canonique des coordonnées principales (CAP), basée sur une PCoA contrainte par les concentrations en ETM a été réalisée. L'analyse de redondance a été réalisée avec la fonction capscale du package stats (Anderson & Willis, 2003).

### 3 Résultats

#### 3.1 Communautés de fourmis

##### 3.1.1 Description du jeu de données

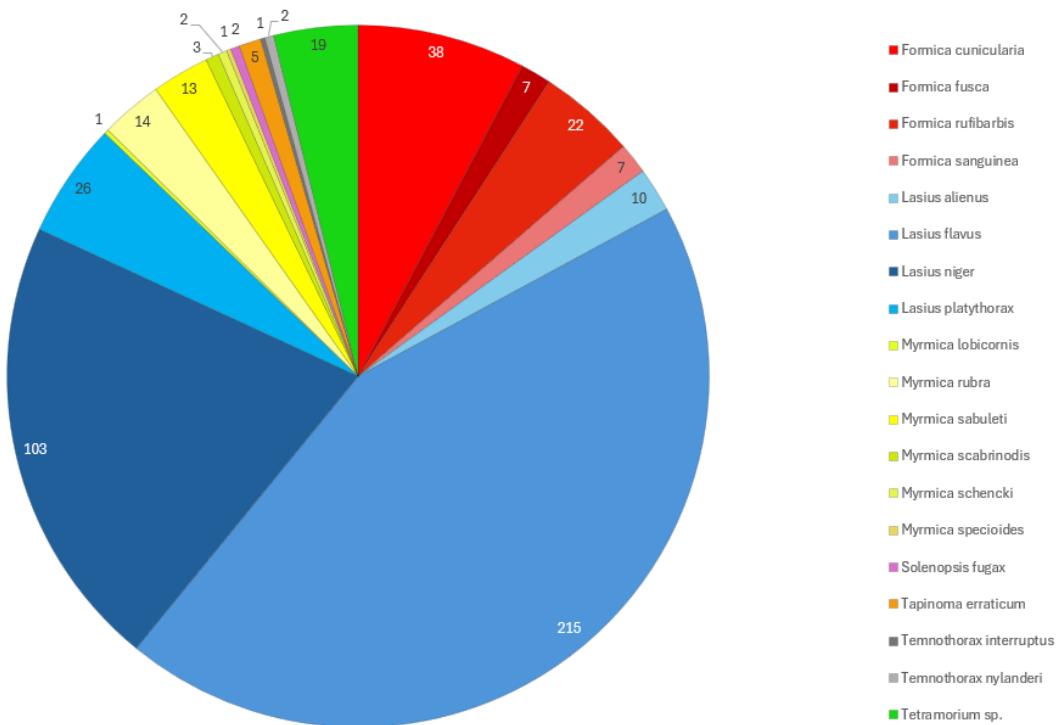
Au total, 491 observations de fourmis ont été réalisées au sein de l'ensemble des sites. 62 observations proviennent de l'Île aux corsaires, 35 de la réserve de l'Escaille, 57 de la lande de Mehagne, 66 de la lande de Ninane, 102 du site du Rocheux, 107 de la réserve de Sclaigneaux et 62 de la lande de Streupas (Figure 16.a). L'ensemble des fourmis est réparti en 3 sous-familles : les Formicinae, les Myrmicinae et les Dolichoderinae avec 428, 58 et 5 observations respectivement (Figure 16.b).



**Figure 16.** a. Histogramme du nombre d'observations effectuées par site. b. Diagramme circulaire de la répartition en sous-familles des fourmis identifiées.

Elles sont également réparties en 19 espèces étant, par ordre d'importance, *Lasius flavus* (Fabricius, 1782) avec 215 observations, *Lasius niger* avec 103 observations, *Formica cunicularia* Latreille, 1798 avec 38 observations, *Lasius platythorax* avec 26 observations, *Formica rufibarbis* Fabricius, 1793 avec 22 observations, *Tetramonium sp.* avec 19 observations, *Myrmica rubra* (Linnaeus, 1758) avec 14 observations, *Myrmica sabuleti* Meinert, 1861 avec 13 observations, *Lasius alienus* (Förster, 1850) avec 10 observations, *Formica fusca* Linnaeus, 1758 et *Formica sanguinea* Latreille, 1798 avec toutes les deux 7 observations, *Tapinoma erraticum* (Latreille, 1798) avec 5 observations, *Myrmica scabrinodis* Nylander, 1846 avec 3 observations, *Myrmica schencki* (Viereck, 1903), *Solenopsis fugax* (Latreille, 1798) et *Temnothorax nylanderi* (Förster, 1850) avec toutes les trois 2 observations et *Myrmica lobicornis* Nylander, 1846, *Myrmica specioides* Bondroit, 1918 et *Temnothorax interruptus* (Schenck, 1852) avec toutes les trois 1 observation (Figure 17). Les ouvrières n'ont pas pu être identifiées jusqu'à l'espèce dans le cas du genre *Tetramorium*, puisqu'il est nécessaire d'avoir des individus sexués, qui n'étaient pas ciblés par la collecte, afin de

différencier *Tetramorium caespitum* (Linnaeus, 1758) de *Tetramorium impurum* (Förster, 1850). Ces individus ont ainsi été classés dans le groupe *Tetramonium sp.*. Des diagrammes circulaires des espèces ont également été réalisés pour les différents sites (Annexe 1).



**Figure 17.** Diagramme circulaire de la diversité spécifique de fourmis au sein de l'ensemble des sites étudiés, avec en rouge le genre *Formica*, en bleu le genre *Lasius*, en jaune le genre *Myrmica*, en mauve le genre *Solenopsis*, en orange le genre *Tapinoma*, en gris le genre *Temnothorax* et en vert le genre *Tetramorium*.

On remarque que deux espèces sont prédominantes dans les observations : *Lasius flavus* et *Lasius niger*, qui représentent à elles deux 64,77% des données recueillies (43,79% et 20,98% respectivement).

### 3.1.2 Diversité alpha

#### a. Indice de Chao et courbes d'accumulation

Au sein des sept sites, les indices de Chao ont été réalisés pour estimer le nombre d'espèces présentes et la proportion d'espèces ayant été observées (Tableau 1), ainsi que les courbes d'accumulation pour visualiser si l'échantillonnage représente correctement la diversité rencontrée dans les sites (Figure 18). On constate que la proportion d'espèces observées est très importante par rapport au nombre d'espèces estimées par l'indice de Chao, allant de 76,75% dans le cas du Rocheux et atteignant jusqu'à 100% dans l'Île aux corsaires, la réserve de l'Escaille et la réserve de Sclaigneaux.

Sites	Espèces observées	Chao1	Pourcentage d'espèces observées (%)
Île aux corsaires	10	10,00 ± 0,158	100
Réserve de l'Escaille	4	4,00 ± 0	100
Lande de Mehagne	10	12,00 ± 2,861	83,33
Lande de Ninane	8	8,50 ± 1,273	94,12
Rocheux	11	14,33 ± 4,097	76,75
Réserve de Sclaigneaux	7	7,00 ± 0,463	100
Lande de Streupas	9	10,00 ± 1,799	90

Tableau 1. Estimateurs de Chao1 selon le nombre d'espèces de fourmis observées dans les différents sites.

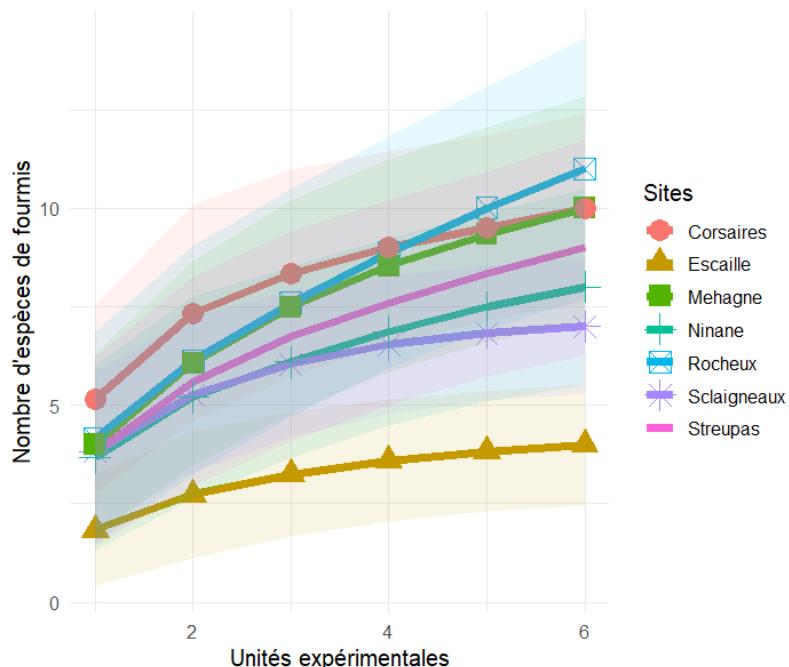
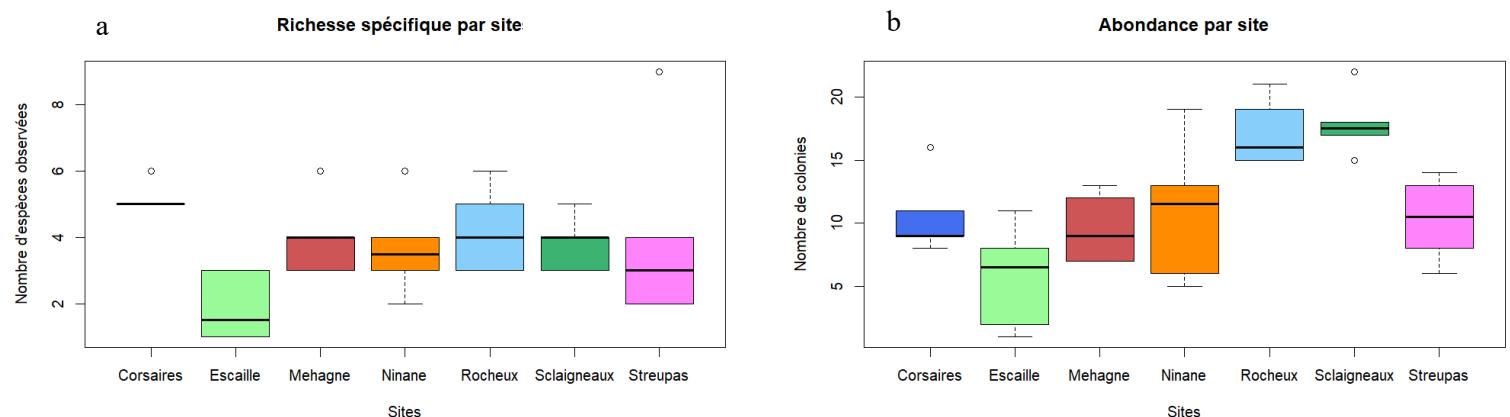


Figure 18. Courbes d'accumulation pour l'échantillonnage des différents sites.

### b. Richesse spécifique et abondance

La richesse spécifique dans les sites (Figure 19.a) a été évaluée à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis, qui détermine une différence significative entre les sites ( $\chi^2=17,772$ ,  $df=6$ ,  $p=0,0068$ ). Un test post-hoc de Dunn a été appliqué pour déterminer les différences significatives entre les différents sites (tableau 2). La richesse spécifique de l'Île aux corsaires est donc significativement différente, et visuellement supérieure, à celles de la réserve de l'Escaille, de la lande de Ninane, de la réserve de Sclaigneaux et de la lande Streupas et la richesse spécifique de la réserve de l'Escaille est significativement différente, et visuellement inférieure, à celles de tous les autres sites à l'exception de la lande de Streupas.

L'abondance dans les sites (Figure 19.b) a été évaluée à l'aide d'une ANOVA, qui détermine une différence significative entre les sites ( $F=9,854$ ,  $df=6$ ,  $p=2,3 \times 10^{-6}$ ). Un test post-hoc de Tukey a été appliqué pour déterminer les différences significatives entre les différents sites (tableau 2). Ainsi, les abondances du Rocheux et de la réserve de Sclaigneaux sont significativement différentes, et visuellement supérieures, à celles de tous les autres sites, à l'exception du Rocheux et de la lande de Ninane.



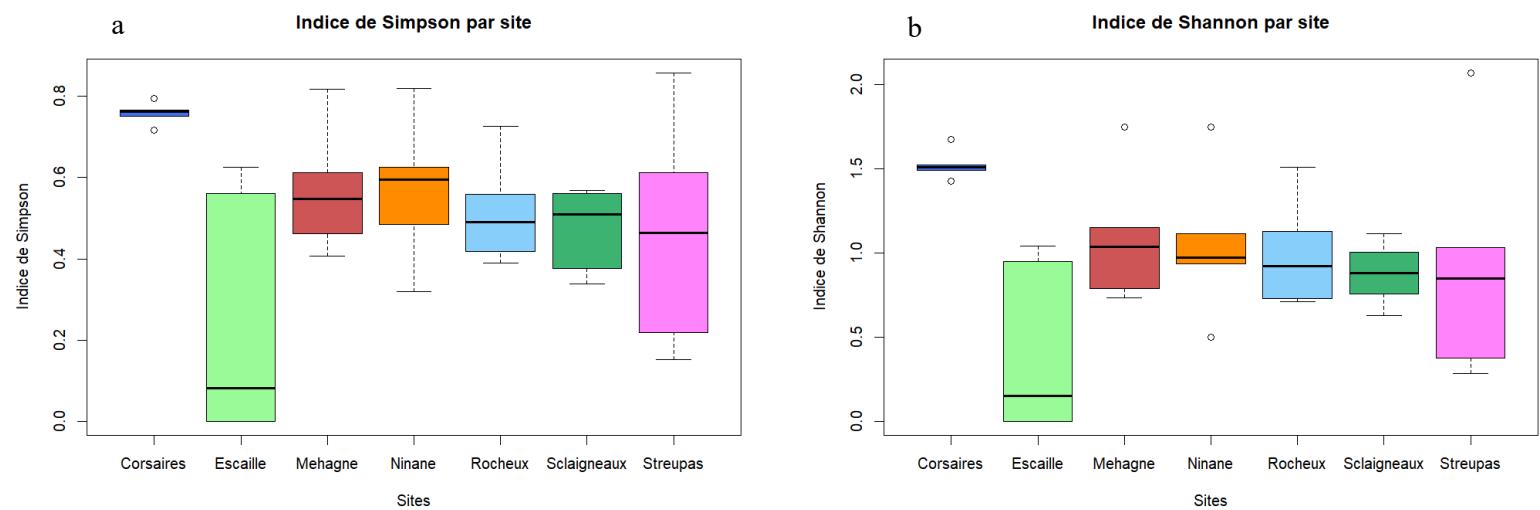
**Figure 19.** a. Boxplots de la richesse spécifique des différents sites. b. Boxplots de l'abondance des différents sites.

Indice	Comparaisons des sites	P-valeur
Richesse spécifique	Corsaires-Escaille	0,0000
	Corsaires-Ninane	0,0214
	Corsaires-Sclaigneaux	0,0445
	Corsaires-Streupas	0,0074
	Escaille-Mehagne	0,0065
	Escaille-Ninane	0,0220
	Escaille-Rocheux	0,0043
	Escaille-Sclaigneaux	0,0097
Abondance	Rocheux-Corsaires	0,0216
	Rocheux-Escaille	$2,7 \times 10^{-5}$
	Rocheux-Mehagne	0,0069
	Rocheux-Streupas	0,0216
	Sclaigneaux-Corsaires	0,0069
	Sclaigneaux-Escaille	$7,3 \times 10^{-6}$
	Sclaigneaux-Mehagne	0,0021
	Sclaigneaux-Ninane	0,0173
	Sclaigneaux-Streupas	0,0069

**Tableau 2.** Résultats du test de Dunn sur la richesse spécifique et sur l'abondance entre les sites.

### c. Indices de Simpson et de Shannon

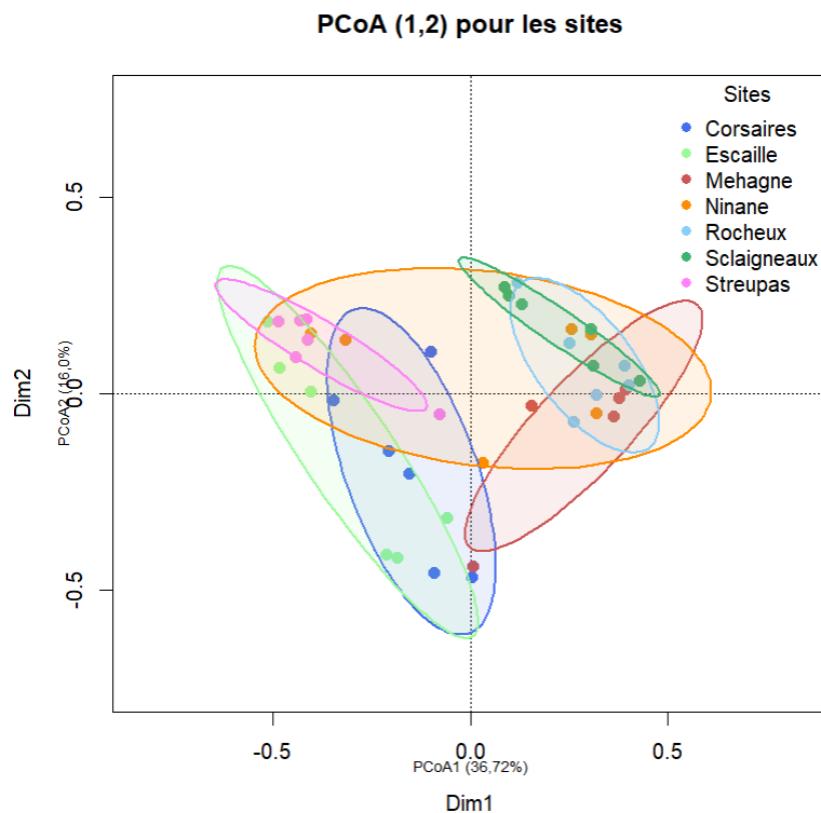
Les indices de Simpson dans les sites (Figure 20.a) et de Shannon dans les sites (Figure 20.b) ont été évalués à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis qui détermine une différence significative entre les sites pour l'indice de Simpson ( $\chi^2=15,634$ ,  $dl=6$ ,  $p=0,0159$ ) et pour l'indice de Shannon ( $\chi^2=15,448$ ,  $dl=6$ ,  $p=0,0170$ ). Un test post-hoc de Dunn a été appliqué pour déterminer les différences significatives entre les différents sites et ne montre une différence significative qu'entre l'Île aux corsaires et la réserve de l'Escaille à la fois pour l'indice de Simpson ( $z=3,6248$ ,  $dl=6$ ,  $p=0,0061$ ) et de Shannon ( $z=3,7425$ ,  $dl=6$ ,  $p=0,0038$ ). Ainsi, les indices pour l'Île aux corsaires sont visuellement supérieurs à ceux de la réserve de l'Escaille, bien que ces derniers soient similaires aux indices du reste des sites.



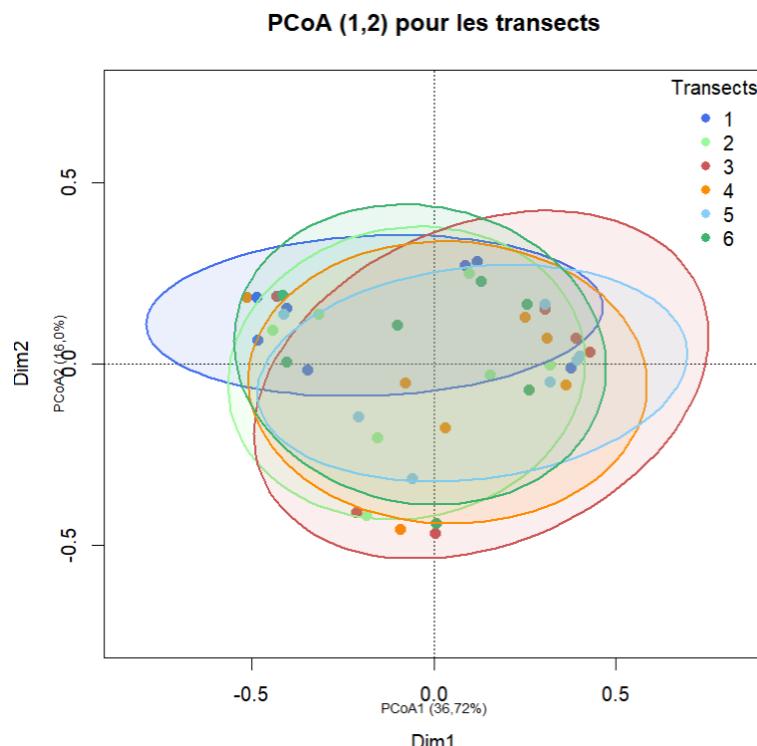
**Figure 20.** a. Boxplots de l'indice de Simpson des différents sites. b. Boxplots de l'indice de Shannon des différents sites.

#### 3.1.3 Diversité beta

Une analyse en coordonnées principales (PCoA) a été réalisée sur les communautés de fourmis entre les différents sites (Figure 21) et entre les différents transects de chaque site (Figure 22). Deux axes ont été utilisés, le premier expliquant 36,72% de la variabilité et le second expliquant 16,0% de la variabilité, ce qui représente au total 52,72% de la variabilité. Les différences entre les sites et les transects ont été déterminées par une PERMANOVA qui détermine une différence significative entre les sites ( $f=2,9972$ ,  $dl=6$ ,  $p=0,019$ ) mais pas entre les transects ( $f=0,3571$ ,  $dl=6$ ,  $p=0,879$ ). Un test pairwise adonis a été appliqué pour déterminer les différences entre les sites (Tableau 3). L'ensemble des sites sont marginalement différents les uns des autres à l'exception du Rocheux et de la réserve de Sclaigneaux ne présentant pas de différence significative.



**Figure 21.** Analyse en composantes principales (PCoA) de l'ensemble des sites selon les axes Dim1 (36,72%) et Dim2 (16,0%).



**Figure 22.** Analyse en composantes principales (PCoA) de l'ensemble des transects selon les axes Dim1 (36,72%) et Dim2 (16,0%).

Comparaisons des sites	Modèle F	Df	P-valeur	Comparaisons des sites	Modèle F	Df	P-valeur
Corsaires-Escaille	4,8683	1	0,038	Mehagne-Ninane	3,2097	1	0,045
Corsaires-Mehagne	8,5720	1	0,038	Mehagne-Rocheux	5,2938	1	0,045
Corsaires-Ninane	5,5855	1	0,045	Mehagne-Sclaigneaux	6,1409	1	0,045
Corsaires-Rocheux	8,7447	1	0,045	Mehagne-Streupas	13,6231	1	0,045
Corsaires-Sclaigneaux	10,1675	1	0,045	Ninane-Rocheux	5,6981	1	0,045
Corsaires-Streupas	4,5691	1	0,045	Ninane-Sclaigneaux	5,5390	1	0,021
Escaille-Mehagne	6,9443	1	0,021	Ninane-Streupas	5,9064	1	0,045
Escaille-Ninane	4,0482	1	0,045	Rocheux-Sclaigneaux	1,3359	1	0,269
Escaille-Rocheux	9,1503	1	0,038	Rocheux-Streupas	18,0162	1	0,038
Escaille-Sclaigneaux	8,6366	1	0,045	Sclaigneaux-Streupas	15,1300	1	0,045
Escaille-Streupas	3,8288	1	0,045				

**Tableau 3.** Résultats de la PERMANOVA par pairwise adonis sur l'ensemble des sites lors de la PCoA.

### 3.1.4 Espèces indicatrices

La recherche d'espèces indicatrices a mis en évidence 7 espèces qui sont significativement associées à un site spécifique (Tableau 4). *Formica rufibarbis* et *cunicularia* sont associées à l'Île aux corsaires, *Myrmica rubra* est associée à la réserve de l'Escaille, *Lasius alienus* à la lande de Mehagne, *Lasius platythorax* à la lande de Ninane, *Lasius flavus* à la réserve de Sclaigneaux et *Lasius niger* à la lande de Streupas. Aucune espèce n'est significativement associée au site du Rocheux et aucune espèce n'est associée à plusieurs sites.

Espèces indicatrices			
Espèces	Sites	IndVal	P-valeur
<i>Formica rufibarbis</i>	Corsaires	0,584	0,035
<i>Formica cunicularia</i>	Corsaires	0,574	0,050
<i>Myrmica rubra</i>	Escaille	0,913	0,005
<i>Lasius alienus</i>	Mehagne	0,683	0,020
<i>Lasius platythorax</i>	Ninane	0,780	0,005
<i>Lasius flavus</i>	Sclaigneaux	0,579	0,005
<i>Lasius niger</i>	Streupas	0,615	0,010

**Tableau 4.** Espèces indicatrices associées à leur site et leur indice de valeur indicatrice.

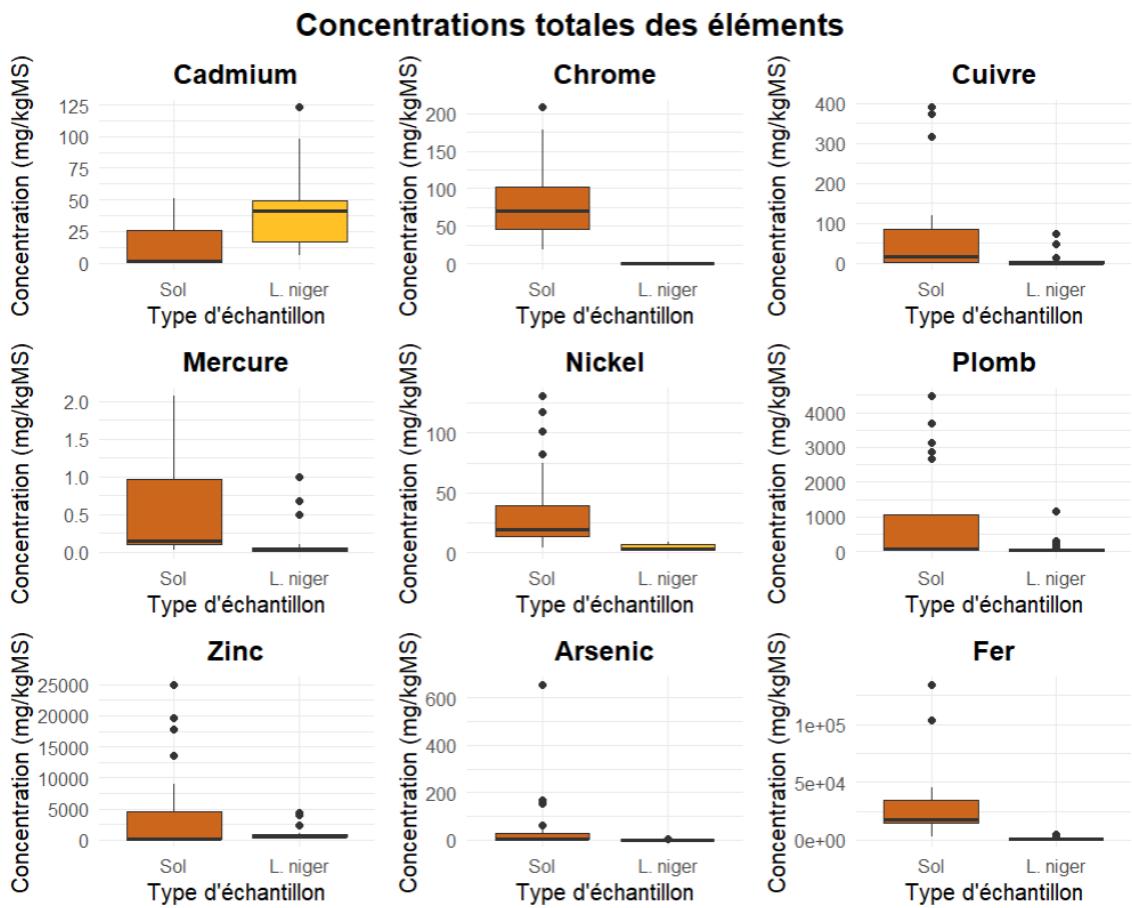
## 3.2 Concentrations en ETM

### 3.2.1 Spectrométrie d'absorption atomique

Les concentrations des ETM (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn) et de deux éléments (As et Fe) présents dans le sol et les ouvrières de *Lasius niger* dans tous les sites ont été déterminées par spectrométrie d'absorption atomique (Figure 23).

Les concentrations totales à travers les sites en cadmium valent 0,75 mg/kgMS dans les sols et 32 mg/kgMS dans les ouvrières. Les concentrations totales en chrome valent 102 mg/kgMS dans les sols et <1 mg/kgMS dans les ouvrières. Les concentrations totales en cuivre valent 20 mg/kgMS dans les sols et 14 mg/kgMS dans les ouvrières. Les concentrations totales en mercure valent 0,28 mg/kgMS dans les sols et 0,10 mg/kgMS dans les ouvrières. Les concentrations totales en nickel valent 22 mg/kgMS dans les sols et 5 mg/kgMS dans les ouvrières. Les concentrations totales en plomb valent 109 mg/kgMS dans les sols et 47 mg/kgMS dans les ouvrières. Les concentrations totales en zinc valent 1530 mg/kgMS dans les sols et 550 mg/kgMS dans les ouvrières. Les concentrations totales en arsenic valent 7,5 mg/kgMS dans les sols et <0,1 mg/kgMS dans les ouvrières. Les concentrations totales en fer valent 15 835 mg/kgMS dans les sols et 808 mg/kgMS dans les ouvrières (Tableau 5).

Les concentrations ont été évaluées par trois comparaisons : les concentrations des différents éléments dans les sols, les concentrations des différents éléments dans les ouvrières et les concentrations pour chaque élément dans le sol et dans les ouvrières. Des tests de Kruskal-Wallis ont déterminé des différences significatives entre les concentrations des différents éléments du sol ( $\chi^2=130,00$ ,  $dl=8$ ,  $p=3,41 \times 10^{-24}$ ), des ouvrières ( $\chi^2=136,00$ ,  $dl=8$ ,  $p=1,62 \times 10^{-25}$ ), ainsi que les concentrations dans le sol et dans les ouvrières (Tableau 6). On constate que les concentrations des éléments sont significativement différentes dans le sol et dans les ouvrières, à l'exception du plomb et du zinc. Des tests post-hoc de Dunn ont été appliqués pour déterminer les différences significatives des différentes comparaisons (Tableau 7). Les boxplots des concentrations en ETM selon les sites pour les sols et les fourmis peuvent être retrouvés en annexes (Annexe 2 et 3).



**Figure 23.** Boxplots des concentrations des éléments étudiés au sein des sols et des ouvrières de *Lasius niger*; tous sites confondus.

Élément	Sol (mg/kgMS)	Écart-type inférieur	Écart-type supérieur	Ouvrières (mg/kgMS)	Écart-type inférieur	Écart-type supérieur
Cadmium	0,75	0,28	25,6	32,11	14,9	40,5
Chrome	102	43	105	<1	0	0
Cuivre	20	7	88	14	1	40
Mercure	0,28	0,09	1	0,1	0,01	1
Nickel	22	11	101	5	2	22
Plumb	109	27	3500	47	25	122
Zinc	1530	550	17752	550	268	1178
Arsenic	7,5	2,7	657	<0,1	0	0,4
Fer	15835	4659	134578	808	345	2400

**Tableau 5.** Médianes des concentrations totales des éléments dans les sols et dans les ouvrières de *Lasius niger*.

Comparaison	Élément	Chi <sup>2</sup>	Df	P-valeur
Sol-ouvrières	Cadmium	11,0	1	8,93x10 <sup>-4</sup>
	Chrome	29,7	1	4,98x10 <sup>-8</sup>
	Cuivre	9,43	1	0,002
	Mercure	13,4	1	2,54x10 <sup>-4</sup>
	Nickel	24,2	1	8,79x10 <sup>-7</sup>
	Plomb	2,76	1	0,097
	Zinc	1,27	1	0,259
	Arsenic	23,4	1	1,31x10 <sup>-6</sup>
	Fer	26,5	1	2,60x10 <sup>-7</sup>

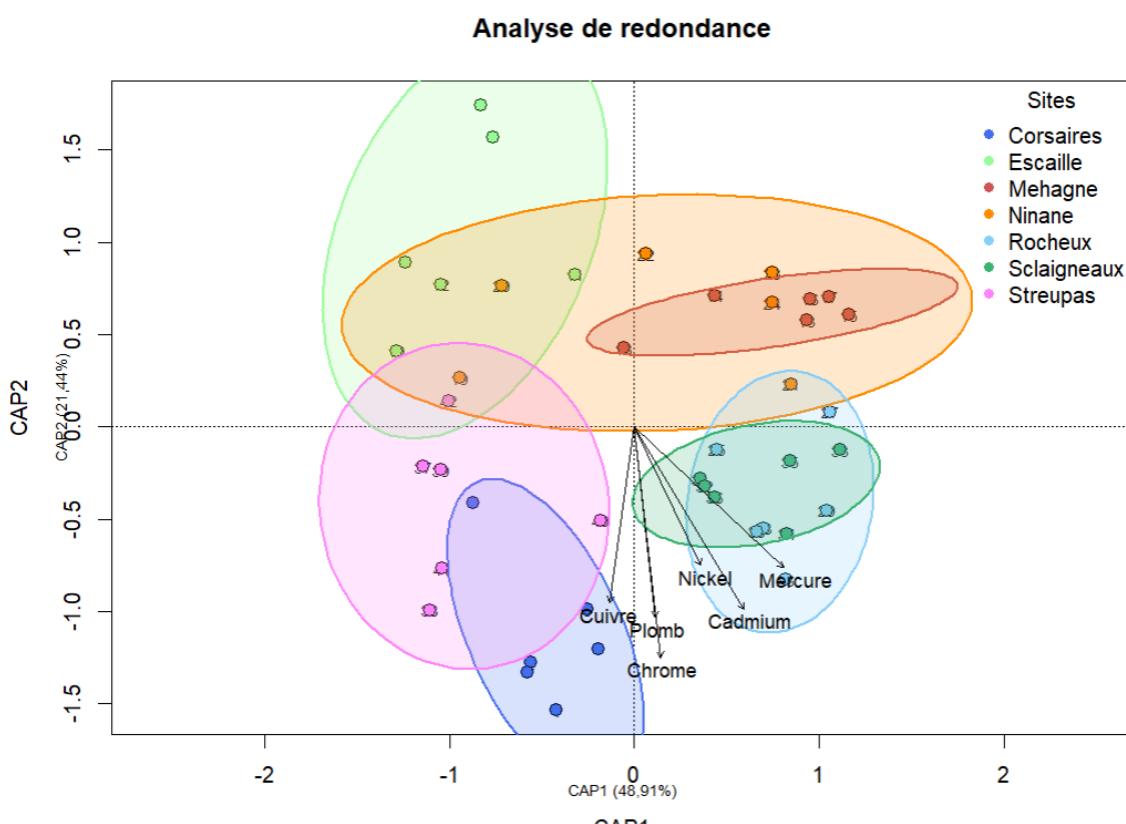
**Tableau 6.** Résultats du test de Kruskal-Wallis sur les concentrations des éléments dans les sols et dans les ouvrières de *Lasius niger*.

Comparaison	Comparaison des éléments	Z-valeur	P-valeur
Sol-Sol	Cadmium-Chrome	-3,76	3,10x10 <sup>-3</sup>
	Cadmium-Plomb	-4,01	1,07x10 <sup>-3</sup>
	Cadmium-Zinc	-5,56	4,96x10 <sup>-7</sup>
	Cadmium-Fer	-7,34	3,74x10 <sup>-12</sup>
	Chrome-Mercure	5,67	2,64x10 <sup>-7</sup>
	Chrome-Fer	-3,59	6,02x10 <sup>-3</sup>
	Cuivre-Mercure	3,69	4,01x10 <sup>-3</sup>
	Cuivre-Zinc	-3,77	2,90x10 <sup>-3</sup>
Ouvrières-Ouvrières	Cuivre-Fer	-5,56	4,83x10 <sup>-7</sup>
	Mercure-Nickel	-3,84	2,24x10 <sup>-3</sup>
	Mercure-Plomb	-5,92	5,67x10 <sup>-8</sup>
	Mercure-Zinc	-7,47	1,50x10 <sup>-12</sup>
	Nickel-Zinc	-3,63	5,14x10 <sup>-3</sup>
	Arsenic-Mercure	3,09	3,65x10 <sup>-2</sup>
	Arsenic-Zinc	-4,38	2,15x10 <sup>-4</sup>
	Arsenic-Fer	-6,17	1,26x10 <sup>-8</sup>
Ouvrières-Ouvrières	Fer-Mercure	9,25	3,95x10 <sup>-19</sup>
	Fer-Nickel	5,42	1,10x10 <sup>-6</sup>
	Fer-Plomb	3,33	1,57x10 <sup>-2</sup>
	Cadmium-Chrome	3,50	8,43x10 <sup>-3</sup>
	Cadmium-Mercure	5,77	1,42x10 <sup>-7</sup>
	Chrome-Plomb	-3,64	4,94x10 <sup>-3</sup>
	Chrome-Zinc	-5,76	1,52x10 <sup>-7</sup>
	Chrome-Fer	-5,96	4,60x10 <sup>-8</sup>
Ouvrières-Ouvrières	Cuivre-Mercure	3,26	2,03x10 <sup>-2</sup>
	Cuivre-Zinc	-4,77	3,24x10 <sup>-5</sup>
	Cuivre-Fer	-4,97	1,19x10 <sup>-5</sup>
	Mercure-Nickel	-3,67	4,37x10 <sup>-3</sup>
	Mercure-Plomb	-5,91	6,12x10 <sup>-8</sup>
	Mercure-Zinc	-8,03	1,73x10 <sup>-14</sup>
	Nickel-Zinc	-4,36	2,32x10 <sup>-4</sup>
	Arsenic-Cadmium	-4,60	7,62x10 <sup>-5</sup>
Ouvrières-Ouvrières	Arsenic-Plomb	-4,74	3,85x10 <sup>-5</sup>
	Arsenic-Zinc	-6,86	1,23x10 <sup>-10</sup>
	Arsenic-Fer	-7,06	3,02x10 <sup>-11</sup>
	Fer-Mercure	8,23	3,36x10 <sup>-15</sup>
	Fer-Nickel	4,56	9,18x10 <sup>-5</sup>

**Tableau 7.** Résultats des tests de Dunn sur les concentrations en éléments entre les sols et entre les ouvrières de *Lasius niger*.

### 3.2.2 Analyse de redondance

Une analyse canonique des coordonnées principales a été réalisée à partir des communautés de fourmis, sous contraintes des concentrations des éléments dans les sols (Figure 24). Deux axes ont été utilisés, le premier expliquant 48,91% de la variabilité et le second expliquant 21,44% de la variabilité, ce qui représente au total 70,35% de la variabilité. Une analyse de la corrélation entre les éléments a montré que le zinc, l'arsenic et le fer sont hautement corrélés au plomb (0,999), au cuivre (0,990) et au nickel (0,935) respectivement ; ils ne sont donc pas représentés sur le graphique. L'effet des concentrations en éléments dans les sols permet d'expliquer 48,12% de la dissimilarité des communautés.

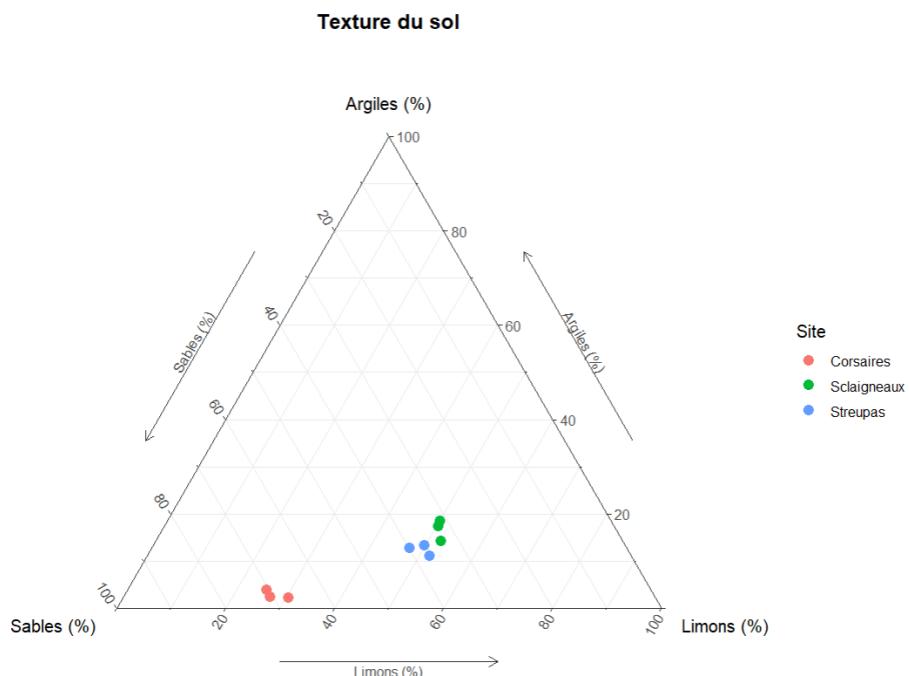


**Figure 24.** Analyse canonique des coordonnées principales des communautés de fourmis, sous contraintes des concentrations en éléments dans le sol.

### 3.3 Granulométrie

Les textures du sol des sites de Corsaires, de Sclaigneaux et de Streupas ont été représentées à l'aide d'un diagramme ternaire (Figure 25). Les teneurs en argiles ont été évaluées à l'aide d'une ANOVA, qui montre une différence significative entre les sites ( $f=66,14$ ,  $dl=2$ ,  $p=0,00009$ ). Un test post-hoc de Tukey montre des différences significatives entre le site de Corsaires et de Sclaigneaux ( $p=0,00007$ ), de Corsaires et de Streupas ( $p=0,00061$ ) et de Sclaigneaux et Streupas ( $p=0,028$ ). Le site de Corsaires ne possède qu'une très petite proportion d'argile, entre

2,3% et 4,9%, tandis les site de Streupas et de Sclaigneaux possèdent entre 11,1% et 13,3% et entre 14,3% et 18,5% respectivement. Les teneurs en limons et sables ont été évaluées par un test de Kruskal-Wallis, qui ne montre pas de différences significatives entre les sites pour les limons, bien que marginalement ( $\chi^2=5,9556$ ,  $df=2$ ,  $p=0,0509$ ), mais bien pour les sables ( $\chi^2=7,2605$ ,  $df=2$ ,  $p=0,0265$ ). Un test post-hoc de Dunn montre des différences significatives entre le site de Corsaires et de Sclaigneaux ( $p=0,0106$ ). Les proportions du sol en limons valent entre 25,6% et 30,5% pour le site de Corsaires, entre 47,5% et 52,0% pour le site de Streupas et entre 50,2% et 52,4% pour le site de Sclaigneaux. Les proportions du sol en sables valent quant à elles entre 67,2% et 70,6% pour le site de Corsaires, entre 36,9% et 39,8% pour le site de Streupas et entre 31,3% et 33,3% pour le site de Sclaigneaux.



**Figure 25.** Diagramme ternaire de la texture du sol dans des sites de Corsaires, Sclaigneaux et Streupas.

## 4 Discussion

---

### 4.1 Communautés de fourmis

#### 4.1.1 Échantillonnage des fourmis

Dans l'ensemble de l'échantillonnage, un total de 19 espèces de fourmis ont été identifiées, représentant 22,09% de la diversité présente en Belgique ("AntWeb", 2025). On y retrouve une majorité d'espèces caractéristiques de pelouses calaminaires et thermophiles telles que *Formica cunicularia*, *Myrmica schencki* ou encore *Lasius alienus* (P. Wegnez et al., 2012). 87,17% des individus identifiés appartiennent à la sous-famille des Formicinae, dont 50,23% correspondent à *Lasius flavus* et 24,07% correspondent à *Lasius niger*. Ces deux espèces sont les plus répandues en Belgique et étant ubiquistes, elles sont retrouvées dans une multitude d'habitats dont des milieux anthropisés, expliquant leur prédominance dans l'échantillonnage (P. Wegnez et al., 2012).

Les indices de Chao des différents sites montrent un pourcentage d'espèces présentes observées très important, variant entre 76,75% et 100% (Tableau 1), ce qui indiquerait un échantillonnage très efficace (Magurran, 2004). Cependant, les courbes d'accumulation semblent montrer une arrivée au plateau qu'au niveau de la réserve de l'Escaille et de Sclaigneaux tandis que les autres sites semblent comprendre un plus grand nombre d'espèces qu'estimées par l'indice de Chao (Figure 18). Cela pourrait s'expliquer par le nombre restreint d'espèces observées au sein de chaque site, entre 4 et 11 espèces, puisque l'indice de Chao se base notamment sur le nombre d'espèces rares, dont les effectifs ne comptent qu'un seul et deux individus.

De plus, la méthode de collecte à vue en employant uniquement un aspirateur à insecte est biaisée et ne permet pas de représenter l'entièreté de la diversité des fourmis présentes dans un habitat, en particulier dans le cas des espèces cryptiques (Ellison et al., 2007). Elle permet principalement de capturer les espèces plutôt visibles au sol, que ce soient des ouvrières actives de grande taille ou encore des nids maçonnés. L'ajout d'autres méthodes de détection et de capture tels qu'un tamis, un parapluie japonais ou un filet fauchoir permettrait d'échantillonner des espèces présentes dans la litière, les arbres et arbustes et la végétation herbacée, et de mieux représenter la réelle diversité des milieux (Groc et al., 2007). En effet, un mémoire réalisé sur le site calaminaire de la Rochette combinant ces méthodes a permis d'identifier 23 espèces de fourmis, dont 13 espèces communes à ce mémoire (L. Wegnez, 2017), montrant une richesse en un site nettement supérieure à celles des sites de ce mémoire.

Une autre étude employant la détection à vue pour la capture des fourmis, mais dont l'échantillonnage a eu lieu sous les trottoirs dans la Région Bruxelles-Capitale, a détecté 7 espèces de fourmis au total (Dijon et al., 2023). On y retrouve 3 espèces identifiées dans les sites calaminaires : *Lasius niger*, *Lasius flavus* et *Tetramorium sp.* avec *L. niger* représentant une beaucoup plus grande proportion de la population avec 92% des colonies trouvées. Ce nombre inférieur d'espèces est provoqué par la localisation des fourmilières dans un paysage urbain, bien connu pour réduire la diversité des communautés présentes (Faeth et al., 2005). La différence dans les proportions de *Lasius niger* entre les sites urbains et calaminaires pourrait quant à elle provenir de l'adaptation de cette dernière aux milieux fortement anthroposés qui diminue la compétition avec d'autres espèces de fourmis (Blinova & Dobrydina, 2018).

#### 4.1.2 Diversité alpha

Les indices de Simpson et de Shannon des sites montrent que la composition des communautés de fourmis au sein de l'Île aux corsaires est plutôt homogène, sans prédominance marquée d'une espèce (Figure 20). Ils montrent l'inverse cependant pour le reste des sites où peu d'espèces, qui sont généralement *Lasius flavus* et/ou *Lasius niger*, dominent de manière marquée les communautés.

L'analyse des richesses spécifiques des sites montre que la richesse de l'Île aux corsaires est significativement supérieure à celles des autres sites excepté la lande de Mehagne et du Rocheux, tandis que la richesse spécifique de la réserve de l'Escaille est significativement inférieure à celles des autres sites à l'exception de la lande de Streupas (Figure 19). La richesse spécifique importante de l'Île aux corsaires peut notamment s'expliquer par le deuxième plus grand nombre d'espèces identifiées dans un site (10 espèces) et l'homogénéité de ces dernières, assurant la présence d'un nombre important d'espèces dans chaque transect réalisé. Les valeurs inférieures des autres sites, alors que certains possèdent un nombre similaire voire supérieur d'espèces comme le Rocheux (11 espèces), peut s'expliquer par la prédominance d'un nombre limité d'espèces dans le site, diminuant les chances de collecter un nombre conséquent d'espèces dans un même transect. De plus, la valeur très faible de la réserve de l'Escaille s'explique par le nombre limité d'espèces observées (4 espèces) et par la dominance de deux d'entre elles : *Lasius niger* et *Myrmica rubra*.

L'analyse des abondances des sites montre que ces dernières des sites de Sclaigneaux et du Rocheux sont significativement supérieures à celles des autres sites, à l'exception de la lande de Ninane dans le cas du Rocheux, grâce à la quantité plus importante de fourmilières échantillonées dans l'ensemble des transects (Figure 19). Ce nombre plus important pourrait

provenir des pelouses rases qui favorisent l'implantation de colonies et rendent la détection des nids plus simple, contrairement à des pelouses de molinie ou des zones arbustives et arborées présentes dans les autres sites.

#### 4.1.3 Diversité beta

L'analyse en coordonnées principales sur les sites montre que ces derniers sont tous différents les uns des autres, bien qu'il y ait visuellement une superposition de l'ensemble des sites, à l'exception du Rocheux et de la réserve de Sclaigneaux, qui possèdent des communautés de fourmis similaires (Figure 21). Bien que 13 des espèces soient retrouvées dans plusieurs sites à la fois, le test de PERMANOVA effectué sur les communautés indique que les espèces non-partagées entre les sites et différentes proportions que prennent les espèces composant les communautés rendent ces dernières significativement différentes (Tableau 3). En revanche, l'analyse en coordonnées principales sur les transects montre que ces derniers ne présentent aucune différence significative entre eux (Figure 22). Cela signifie qu'il existe une variabilité spatiale des communautés de fourmis mais pas de variabilité temporelle de ces dernières.

Au total, 7 espèces indicatrices de six sites ont été identifiées (Tableau 4). Aucune de ces espèces identifiées n'est indicatrice d'un milieu particulier à l'exception de *Myrmica rubra*. Il s'agit de l'espèce indicatrice de la réserve de l'Escaille et qui pourrait ainsi être considérée comme indicatrice d'un milieu non-riche en ETM. En effet, elle est très représentative de son habitat avec son indice de valeur indicatrice valant 0,913 dû au fait qu'elle n'ait été identifiée que dans ce site. Cependant, elle est décrite comme ubiquiste et présente à la fois dans des milieux naturels et anthropisés, avec la réserve de l'Escaille qui est un ancien décanteur de sucrerie (P. Wegnez et al., 2012). Elle a également été identifiée dans le site calaminaire de la Rochette, ce qui fait qu'elle ne serait pas une espèce indicatrice idéale pour les milieux non-riches en ETM (L. Wegnez, 2017). Pour les espèces des sites calaminaires, *Formica cunicularia* et *Formica rufibarbis* sont toutes deux indicatrices de l'Île aux corsaires, *Lasius alienus* est indicatrice de la lande de Mehagne, *Lasius platythorax* est indicatrice de la lande de Ninane, *Lasius flavus* est indicatrice de la réserve de Sclaigneaux et *Lasius niger* est indicatrice de la lande de Streupas. Leurs valeurs indicatrices sont également inférieures à celle de *Myrmica rubra* du fait qu'elles sont retrouvées dans d'autres sites que celui qu'elles représentent. On peut noter que *Lasius alienus* et *Lasius platythorax* possèdent un indice légèrement supérieur à ceux des autres espèces des sites calaminaires, valant 0,683 et 0,780 respectivement. Cela est dû au fait que les sites dont elles sont les espèces indicatrices sont ceux où le plus de colonies de *L. alienus* et *L. platythorax* ont été observées, malgré le fait qu'elles ne soient pas les espèces

les plus abondantes de leur site. Ainsi, ces espèces représentent mieux les sites dans lesquels elles sont abondamment présentes plutôt que la présence d'un site calaminaire ou non-riche en ETM.

## 4.2 Concentrations en ETM

### 4.2.1 Spectrométrie d'absorption atomique

Les analyses de concentrations totales en ETM dans les sols montrent des variations de concentrations présentes selon l'élément étudié. On observe que le fer, le zinc et le plomb sont présents à fortes concentrations dans les sols ; le chrome, le cuivre et le nickel sont présents à concentrations intermédiaires et le cadmium, le mercure et l'arsenic sont présents à de faibles concentrations (Figure 23). En examinant les sites séparément, on observe également des variations de concentrations en fonction du site avec la réserve de l'Escaille possédant parmi les plus faibles concentrations dans le sol pour chaque élément et l'Île aux corsaires et le Rocheux possédant parmi les plus grandes concentrations dans le sol pour la majorité des éléments (Annexe 2). Cela peut s'expliquer par la nature des sites et leur origine. La majorité des sites étudiés sont des sites calaminaires tertiaires, issus de retombées atmosphériques provenant d'industries métallurgiques. Selon la nature et la position de l'industrie polluante, la nature du sol et la topographie du site et des environs, on est en droit de s'attendre à obtenir des éléments dans des concentrations différentes d'un site à l'autre (Smet & Duvigneaud, 1974). Il en va de même pour les sites primaires, comme le Rocheux, dont les concentrations dépendent des minéraux présents initialement dans le sol, et les sites secondaires, comme l'Île aux corsaires ou la réserve de Sclaigneaux, dans lesquels des éléments différents de ceux contenus dans les fumées industrielles ont pu être acheminés.

Les analyses de concentrations totales en ETM dans les ouvrières de *Lasius niger* montrent également des variations de concentrations selon l'élément étudié. On observe que les ouvrières de *L. niger* possèdent une capacité plus ou moins importante à bioaccumuler certains ETM, liée à leur biologie (Okrutniak & Grześ, 2021) et leurs mécanismes de détoxification (Konorov et al., 2017). Elles possèdent une bonne capacité à bioaccumuler le cadmium, le zinc, le plomb et le fer, une mauvaise capacité à bioaccumuler le cuivre et le nickel et une extrêmement mauvaise capacité à bioaccumuler le mercure, l'arsenic et particulièrement le chrome pour lequel les concentrations étaient toutes inférieures à la limite de détection du spectromètre (Figure 23). Ainsi, les ouvrières peuvent avoir des concentrations internes supérieures à celles des sols environnants comme dans le cas du cadmium, des concentrations similaires à celles de l'environnement comme dans le cas du zinc et du plomb et des concentrations inférieures à

celles de l'environnement. De plus, similairement aux concentrations retrouvées dans les sols, les concentrations présentent dans les ouvrières varient entre les sites.

Comme d'autres espèces d'arthropodes telles que les abeilles, l'accumulation d'ETM dans les fourmis provient notamment de leur alimentation (Gekièvre et al., 2023), que ce soit par l'ingestion d'organes végétaux, de proies ou de sécrétions d'espèces mutualistes. Dans le cas des ouvrières de *Lasius niger*, leur alimentation est principalement composée de miellat de pucerons (Sakata, 1994), qu'elles peuvent compléter par les pucerons eux-mêmes, des élaïosomes ou encore d'autres invertébrés (Bulgarini et al., 2021; Servigne & Detrain, 2008). Les plantes, métallophytes ou non, accumulent les ETM au sein de leurs tissus (Xun et al., 2017) qui sont partiellement absorbés par les pucerons lors de leur alimentation (Kafel et al., 2008). Ces derniers accumulent à leur tour des ETM dans leur corps qu'ils peuvent excréter avec la production de miellat (Naikoo et al., 2021). Ainsi, la consommation de pucerons et de leur miellat par *Lasius niger* permet la bioaccumulation de ces derniers au sein de leur corps.

#### 4.2.2 Analyse de redondance

On observe que les communautés de la lande de Streupas, de l'Île aux corsaires, du Rocheux et de la réserve de Sclaigneaux sont corrélées aux concentrations des différents éléments mais que celles de la lande de Mehagne, de la lande de Ninane et de la réserve de l'Escaille sont négativement corrélées à ces dernières (Figure 24). Certains éléments tels que le chrome, le plomb et le cuivre sont négativement corrélés à l'axe CAP2, tandis que d'autres éléments tels que le nickel, le cadmium et le mercure sont, dans une moindre mesure, positivement corrélés à l'axe CAP1 et négativement corrélés à l'axe CAP2. On peut alors constater que les sites négativement corrélés correspondent aux sites qui possèdent généralement les plus faibles concentrations en ETM dans leur sol (Annexe 2). Ainsi, la présence d'éléments-traces dans le sol n'est pas un facteur majeur dans l'habitat et les communautés de fourmis sont plutôt influencées par d'autres facteurs biotiques ou abiotiques. L'analyse de redondance indique que 48,21% de la variabilité des communautés de fourmis est expliquée par les concentrations en ETM dans les sites. 51,79% de cette variabilité n'est donc pas expliquée par ces dernières et pourrait l'être par des variables biotiques telles que les interactions avec d'autres espèces animales, parasites, avec la végétation, etc et des variables abiotiques tels que la température, l'humidité, le couvert forestier, la granulométrie ou encore d'autres éléments n'ayant pas été analysés (Barton et al., 2016; Johnson et al., 2014; Sánchez-García et al., 2022; Spiesman & Cumming, 2008).

### **4.3 Granulométrie**

En plus des concentrations en ETM, on constate que les sols des sites sont différents entre eux par rapport à leur teneur en argile et en sables (Figure 25). En effet, l'Île aux corsaires possède un sol principalement composé de particules grossières, c'est-à-dire des sables et du limon dans une moindre mesure tandis que les sols de la lande de Streupas et de la réserve de Sclaigneaux en revanche sont similaires et principalement composés de limons et dans une moindre mesure de sables et d'argiles. Bien que la texture du sol n'ait pas été testée comme variable explicative avec les communautés de fourmis, elle pourrait tout de même expliquer partiellement les différences retrouvées entre les communautés. En effet, la granulométrie joue un rôle important dans l'installation et le développement des colonies (Boulton et al., 2005) et donc, dans la diversité d'espèces présentes au sein d'un site (Bestelmeyer & Wiens, 2001).

## 5 Conclusion

---

Ce travail de fin d'études a permis de mettre en évidence la diversité des communautés de fourmis présentes dans six sites calaminaires et un site non-riche en ETM dans la région wallonne. Bien qu'assez sous-estimée à cause de la détection à vue et de l'utilisation exclusive d'un aspirateur à insecte pour effectuer la capture, cette diversité totale représente 22,09% des espèces de fourmis présentes en Belgique, malgré la grande proportion d'espèces ubiquistes retrouvées au sein de ces communautés. À l'exception du Rocheux et de la réserve de Sclaigneaux, l'ensemble des sites possèdent des communautés de fourmis différentes les unes des autres.

Parmi ces espèces, sept sont considérées comme espèces indicatrices de six des sites, bien qu'aucune d'entre elles ne puisse être employée comme bioindicateur d'un type d'habitat particulier, pauvre en ETM ou calaminaire.

L'analyse des concentrations en ETM a révélé de grandes variations dans les concentrations à la fois entre les sites et les éléments analysés, attribuables à la richesse naturelle des certains éléments dans le sol comme dans le Rocheux, ou à des rejets de déchets et des retombées de fumées provenant d'industries métallurgiques. Des variations ont également été détectées dans les concentrations internes des ouvrières de *Lasius niger*, qui montrent une capacité plus ou moins importante à accumuler certains éléments au sein de leur corps, au point d'atteindre voire de dépasser les concentrations du sol environnant selon l'élément.

En plus de provoquer l'apparition ou non de sites calaminaires, les ETM présents dans le sol ont également un impact sur les communautés de fourmis présentes dans les sites. L'analyse de redondance sur les ETM a ainsi permis de déterminer que 48,12% de la variabilité des communautés provient des concentrations en ETM présents dans les sols, le reste pouvant être expliqué par des variables biotiques et abiotiques propres à chaque site. Les analyses granulométriques de l'Île aux corsaires, de la lande de Streupas et de la réserve de Sclaigneaux montrent justement différentes textures de sol entre les sites, qui pourraient notamment influencer davantage les communautés de fourmis.

## 6 Bibliographie

---

- Adriano, D. C. (1986). *Trace elements in the terrestrial environment*. Springer.
- Aitchison, J. (1986). *The Statistical Analysis of Compositional Data*. Springer Netherlands.  
<https://doi.org/10.1007/978-94-009-4109-0>
- Ali, H., & Khan, E. (2018). What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term ‘heavy metals’ – proposal of a comprehensive definition. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 100(1), 6-19.  
<https://doi.org/10.1080/02772248.2017.1413652>
- Alsherif, E. A., Al-Shaikh, T. M., & AbdElgawad, H. (2022). Heavy Metal Effects on Biodiversity and Stress Responses of Plants Inhabiting Contaminated Soil in Khulais, Saudi Arabia. *Biology*, 11(2), 164. <https://doi.org/10.3390/biology11020164>
- Anderson, M. J., & Willis, T. J. (2003). CANONICAL ANALYSIS OF PRINCIPAL COORDINATES : A USEFUL METHOD OF CONSTRAINED ORDINATION FOR ECOLOGY. *Ecology*, 84(2), 511-525. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0511:CAOPCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0511:CAOPCA]2.0.CO;2)
- AntWeb. (2025). *California Academy of Science, version 8.114*. <https://www.antweb.org>
- Baize, D. (1997). *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols : France*. Institut national de la recherche agronomique.
- Baize, D. (2009). Eléments traces dans les sols. Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : Définitions et utilités. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 57, 63-72.
- Bartlett, M. (1937). Properties of sufficiency and statistical tests. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A - Mathematical and Physical Sciences*, 160(901), 268-282.  
<https://doi.org/10.1098/rspa.1937.0109>
- Barton, P. S., Sato, C. F., Kay, G. M., Florance, D., & Lindenmayer, D. B. (2016). Effects of environmental variation and livestock grazing on ant community structure in temperate eucalypt woodlands. *Insect Conservation and Diversity*, 9(2), 124-134.  
<https://doi.org/10.1111/icad.12151>
- Bert, V., & Deram, A. (avec Environnement et développement alternatif). (1999). *Guide des phytotechnologies : Utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds guide des biotechnologies*. EDA, Environnement et développement alternatif.
- Bestelmeyer, B. T., & Wiens, J. A. (2001). Ant biodiversity in semiarid landscape mosaics : The consequences of grazing vs natural homogeneity. *Ecological Applications*, 11(4), 1123-1140. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1123:ABISLM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1123:ABISLM]2.0.CO;2)
- Bisson, M., Amara, A., Hulot, C., & Marescaux, N. (2016). *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : PLOMB ET SES DÉRIVÉS INORGANIQUES* (No. 4.1; p. 170). INERIS.  
<https://substances.ineris.fr/sites/default/files/archives/7439-92-1%20--%20Plomb%20-%20FDTE.pdf>
- Bizoux, J.-P. (2006). *Biologie de la conservation d'une métallophyte endémique : Viola calaminaria*. ULiège. GxABT - Liège Université. Gembloux Agro-Bio Tech.

- Blinova, S. V., & Dobrydina, T. I. (2018). Study of ants as bioindicators of industrial pollution in Kemerovo Region, Russia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 115(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/115/1/012035>
- Bondar, K. M., Tsiupa, I. V., Sachko, A. V., & Nasiedkin, I. I. (2024). Pre-war situation with soil pollution in the city of Zaporizhzhia : Metallurgical industry center in Ukraine—characterized by magnetic, geochemical and microscopy methods. *Acta Geophysica*, 72(2), 1355-1375. <https://doi.org/10.1007/s11600-024-01297-4>
- Borowiec, M. L., Moreau, C. S., & Rabeling, C. (2020). Ants : Phylogeny and Classification. In C. K. Starr (Éd.), *Encyclopedia of Social Insects* (p. 1-18). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-90306-4\\_155-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-90306-4_155-1)
- Boulton, A. M., Davies, K. F., & Ward, P. S. (2005). Species Richness, Abundance, and Composition of Ground-Dwelling Ants in Northern California Grasslands : Role of Plants, Soil, and Grazing. *Environmental Entomology*, 34(1), 96-104. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-34.1.96>
- Bourrelier, P.-H., & Berthelin, J. (avec Académie des sciences). (1998). *Contamination des sols par les éléments en traces : Les risques et leur gestion*. Tec & doc-Lavoisier.
- Boven, J. K. A. van. (1977). mierenfauna van Belgie (Hymenoptera : Formicidae). *Acta zoologica et pathologica Antverpiensia*, 67, 1-191.
- Boyer, F., Routhier, P., & Rouvier, H. (1975). Mise en évidence de quelques ceintures métallogeniques d'Europe; conséquences théoriques et pratiques. *Comptes rendus hebdomadaires des séances de l'Académie des sciences. Série D. Sciences naturelles*, 280(11), 1333-1336.
- Bulgarini, G., Castracani, C., Mori, A., Grasso, D. A., & Maistrello, L. (2021). Searching for new predators of the invasive *Halyomorpha halys* : The role of the black garden ant *Lasius niger*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 169(9), 799-806. <https://doi.org/10.1111/eea.13075>
- Cáceres, M. D., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites : Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566-3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Chambers, J. M. (Éd.). (1992). *Statistical models* in S. Wadsworth & Brooks.
- Chao, A. (1987). Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability. *Biometrics*, 43(4), 783. <https://doi.org/10.2307/2531532>
- Chibuike, G. U., & Obiora, S. C. (2014). Heavy Metal Polluted Soils : Effect on Plants and Bioremediation Methods. *Applied and Environmental Soil Science*, 2014, 1-12. <https://doi.org/10.1155/2014/752708>
- Costa-Milanez, C. B. D., Majer, J. D., Castro, P. D. T. A., & Ribeiro, S. P. (2017). Influence of soil granulometry on average body size in soil ant assemblages : Implications for bioindication. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(2), 102-108. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.03.007>
- Cowles, E. (2015). Review : The Book of Beetles: A Life-size Guide to Six Hundred of Nature's Gems, edited by Patrice Bouchard. *The American Biology Teacher*, 77(9), 714-715. <https://doi.org/10.1525/abt.2015.77.9.12f>
- Crespi, B. J., & Yanega, D. (1995). The definition of eusociality. *Behavioral Ecology*, 6(1), 109-115. <https://doi.org/10.1093/beheco/6.1.109>

- Dejonghe, L., Ladeuze, F., & Jans, D. (1993). Atlas des gisements plombo-zincifères du Synclinorium de Verviers (Est de la Belgique). *Mémoire - Service Géologique de Belgique*, 33, 488.
- Devigne, C., & Detrain, C. (2006). How does food distance influence foraging in the ant *Lasius niger*: The importance of home-range marking. *Insectes Sociaux*, 53(1), 46-55. <https://doi.org/10.1007/s00040-005-0834-9>
- Dijon, L., Dekoninck, W., Colinet, G., Francis, F., & Noel, G. (2023). They live under our streets : Ant nests (Hymenoptera, Formicidae) in urban pavements. *Biodiversity Data Journal*, 11, e102897. <https://doi.org/10.3897/BDJ.11.e102897>
- Duffus, J. H. (2002). « Heavy metals » a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74(5), 793-807. <https://doi.org/10.1351/pac200274050793>
- Dunn, O. J. (1961). Multiple Comparisons among Means. *Journal of the American Statistical Association*, 56(293), 52-64. <https://doi.org/10.1080/01621459.1961.10482090>
- Duvigneaud, J., & Saintenoy-Simon, J. (1996). Le site calaminaire de Plombières. *Ardenne et Gaume*, 51, 5-9.
- Duvigneaud, J., Saintenoy-Simon, J., & Pauquet, F. (1993). Une réserve naturelle d'Ardenne et Gaume : La pelouse calaminaire située au sud du parc communal de Kelmis-La Calamine. *Parcs Nationaux*, 48, 66-76.
- Eeva, T., Sorvari, J., & Koivunen, V. (2004). Effects of heavy metal pollution on red wood ant (*Formica s. Str.*) populations. *Environmental Pollution*, 132(3), 533-539. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.004>
- Ellison, A. M., Record, S., Arguello, A., & Gotelli, N. J. (2007). Rapid Inventory of the Ant Assemblage in a Temperate Hardwood Forest : Species Composition and Assessment of Sampling Methods. *Environmental Entomology*, 36(4), 766-775. <https://doi.org/10.1093/ee/36.4.766>
- Eqani, S. A. M. A. S., Kanwal, A., Bhowmik, A. K., Sohail, M., Ullah, R., Ali, S. M., Alamdar, A., Ali, N., Fasola, M., & Shen, H. (2016). Spatial distribution of dust-bound trace elements in Pakistan and their implications for human exposure. *Environmental Pollution*, 213(012035), 213-222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.017>
- Ertz, D., & Graitson, E. (2001). Effectifs des populations, répartition et statut du petit nacré, *Issoria lathonia* L., sur les terrains calaminaires du bassin de la Vesdre (province de Liège, Belgique) (Lepidoptera : Nymphalidae). *Linneana Belgica: Revue Belge d'Entomologie*, 18(2), 87.
- Evenhuis, N. L., & Pape, T. (2025). *Systema Dipterorum*, version 6.0. <http://diptera.org/>
- Faeth, S. H., Warren, P. S., Shochat, E., & Marussich, W. A. (2005). Trophic Dynamics in Urban Communities. *BioScience*, 55(5), 399. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0399:TDIUC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0399:TDIUC]2.0.CO;2)
- Faucon, M., Parmentier, I., Colinet, G., Mahy, G., Ngongo Luhembwe, M., & Meerts, P. (2011). May Rare Metallophytes Benefit from Disturbed Soils Following Mining Activity? The Case of the *Crepidophalon tenuis* in Katanga (D. R. Congo). *Restoration Ecology*, 19(3), 333-343. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00585.x>
- Feix, I., & Tremel-Schaub, A. (2020). *Contamination des sols : Transferts des sols vers les plantes*. EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/978-2-7598-0261-6>

- Folgarait, P. J. (1998). Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning : A review. *Biodiversity and Conservation*, 7(9), 1221-1244. <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>
- Frouz, J., Jílková, V., & Sorvari, J. (2016). Contribution of wood ants to nutrient cycling and ecosystem function. In J. A. Stockan & E. J. H. Robinson (Éds.), *Wood Ant Ecology and Conservation* (1<sup>re</sup> éd., p. 207-220). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107261402.010>
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., & Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), 810-821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>
- Gardener, M. (2014). *Community Ecology : Analytical Methods Using R and Excel* (1st ed). Pelagic Publishing.
- Gaspar, C. (1971). Fourmis de la Famenne. IV. Une étude éthologique. *Bulletin de la Société royale de botanique de Belgique*, 47(31).
- Gekière, A., Vanderplanck, M., & Michez, D. (2023). Trace metals with heavy consequences on bees : A comprehensive review. *Science of The Total Environment*, 895, 165084. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165084>
- Gold, V. (Éd.). (2019). *The IUPAC Compendium of Chemical Terminology : The Gold Book* (4<sup>e</sup> éd.). International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC). <https://doi.org/10.1351/goldbook>
- Graitson, E. (2006). Inventaire et caractérisation des sites calaminaires en Région Wallonne. *Natura Mosana*, 58(4), 83-124.
- Gramigni, E., Calusi, S., Gelli, N., Giuntini, L., Massi, M., Delfino, G., Chelazzi, G., Baracchi, D., Frizzi, F., & Santini, G. (2013). Ants as bioaccumulators of metals from soils : Body content and tissue-specific distribution of metals in the ant *Crematogaster scutellaris*. *European Journal of Soil Biology*, 58, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.05.006>
- Groc, S., Delabie, J. H. C., Céréghino, R., Orivel, J., Jaladeau, F., Grangier, J., Mariano, C. S. F., & Dejean, A. (2007). Ant species diversity in the ‘Grands Causses’ (Aveyron, France) : In search of sampling methods adapted to temperate climates. *Comptes Rendus. Biologies*, 330(12), 913-922. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2007.08.012>
- Grześ, I. M. (2009). Cadmium regulation by *Lasius niger* : A contribution to understanding high metal levels in ants. *Insect Science*, 16(1), 89-92. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7917.2009.00258.x>
- Grześ, I. M. (2010). Zinc and Cadmium Regulation Efficiency in Three Ant Species Originating from a Metal Pollution Gradient. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 84(1), 61-65. <https://doi.org/10.1007/s00128-009-9893-3>
- Grześ, I. M., Okrutniak, M., & Antosik, G. (2015). Body Size of the Monomorphic Ant *Lasius niger* : Young Colonies along a Metal Pollution Gradient. *Psyche: A Journal of Entomology*, 2015, 1-5. <https://doi.org/10.1155/2015/873415>
- Grześ, I. M., Okrutniak, M., Gorzałczany, M., & Piszczek, P. (2019). Body size variation of the ant *Lasius niger* along a metal pollution gradient. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(17), 17858-17864. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04811-0>

- Grześ, I. M., Okrutniak, M., Sternalski, J., Banasiak, M., & Piszczełek, P. (2016). Body Size in Males of the Ant *Lasius niger* (Hymenoptera : Formicidae) Along a Metal Pollution Gradient. *Environmental Entomology*, 45(6), 1574-1578. <https://doi.org/10.1093/ee/nvw129>
- Grześ, I. M., Okrutniak, M., & Woch, M. W. (2015). Monomorphic ants undergo within-colony morphological changes along the metal-pollution gradient. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 6126-6134. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3808-5>
- Hauteclair, P. (2007). L'île aux Corsaires, un intéressant site calaminaire aux portes de Liège (Belgique). Aperçu et mise à jour de sa biodiversité. *Natura Mosana*, 60(3), 65-84.
- Heikens, A., Peijnenburg, W. J. G. M., & Hendriks, A. J. (2001). Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. *Environmental Pollution*, 113(3), 385-393. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00179-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00179-2)
- Hermanns, J.-F. (2005). L'archipel calaminaire entre Liège et Aix-la-Chapelle. *Parcs et Réserves*, 60(3), 28-31.
- Hildebrandt, U., Kaldorf, M., & Bothe, H. (1999). The Zinc Violet and its Colonization by Arbuscular Mycorrhizal Fungi. *Journal of Plant Physiology*, 154(5-6), 709-717. [https://doi.org/10.1016/s0176-1617\(99\)80249-1](https://doi.org/10.1016/s0176-1617(99)80249-1)
- Hollander, M., Chicken, E., & Wolfe, D. A. (2014). *Nonparametric statistical methods* (Third edition (Online-Ausg.)). John Wiley & Sons, Inc.
- Huber, J. T. (2009). Biodiversity of Hymenoptera. In R. G. Foottit & P. H. Adler (Éds.), *Insect Biodiversity* (1<sup>re</sup> éd., p. 303-323). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781444308211.ch12>
- Jacquemart, S. (1958). Contribution à l'écologie des haldes calaminaires—Colonisation d'un milieu neuf. *Institut royal des Sciences naturelles de Belgique*, 34(11), 1-28.
- Johnson, J. T., Adkins, J. K., & Rieske, L. K. (2014). Canopy Vegetation Influences Ant (Hymenoptera : Formicidae) Communities in Headwater Stream Riparian Zones of Central Appalachia. *Journal of Insect Science*, 14(1). <https://doi.org/10.1093/jisesa/ieu099>
- Josef, D. (2020). *Lasius niger* | BWARS. <https://bwars.com/ant/formicidae/formicinae/lasius-niger>
- Jost, L. (2007). PARTITIONING DIVERSITY INTO INDEPENDENT ALPHA AND BETA COMPONENTS. *Ecology*, 88(10), 2427-2439. <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>
- Juste, C., Chassin, P., Gomez, A., Linères, M., & Mocquot, B. (1995). *Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaires de stations d'épuration urbaines* (Collection valorisation agricole des boues d'épuration, p. 209). ADEME.
- Kafel, A., Babczyńska, A., Gospodarek, J., Lachowska, D., Nadgórska-Socha, A., Wilczek, G., & Heflik, M. (2008). Transfer of metals from plant to herbivore. Antioxidant response in organisms under metal exposure. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 151(1), S49. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2008.05.165>
- Kass, J. M., Guénard, B., Dudley, K. L., Jenkins, C. N., Azuma, F., Fisher, B. L., Parr, C. L., Gibb, H., Longino, J. T., Ward, P. S., Chao, A., Lubertazzi, D., Weiser, M., Jetz, W., Guralnick, R., Blatrix, R., Lauriers, J. D., Donoso, D. A., Georgiadis, C., ... Economo, E. P. (2022). The global distribution of known and undiscovered ant biodiversity. *Science Advances*, 8(31), eabp9908. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abp9908>

- Khan Perveen, F. (Ed.). (2024). *Biodiversity and Ecology of Lepidoptera—Insights and Advances*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.111277>
- Kindt, R., & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis : A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre.
- Konorov, E. A., Nikitin, M. A., Mikhailov, K. V., Lysenkov, S. N., Belenky, M., Chang, P. L., Nuzhdin, S. V., & Scobeyeva, V. A. (2017). Genomic exaptation enables *Lasius niger* adaptation to urban environments. *BMC Evolutionary Biology*, 17(S1), 39. <https://doi.org/10.1186/s12862-016-0867-x>
- Lambinon, J., & Auquier, P. (1963). La flore et la végétation des terrains calaminaires de la Wallonie septentrionale et de la Rhénanie aixoise. *Natura Mosana*, 16(4), 113-131.
- Lattke, J. E. (2000). Specimen processing : Building and curating an ant collection. In *Ants : Standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (Vol. 42, p. 155-171). Smithsonian Institution Press.
- Lenoir, A., & Ataya, H. (1983). Polyéthisme et Répartition des Niveaux d'Activité chez la Fourmi *Lasius niger* L. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 63(2-3), 213-232. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1983.tb00088.x>
- Liénard, A., Bock, L., & Colinet, G. (2011). Intérêt des cartes des sols pour l'élaboration d'une stratégie d'échantillonnage en sols contaminés par retombées atmosphériques : Application à l'étude de l'effet sol sur le devenir des éléments traces métalliques. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 15(2), 669.
- Lu, P., Tan, Y., Dai, N., Di, M., Weng, X., Zhan, Y., & Xu, D. (2021). Composition and structure of soil fauna communities and their relationships with environmental factors in copper mine waste rock after re-vegetation. *Global Ecology and Conservation*, 32, e01889. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01889>
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. *Current Biology*, 31(19), R1174-R1177. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.07.049>
- Mardia, K. V. (1978). Some properties of classical multi-dimensional scaling. *Communications in Statistics - Theory and Methods*, 7(13), 1233-1241. <https://doi.org/10.1080/03610927808827707>
- Martin, M. H., Duncan, E. M., & Coughtrey, P. J. (1982). The distribution of heavy metals in a contaminated woodland ecosystem. *Environmental Pollution. Series B. Chemical and Physical*, 3(2), 147-157. [https://doi.org/10.1016/0143-148X\(82\)90049-0](https://doi.org/10.1016/0143-148X(82)90049-0)
- McConnell, J. R., & Edwards, R. (2008). Coal burning leaves toxic heavy metal legacy in the Arctic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(34), 12140-12144. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803564105>
- Michaux, J. (2010). *Richesse faunistique et floristique de la réserve naturelle de Sclaigneaux* (Goemaere E.). Service géologique de Belgique.
- Moya-Laraño, J., & Wise, D. H. (2007). Direct and indirect effects of ants on a forest-floor food web. *Ecology*, 88(6), 1454-1465. <https://doi.org/10.1890/05-1474>
- Muszyńska, E., & Labudda, M. (2019). Dual Role of Metallic Trace Elements in Stress Biology—From Negative to Beneficial Impact on Plants. *International Journal of Molecular Sciences*, 20(13), 3117. <https://doi.org/10.3390/ijms20133117>
- Naikoo, M. I., Raghib, F., Dar, M. I., Khan, F. A., Hessini, K., & Ahmad, P. (2021). Uptake, accumulation and elimination of cadmium in a soil—Faba bean (*Vicia faba*)—Aphid

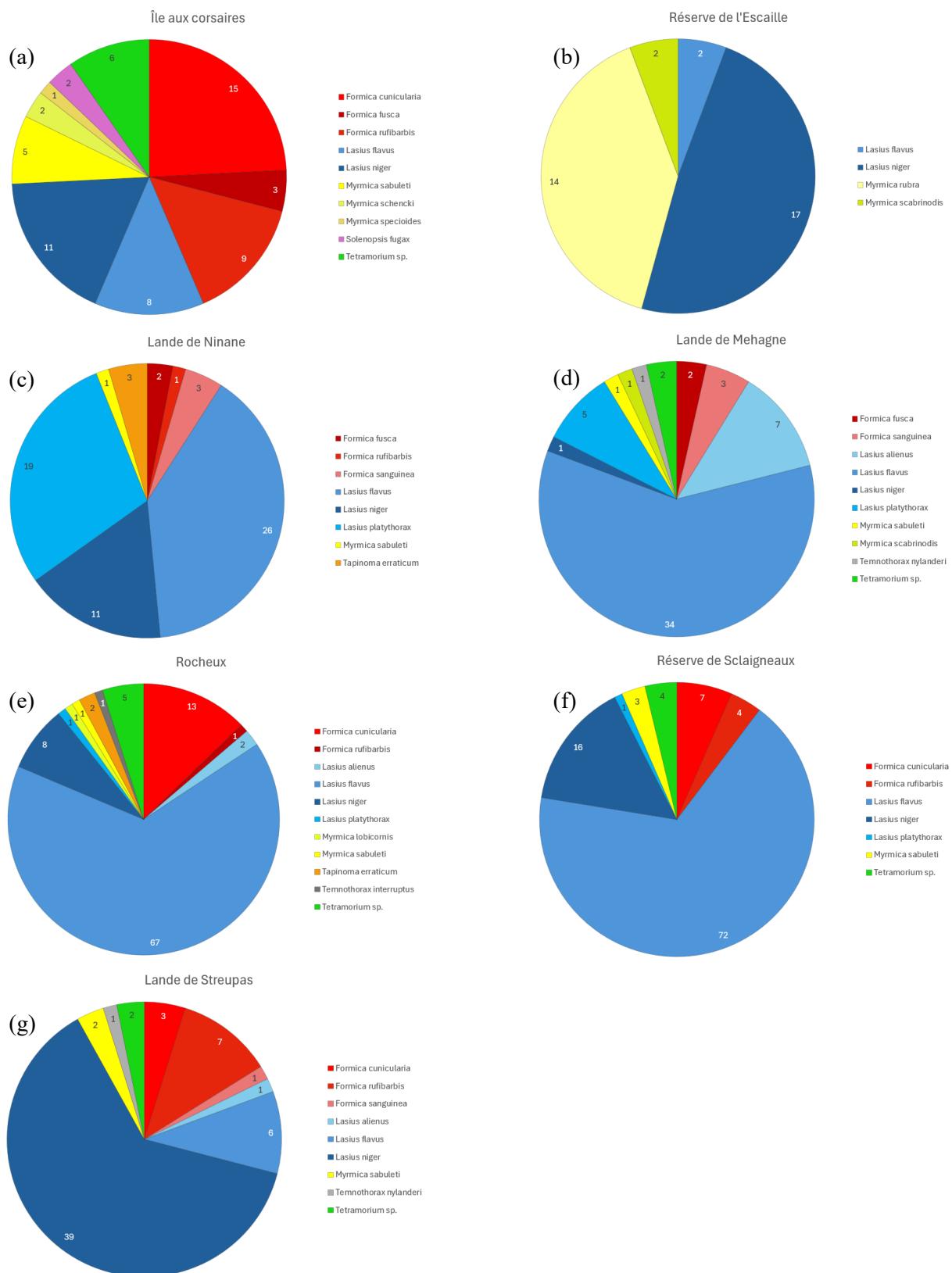
- (Aphis fabae)—Ladybird (Coccinella transversalis) food chain. *Chemosphere*, 279, 130522. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130522>
- O'Dell, B. L. (1984). History and status of zinc in nutrition. Introduction. *Federation proceedings*, 43(13), 2821-2822.
- Okrutniak, M., & Grześ, I. M. (2021). Accumulation of metals in *Lasius niger* : Implications for using ants as bioindicators. *Environmental Pollution*, 268, 115824. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115824>
- Pahaut, P. (1988). Au sujet du Rocheux calaminal. *Revue verviétoise d'histoire naturelle*, 45(11-14).
- Péters, A. (2013). L'affaire de Saint-Léonard et l'abandon du berceau de l'industrie du zinc (1809-1880). In *Débordements industriels. Environnements, territoires, conflits (XVIII<sup>e</sup>-XXI<sup>e</sup> siècle)* (p. 77-98). PUR.
- Péters, A. (2016). *La Vieille-Montagne (1806-1973) : Innovations et mutations dans l'industrie du zinc*. Les Éditions de la Province de Liège.
- Pichard, A., Bisson, M., Diderich, R., Hulot, C., Houeix, N., Lacroix, G., Lefevre, J. P., Leveque, S., Magaud, H., & Morin, A. (2005). *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : ZINC ET SES DÉRIVÉS* (No. 2; p. 69). INERIS. <https://substances.ineris.fr/sites/default/files/archives/7440-66-6%20--%20zinc%20--%20FDTE.pdf>
- Pierre, T. (2023). *La galène (PbS), le principal mineraï de plomb et d'argent—Planet-Terre*. <https://planet-terre.ens-lyon.fr/ressource/Img798-2023-11-27.xml>
- Pourret, O., & Bollinger, J.-C. (2018). “Heavy metal” - What to do now : To use or not to use? *Science of The Total Environment*, 610-611, 419-420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.043>
- Pourret, O., & Hursthous, A. (2019). It's Time to Replace the Term “Heavy Metals” with “Potentially Toxic Elements” When Reporting Environmental Research. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(22), 4446. <https://doi.org/10.3390/ijerph16224446>
- Prince, A. J. (1996). *Lasius platythorax* Seifert 1991 (Hym., Formicidae) on the Somerset levels, with notes on distinguishing the male from that of *Lasius niger* (L.). *The Entomologist's Monthly Magazine*, 132(1588-1591), 299-303.
- Queiroz, A. C. M., Marques, T. G., Ribas, C. R., Cornelissen, T. G., Nogueira, A., Schmidt, F. A., Feitosa, R. M., Sobrinho, T. G., Quinet, Y., Baccaro, F. B., Ulysséa, M. A., Vargas, A. B., Morini, M. S. C., Souza, J. L. P., Paolucci, L. N., Dátilo, W., Del-Claro, K., Lange, D., Santos, J. C., ... Diehl-Fleig, E. (2023). Ant diversity decreases during the dry season : A meta-analysis of the effects of seasonality on ant richness and abundance. *Biotropica*, 55(1), 29-39. <https://doi.org/10.1111/btp.13158>
- Rabitsch, W. B. (1997a). Levels of asymmetry in *Formica pratensis* Retz. (Hymenoptera, insecta) from a chronic metal-contaminated site. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(7), 1433-1440. <https://doi.org/10.1002/etc.5620160716>
- Rabitsch, W. B. (1997b). Seasonal Metal Accumulation Patterns in the Red Wood ant *Formica pratensis* (Hymenoptera) at Contaminated and Reference Sites. *The Journal of Applied Ecology*, 34(6), 1455. <https://doi.org/10.2307/2405261>
- Ramade, F. (2009). *Éléments d'écologie : Écologie fondamentale* (4e éd). Dunod.

- Rob, L. (2010). *Hemimorphite, Smithsonite* [Image]. <http://www.mindat.org/photo-220555.html>. <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Hemimorphite-Smithsonite-220555.jpg>
- Rosengarten, D. (2010). Les milieux calaminaires, la biodiversité au service du patrimoine. *L'Érable*, 34(2), 2-8.
- Royston, P. (1995). Remark AS R94 : A Remark on Algorithm AS 181: The W-test for Normality. *Applied Statistics*, 44(4), 547. <https://doi.org/10.2307/2986146>
- Sakata, H. (1994). How an ant decides to prey on or to attend aphids. *Population Ecology*, 36(1), 45-51. <https://doi.org/10.1007/BF02515084>
- Sakata, H., & Hashimoto, Y. (2000). Should aphids attract or repel ants? Effect of rival aphids and extrafloral nectaries on ant-aphid interactions. *Population Ecology*, 42(2), 171-178. <https://doi.org/10.1007/PL00011996>
- Sánchez-García, D., Cerdá, X., & Angulo, E. (2022). Temperature or competition : Which has more influence on Mediterranean ant communities? *PLOS ONE*, 17(4), e0267547. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0267547>
- Santé Canada. (2019). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique, le plomb*. Santé Canada = Health Canada. <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-lead/guidance-document/document-reference.pdf>
- Schär, S., Talavera, G., Rana, J. D., Espadaler, X., Cover, S. P., Shattuck, S. O., & Vila, R. (2022). Integrative taxonomy reveals cryptic diversity in North American Lasius ants, and an overlooked introduced species. *Scientific Reports*, 12(1), 5970. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-10047-9>
- Seifert, B. (1991). Lasius platythorax n. sp. a Widespread Sibling Species of Lasius niger (Hymenoptera : Formicidae). *Entomologia Generalis*, 16(1), 69-81. <https://doi.org/10.1127/entom.gen/16/1991/69>
- Seifert, B. (2020). *A taxonomic revision of the Palaearctic members of the subgenus Lasius s.str. (Hymenoptera, Formicidae)*. <https://doi.org/10.25674/SO92ISS1PP15>
- Servigne, P., & Detrain, C. (2008). Ant-seed interactions : Combined effects of ant and plant species on seed removal patterns. *Insectes Sociaux*, 55(3), 220-230. <https://doi.org/10.1007/s00040-008-0991-8>
- Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3), 379-423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Shukla, S. K., Kumar, S., Madhav, S., & Mishra, P. K. (Éds.). (2023). *Metals in Water : Global Sources, Significance, and Treatment* (1<sup>re</sup> éd.). Woodhead Publishing, an imprint of Elsevier.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163(4148), 688-688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Skaldina, O., Peräniemi, S., & Sorvari, J. (2018). Ants and their nests as indicators for industrial heavy metal contamination. *Environmental Pollution*, 240, 574-581. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.134>

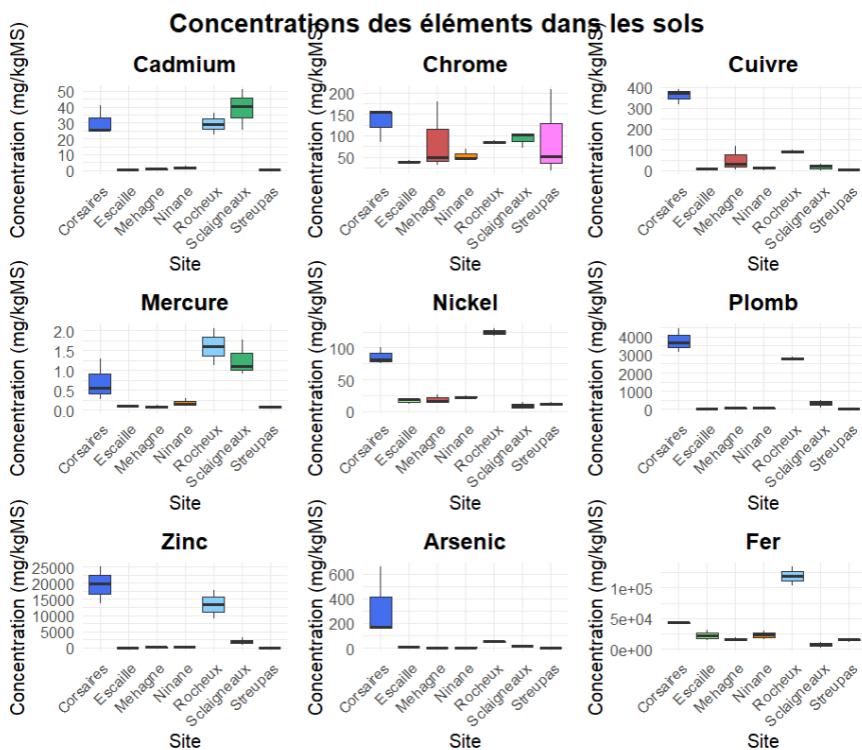
- Skaldina, O., & Sorvari, J. (2017). Biomarkers of Ecotoxicological Effects in Social Insects. In K. K. Kesari (Éd.), *Perspectives in Environmental Toxicology* (p. 203-214). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-46248-6\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-319-46248-6_10)
- Smet, S. D.-D., & Duvigneaud, P. (1974). Accumulation de métaux lourds toxiques dans divers écosystèmes terrestres pollués par des retombées d'origine industrielle. *Bulletin de la Société royale de botanique de Belgique*, 107(1), 147-156.
- Sorvari, J. (2009). Foraging distances and potentiality in forest pest insect control : An example with two candidate ants (Hymenoptera : Formicidae). *Myrmecological News*, 12(12), 211-215.
- Sorvari, J., & Eeva, T. (2010). Pollution diminishes intra-specific aggressiveness between wood ant colonies. *Science of The Total Environment*, 408(16), 3189-3192. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.04.008>
- Sorvari, J., Rantala, L. M., Rantala, M. J., Hakkarainen, H., & Eeva, T. (2007). Heavy metal pollution disturbs immune response in wild ant populations. *Environmental Pollution*, 145(1), 324-328. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.004>
- SPAQuE. (2020a). *Fiche environnementale, Plomb* (p. 4) [Fiche environnementale]. SPAQuE. <https://spaque.be/wp-content/uploads/2020/04/spaq-15-15617-fiche-plomb-cr-101215-ld.pdf>
- SPAQuE. (2020b). *Fiche environnementale, Zinc* (p. 4) [Fiche environnementale]. SPAQuE. <https://spaque.be/wp-content/uploads/2020/04/spaq-15-15617-fiche-zinc-se-081215-ld.pdf>
- Spiesman, B. J., & Cumming, G. S. (2008). Communities in context : The influences of multiscale environmental variation on local ant community structure. *Landscape Ecology*, 23(3), 313-325. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9186-3>
- Stradling, D. J. (1970). The Estimation of Worker Ant Populations by the Mark-Release-Recapture Method : An Improved Marking Technique. *The Journal of Animal Ecology*, 39(3), 575. <https://doi.org/10.2307/2855>
- Uhey, D. A., Hofstetter, R. W., Remke, M., Vissa, S., & Haubensak, K. A. (2020). Climate and vegetation structure shape ant communities along elevational gradients on the Colorado Plateau. *Ecology and Evolution*, 10(15), 8313-8322. <https://doi.org/10.1002/ece3.6538>
- U.S.E.P.A. (1976). *Quality Criteria for Water*. US Environmental Protection Agency.
- Van Der Maarel, E., & Franklin, J. (Éds.). (2013). *Vegetation Ecology* (1<sup>re</sup> éd.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118452592>
- Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., & Peakall, D. B. (2012). *Principles of ecotoxicology* (4th ed). CRC press.
- Wegnez, L. (2017). *L'influence des fourmis sur les populations du petit nacré (Issoria lathonia) au lieu-dit La Rochette à Trooz* [Mémoire]. Institut Provincial d'Enseignement Agronomique de La Reid.
- Wegnez, P., Ignace, D., Fichefet, V., Hardy, M., Plume, T., & Timmermann, M. (2012). *Fourmis de Wallonie : (2003-2011)*. Publication du Département de l'étude du milieu naturel et agricole SPW-DGARNE.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3), 279-338. <https://doi.org/10.2307/1943563>

- Xun, E., Zhang, Y., Zhao, J., & Guo, J. (2017). Translocation of heavy metals from soils into floral organs and rewards of *Cucurbita pepo* : Implications for plant reproductive fitness. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145, 235-243.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.045>
- Yandell, B. S. (1997). *Practical data analysis for designed experiments*. Chapman & Hall.

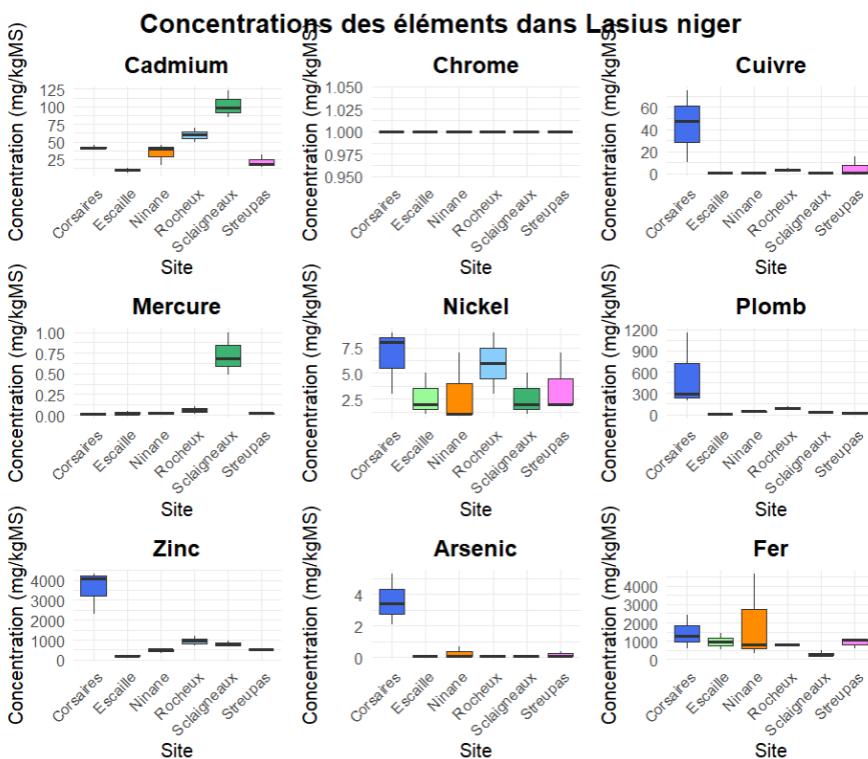
## 7 Annexes



**Annexe 1.** Diagrammes circulaires de la diversité spécifique de fourmis au sein de l'Île aux corsaires (a), de la réserve de l'Escaille (b), de la lande de Mehagne (c), la lande de Ninane (d), du Rocheux (e), de la réserve de Sclaigneaux (f) et de la lande de Streupas (g).



*Annexe 2. Boxplots des concentrations des éléments étudiés dans les sols des différents sites.*



*Annexe 3. Boxplots des concentrations des éléments étudiés dans les ouvrières de Lasius niger des différents sites.*