

Diplôme d'Etudes Spécialisées en Gestion de l'Environnement

**Etude de la présence de métaux lourds dans le sol des espaces  
verts urbains bruxellois et analyse de leurs effets sur la  
diversité des insectes du sol au travers de deux familles  
indicatrices : les carabes et les fourmis.**

Travail de Fin d'Etudes présenté par  
Eric de Heusch  
en vue de l'obtention du grade académique de  
Diplômé d'Etudes Spécialisées en Gestion de l'Environnement.

*Année Académique : 2003-2004.*

Directeur : Prof. de Brouwer

## REMERCIEMENTS

Merci à Christophe de Brouwer de m'avoir accepté dans son laboratoire, pour son aide, ses conseils et ses encouragements.

Mes remerciements vont également à :

Ma famille ainsi que Delphine qui m'ont apporté leur soutien logistique et moral.

Je remercie tous les membres du laboratoire pour avoir participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Parmi ceux-ci je remercie tout particulièrement Isabelle qui m'a montré comment effectuer les digestions et qui m'a aidé quand j'en ai eu besoin ainsi que Jean-Claude Aubry pour avoir effectué les analyses sur l'ICP-MS et m'avoir aussi apporté son aide pour les digestions.

Enfin, je remercie aussi tous les professeurs qui ont participé à ma formation.

MERCI à vous tous et aussi à tous ceux que je n'ai pas cités.

## RÉSUMÉ

Les activités humaines sont susceptibles de polluer l'environnement. Elles se concentrent entre autres dans les villes. Les humains ne sont cependant pas les seuls habitants des villes, il existe en effet beaucoup d'animaux qui vivent dans les espaces verts qui les parsèment. Ces espaces verts n'étant pas toujours très grands, les animaux qui y résident sont majoritairement de petite taille. Un groupe de petits animaux que nous retrouvons partout en grande quantité est celui des insectes.

Dans ce travail, nous avons étudié l'effet de quatre métaux lourds polluants (le cadmium, le plomb, le zinc et le cuivre) sur la biodiversité de deux familles d'insectes (les carabes et les fourmis). Pour une question de quantité de mesures (que nous voulions suffisante pour avoir des tests statistiques significatifs), nous nous sommes basés sur des mesures de biodiversité d'insectes datant de 2002. Ces mesures avaient été effectuées à l'aide de pièges d'activité, afin d'évaluer la biodiversité, en carabes et en fourmis, de plusieurs espaces verts urbains bruxellois. Nous avons d'abord voulu vérifier si, en refaisant les mesures cette année, nous pouvions obtenir des résultats de biodiversité similaires à ceux de 2002. Malheureusement, nos résultats nous ont amenés à conclure que non. Pour ce qui est des mesures de métaux lourds, nous avons prélevé de la terre appartenant à la couche superficielle des espaces verts. Nous avons digéré cette terre dans l'acide et nous l'avons analysée à l'aide d'un ICP-MS. Malgré le manque de constance des mesures de biodiversité entre 2002 et 2004, nous avons constaté que la richesse spécifique totale des deux familles était corrélée négativement avec la teneur du sol en trois des quatre métaux, à savoir : le cadmium, le plomb et le zinc.

Si les mesures de biodiversité se sont révélées peu satisfaisantes, nous avons pu mettre en évidence le fait que la richesse de ces deux familles n'est pas indépendante de la teneur du sol en métaux lourds. Cela ouvre une piste qu'il serait intéressant d'investiguer avec plus de moyens.

# TABLE DES MATIÈRES

<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<i>1.1. La pollution et la biodiversité en ville</i> .....	<b>1</b>
<i>1.2. L'intérêt de Bruxelles</i> .....	<b>3</b>
<i>1.3. Groupes bioindicateurs choisis pour cette étude</i> .....	<b>4</b>
<i>1.4. Connaissance de l'effet de la pollution sur ces bioindicateurs</i> .....	<b>7</b>
<i>1.5. Point de départ de cette étude</i> .....	<b>8</b>
<b>2. BUTS DU TRAVAIL</b> .....	<b>10</b>
<b>3. MATERIEL ET METHODES</b> .....	<b>11</b>
<i>3.1. Méthodes d'échantillonnage et d'identification des insectes</i> .....	<b>11</b>
<i>3.2. Méthodes de prélèvement et de préparation des échantillons de sol</i> .....	<b>14</b>
<i>3.3. Méthode d'analyse des échantillons de sol</i> .....	<b>16</b>
<i>3.4. Sites échantillonnés</i> .....	<b>18</b>
<u>3.4.1. Description des sites</u> .....	<b>19</b>
<i>3.5. Méthodes d'analyse des résultats</i> .....	<b>20</b>
<u>3.5.1. Dendrogrammes</u> .....	<b>20</b>
<u>3.5.2. Les indices de biodiversité des sites</u> .....	<b>21</b>
<u>3.5.3. Analyses de la variance (ANOVA)</u> .....	<b>22</b>
<u>3.5.4. Corrélation entre variables</u> .....	<b>22</b>
<u>3.5.5. Analyse des différences potentielles entre stations de bois et de prairies</u> .....	<b>23</b>
<b>4. RESULTATS</b> .....	<b>24</b>
<i>4.1. Nombre d'espèces trouvées</i> .....	<b>24</b>
<i>4.2. Dendrogramme des stations</i> .....	<b>25</b>

<i>4.3. Biodiversités estimées des stations</i> .....	27
<i>4.4. Analyse des variations inter-stations des teneurs en métaux lourds</i> .....	28
<i>4.5. Corrélation entre la biodiversité et les teneurs en métaux lourds</i> .....	30
<i>4.6. Différences entre les Prairies et les Bois</i> .....	33
<b>5. DISCUSSIONS ET CONCLUSION</b> .....	<b>34</b>
<i>5.1. Analyse du dendrogramme</i> .....	34
<i>5.2. Analyse des variations de biodiversités</i> .....	34
<i>5.3. Corrélations entre les biodiversités et les teneurs des sols en métaux lourds</i> .....	35
<i>5.4. Considérations sur les métaux lourds étudiés</i> .....	36
<i>5.5. Conclusion</i> .....	37
<i>5.6. Perspectives</i> .....	38
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>39</b>

## LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

### Figures :

Figure 1 : Carabe appartenant à l'espèce *Nebria brevicollis*. **p5.**

Figure 2 : Placement des pièges d'activité le long du transect de 100 m ou des deux transects de 50 m. **p12.**

Figure 3 : Positions relatives des prélèvements de terre le long du transect de 100 m ou des deux transects de 50 m. **p15.**

Figure 4 : Localisation des parcs et jardins de Bruxelles. **p18.**

Figure 5 : Dendrogramme des échantillonnages basé sur la détection des espèces de carabes et fourmis avec association des groupes par la méthode UPGMA. **p26.**

Figure 6 : Graphique illustrant le rapport entre la richesse spécifique totale et la teneur du sol en cadmium. **p32.**

Figure 7 : Graphique illustrant le rapport entre la richesse spécifique totale (en carabes et fourmis) et la teneur du sol en plomb. **p32.**

Figure 8 : Graphique illustrant le rapport entre la richesse spécifique totale (en carabes et fourmis) et la teneur du sol en zinc. **p33.**

### Tableaux :

Tableau 1 : Richesses en Fourmis (Richesse F) et en Carabes (Richesse C) mesurées lors de chacun des échantillonnages. **p25.**

Tableau 2 : Diversités estimées des carabes et fourmis lors des échantillonnages des stations étudiées. **p27.**

Tableau 3 : Diversités estimées des carabes et fourmis lors des échantillonnages des stations étudiées, les données sont séparées par année. **p28.**

Tableau 4 : Valeurs moyennes et écarts types des teneurs en métaux lourds des sols des différentes stations. **p29.**

Tableau 5 : Liste des métaux présents de façon significative en plus grande quantité dans une station que dans une autre. **p29.**

Tableau 6 : Valeurs prises par les P value et coefficients de corrélation (r) pour les tests de corrélation de Spearman entre la richesse totale (carabes + fourmis) et les proportions de métaux lourds dans le sol. **p30.**

Tableau 7 : Valeurs prises par les P value et coefficients de corrélation (r) pour les tests de corrélation de Spearman entre les indices d'hétérogénéité et les proportions de métaux lourds dans le sol. **p31.**

Tableau 8 : Valeurs prises par les P value et coefficients de corrélation (r) pour les tests de corrélation de Spearman entre les richesses et les proportions de métaux lourds dans le sol. **p31.**

# 1. INTRODUCTION

## *1.1. La pollution et la biodiversité en ville*

Les villes sont des endroits susceptibles d'être fortement pollués, et ce, pour plusieurs raisons :

- trafic routier dense,
- chauffage important,
- concentrations humaines polluantes (rejets de déchets).

Parmi les polluants que ces activités génèrent, nous trouvons entre autres des nitrates, des sulfates, des composés organiques volatils... mais aussi des métaux lourds. Une partie de ces polluants aboutit dans le sol.

Les activités polluantes sont en augmentation, mais pas forcément la pollution qu'elles génèrent. En effet, par souci de l'environnement nous améliorons les techniques et nous développons des méthodes de dépollution des rejets. Notamment, le taux de plomb présent dans l'essence est aujourd'hui fortement réduit ; des normes sur la quantité de nitrate que peuvent émettre les moteurs ont été instaurées ; l'utilisation, dans les aérosols, de certains gaz attaquant la couche d'ozone est interdite... Il n'en reste pas moins vrai que, suite à cette pollution, les conditions de vie sont loin d'être les mêmes en ville que dans des milieux "naturels". Nous pouvons donc nous attendre à y trouver une biodiversité moindre, ou du moins, un assemblage en espèces altéré. Dès lors, il convient de se demander pourquoi s'intéresser à la biodiversité en milieu urbain ?

Pour le bien-être des habitants, les villes sont généralement parsemées d'un nombre plus ou moins important d'espaces verts. Longtemps, l'intérêt biologique de ceux-ci était considéré comme faible. Des études récentes ont cependant montré que ces endroits pouvaient présenter une grande diversité en espèces (voir McIntyre, 2000 ; Deltenre, 2001 ; de Heusch, 2002). Il a même été constaté que des lieux faiblement perturbés par l'homme pouvaient présenter une plus grande diversité animale que certains endroits plus naturels (Blair, 1996, 1999 ; Blair & Launer, 1997). Plusieurs phénomènes ont été impliqués. Tout d'abord, l'homme a tendance à entretenir l'hétérogénéité des milieux, ce qui offre une plus grande

diversité de niches écologiques permettant donc leur occupation par une plus grande variété d'espèces. Deuxièmement, les espaces verts urbains permettent l'implantation d'espèces importées (Suarez et al, 1998). L'apparition de ces espèces peut être facilitée par la température qui y est supérieure et par l'usage de plantes d'ornementation, elles-mêmes importées (Crisp et al, 1998). Enfin, certaines espèces animales profitent de l'abondance des déchets humains pouvant être à la base de chaînes alimentaires.

Les espaces verts présents dans les grandes villes sont des milieux de vie fragmentés puisque les parcs, jardins et autres espaces verts sont séparés par des maisons, des routes, des buildings ... Un état de fragmentation très élevé est une caractéristique qui, autrefois, laissait penser que la biodiversité y était faible. David & Margules (1998) synthétisent les résultats de diverses études qui mettent en évidence le fait que la fragmentation n'induit pas forcément une diminution de la diversité mais peut modifier l'assemblage des espèces.

Les fragments peuvent être considérés comme des îlots car ils sont isolés les uns des autres. Des théories telle que la théorie insulaire de Mac Arthur & Wilson, décrivant l'évolution attendue des écosystèmes dans des îles, peuvent donc s'y appliquer. Les causes d'extinction sont les mêmes que dans de véritables îles :

- un espace trop restreint n'offrant pas suffisamment de ressources alimentaires,
- la disparition préalable d'espèces dont se nourrit un animal spécialisé,
- une diversité génétique insuffisante pour résister aux maladies...

Une différence importante avec les îles est que les dimensions de la plupart des espaces verts urbains subissent des variations dues à des destructions et des reconstructions par l'homme. Par ailleurs, la ville entourant les espaces verts n'est pas un obstacle aussi infranchissable que l'eau entourant une île, en effet elle comprend divers petits habitats tels que les ronds-points, les arbres des trottoirs...(Niemelä, 1999a). Enfin, la taille des espaces verts urbains est généralement beaucoup moins importante que celle de véritables îles.

A ces éléments, s'ajoutent d'autres causes liées à l'urbanisation, telles que :

- le remplacement par une espèce invasive ou anthropophile,
- la destruction de l'habitat, due à une mauvaise gestion humaine,
- une résistance insuffisante à la pollution (qui, comme écrit précédemment, est plus importante en ville)...

Au cours de ce travail, nous nous intéresserons tout particulièrement à ce dernier point, afin de mieux pouvoir estimer son impact réel sur deux familles d'animaux choisies en temps que bioindicateurs : les fourmis et les carabes.

L'évaluation de la biodiversité d'un site passe par une estimation basée généralement sur des taxa représentatifs appelés bioindicateurs.

La biodiversité est une mesure de la richesse en taxa d'un endroit à un moment donné. Elle peut soit simplement être caractérisée par la richesse spécifique, qui est le nombre d'espèces recensées à un endroit donné, soit, être définie par des indices qui tiennent compte de l'abondance des différentes espèces rencontrées (ou de la proportion des individus de chaque espèce). Ces derniers sont appelés indices d'hétérogénéité.

## ***1.2. L'intérêt de Bruxelles***

Bruxelles est considérée comme une des villes les plus vertes du monde. L'origine de ce caractère remonte au XIX<sup>ième</sup> siècle, lorsque Léopold II promût l'aménagement de nombreux espaces verts dans la ville. Par la suite, certains parcs ont été délaissés, notamment pendant les deux guerres mondiales où le Parc de Woluwé subît quelques dégâts dus aux coupes clandestines, ou en 1864 lorsque le commercial l'emporta sur le culturel et que le Jardin Botanique ne fût plus entretenu.

Heureusement, beaucoup de parcs et jardins sont devenus nationaux (entre autres le Jardin Botanique depuis 1870), et actuellement, beaucoup d'entre eux sont entretenus et gérés par l'IBGE (Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement) (Boulangier-Français, 1993). Cet organisme a pour objectif de proposer des solutions durables aux problématiques urbaines. "Une triple approche, multi-sectorielle, multi-instrumentale et multi-disciplinaire, lui permet d'organiser la gestion de l'environnement de manière globale" (Onclincx & Desager, 1997).

La dualité entre le fait que Bruxelles soit une ville relativement importante et urbanisée et qu'elle soit très verte, en fait un endroit privilégié pour étudier l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité. L'urbanisation est la conversion de terrains en environnements urbains. Ceux-ci se définissent en de larges espaces à population dense, caractérisés par des zones industrielles, commerciales et résidentielles (Niemelä, 1999b).

La gestion de ces espaces verts pose divers problèmes. Le principal est sans doute de concilier la fonction primaire des parcs en tant que lieu de détente pour les promeneurs (avec ou sans chiens), les cavaliers, les cyclistes, ... avec la protection des espèces qui s'y développent. Ces zones peuvent posséder une biodiversité supérieure à celle de milieux naturels mais ne peuvent pas remplacer ces derniers en conservant toutes les espèces d'origine (Blair, 1996, 1999 ; Blair & Launer, 1997). L'intérêt de les protéger peut dès lors être de préserver leur grande richesse, par exemple afin de favoriser la lutte biologique (Floren & Linsenmair, 1999 ; Denys & Tschardtke, 2002) contre des pestes qui pourraient en dégrader l'aspect.

Certains espaces verts de la région Bruxelloise devraient être inclus dans le projet « NATURA 2000 » (Prignon, comm. pers). Celui-ci a pour but de protéger des habitats qui sont reconnus comme menacés à l'échelle européenne et dont la destruction potentielle causerait la perte d'une partie importante du patrimoine biologique (Dufrêne & Gathoye, 2001).

Ne négligeons pas non plus l'intérêt didactique de la proximité d'une faune riche.

Protéger l'environnement est donc devenu primordial mais la méconnaissance des composants et mécanismes qui régissent son évolution peut entraîner des catastrophes écologiques.

Gérer au mieux un endroit implique avant tout une bonne connaissance de celui-ci. D'où l'intérêt d'en étudier la faune, la flore, et les facteurs (tels que la pollution) qui sont susceptibles d'avoir une incidence sur ces deux-ci.

### ***1.3. Groupes bioindicateurs choisis pour cette étude***

Notre étude va se concentrer sur l'effet de certains métaux lourds sur les insectes du sol. Parmi ceux-ci, deux familles ont été choisies : les carabes et les fourmis.

Les *Formicidae* ou fourmis, sont une famille d'insectes appartenant à l'ordre des Hyménoptères (*Hymenoptera*). Leurs caractéristiques principales sont (de Biseau & Couvreur, 1994) :

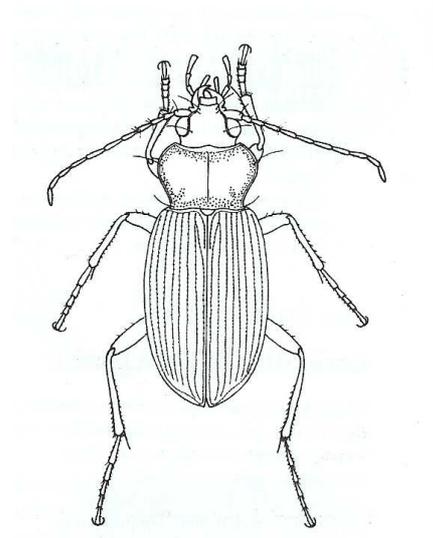
- que les ouvrières n'ont pas d'ailes,
- qu'elles ont des antennes coudées,

- qu'elles ont une « taille » très étroite, appelée taille de guêpe, qui sépare l'abdomen du thorax (caractéristique du sous-ordre des Apocrites),
- que toutes les espèces sont sociales.

Les *Carabidae* ou carabes, sont une famille d'insectes appartenant à l'ordre des Coléoptères (*Coleoptera*). Parmi ceux-ci, les carabes peuvent se distinguer, entre autres, par les caractéristiques suivantes (Boeken et al, 2002) :

- faisant partie du sous-ordre des Adéphages, ils ont toujours des tarse de cinq segments,
- ils sont tous terrestres (contrairement à beaucoup d'autres Adéphages qui sont aquatiques) et n'ont donc jamais de pattes nageuses,
- la plupart des espèces possèdent de longues et minces pattes leur permettant de courir (chez certaines espèces les pattes avant sont des pattes fouisseuses),
- leurs antennes sont toujours formées de 11 segments et sont généralement longues et minces,
- la plupart des carabes adultes sont essentiellement carnivores,
- leur anatomie en fait de bons coureurs ; la plupart des espèces sont incapables de voler ou ont un vol peu dirigé.

La figure 1 représente un carabe appartenant à l'espèce *Nebria brevicollis* qui est très abondante à Bruxelles.



**Figure 1** : Carabe appartenant à l'espèce *Nebria brevicollis* (Boeken et al, 2002).

Ces deux familles ont été choisies pour plusieurs raisons.

- Ils sont généralement prédateurs et leur présence peut donc être influencée par l'abondance de leurs proies potentielles.
- Ils sont relativement courants et ont déjà été étudiés dans des conditions semblables (Deltenre, 2001 ; de Heusch, 2002).
- La distribution des fourmis semble n'être corrélée ni à celle des carabes (Kotze & Samways, 1999a, 1999b ; Deltenre, 2001) ni à celle des coléoptères en général (Major et al, 1999) ce qui rend intéressante l'étude conjointe de ces deux groupes. Cependant, l'abondance de certaines fourmis (telle que *Formica rufa*) peut avoir un impact négatif sur l'abondance et la richesse des carabes (Hawes et al, 2002).
- Dans de nombreuses études, le groupe des fourmis épigées (qui vivent sur le sol) est considéré comme un bon bioindicateur (Osborn et al, 1999 ; Alonso, 2000). Par ailleurs, les fourmis sont connues pour bien supporter l'urbanisation (McIntyre et al, 2001).
- Selon Boeken et al (2002), du point de vue écologique, les carabes sont les meilleurs invertébrés épigés à investiguer, et ce, pour les raisons suivantes :
  - o ils sont sensibles à toute une série de facteurs du milieu,
  - o ils réagissent directement aux variations du milieu,
  - o il est possible de trouver des espèces sténotopes (qui nécessitent des conditions de vie strictes) aussi bien que des espèces eurytopes (qui supportent plus de variabilité dans le milieu). Ces dernières vont donc avoir tendance à mieux supporter les pressions de l'activité humaine que les espèces sténotopes qui vont être confinées dans des milieux plus naturels.
- D'après Bolger et al (2000), il existe une corrélation positive entre la densité en carabes et le temps qui s'est écoulé depuis que le fragment où ils vivent fût isolé du milieu naturel. Ceci en ferait un bon indicateur de l'urbanisation.
- Actuellement, nous avons très peu de mesures de l'impact de la pollution sur la biodiversité des insectes appartenant à ces deux familles. Cependant, certaines études de laboratoire mettent en évidence un effet néfaste des métaux lourds sur des carabes (Bayley et al, 1995 ; Stone et al, 2001 ; Scheifler et al, 2002 ; Mozdzer et al, 2003).

#### *1.4. Connaissance de l'effet de la pollution sur ces bioindicateurs*

Plusieurs études portent sur l'effet de la contamination de la nourriture de carabes par des métaux lourds. Elles mettent en évidence que cette contamination n'entraîne généralement pas d'augmentation de mortalité directe des adultes, mais, semble avoir plusieurs effets indirects qui pourraient aboutir à une diminution de leur espérance de vie. Parmi les effets observés se distinguent :

- une diminution de la taille et des réserves énergétiques des adultes (Maryansky et al, 2002),
- une croissance ralentie des larves (Bayley et al, 1995 ; Mozdzer et al, 2003),
- une mortalité élevée des larves (Bayley et al, 1995 ; Scheifler et al, 2002 ; Mozdzer et al, 2003),
- des carabes moins résistants aux autres stress tels que le manque de nourriture et l'exposition aux insecticides (Stone et al, 2001),
- une locomotion altérée des adultes (Bayley et al, 1995).

Les métaux lourds choisis dans ces études sont : le Plomb (Pb), le Cadmium (Cd), le Cuivre (Cu) et le Zinc (Zn). Ce sont les métaux les plus souvent associés à la pollution humaine des sols. De plus, toutes les études citées s'intéressent à un ou plusieurs de ces métaux. Même si ces études montrent que les métaux lourds ont des effets négatifs sur les carabes, elles ne montrent nullement que la pollution par ces métaux a effectivement un effet sur la population réelle de carabes. En effet, elles ont été réalisées en laboratoire, et, à l'exception de celle de Stone et al (2001), en utilisant de la nourriture contaminée. Toutefois, pour reproduire au mieux l'effet de la contamination du milieu par les métaux lourds sur les carabes, il aurait fallu que la concentration en métaux lourds dans leurs « proies » reflète celle du milieu. Considérant l'étude de Pižl et Josens (1995), il ressort que la concentration en métaux lourds dans le sol n'est pas corrélée de façon évidente avec celle mesurée dans les lombrics (qui peuvent servir de nourriture à plusieurs espèces de carabes), et ce, même s'ils ne comparent qu'espèce par espèce. La nourriture des carabes, qui est composée d'une multitude d'animaux appartenant à des familles différentes, ne doit donc pas refléter la teneur en métaux lourds du milieu.

De plus, beaucoup d'effets indirects peuvent avoir un impact : notamment, via la diminution d'abondance ou de biomasse des proies (effets observés par Pižl & Josens (1995) sur les

lombrics), l'éventualité que la contamination affecte la capacité des proies à échapper à un prédateur, ou encore la possibilité d'une sélection par les prédateurs des proies les moins contaminées...

Il devient donc primordial de se demander ce qui nous intéresse vraiment : connaître l'effet d'une hypothétique contamination de la nourriture des carabes par des métaux lourds ou, savoir l'effet de la pollution de l'environnement causée par eux sur la population réelle de carabes. Dans cette étude, nous allons tenter de répondre à la deuxième question pour laquelle il n'a pas été trouvé d'éléments dans la littérature. Comme il a été expliqué précédemment, le projet est mené conjointement sur la famille des fourmis en complément à celle des carabes.

### ***1.5. Point de départ de cette étude***

En vue d'obtenir suffisamment de résultats pour avoir des tests statistiques significatifs, comptes tenus des temps nécessaires pour analyser les teneurs du sol en métaux lourds et mesurer la biodiversité dans les stations, nous nous sommes basés, en ce qui concerne la biodiversité, sur des résultats préalablement obtenus dans des espaces verts de Bruxelles (de Heusch, 2002).

Le travail actuel comporte cependant quelques analyses de biodiversité afin de vérifier la reproductibilité des résultats obtenus il y a deux ans.

L'étude précédente donne une répartition d'espèces de carabes et de fourmis à travers les espaces verts de Bruxelles. Cette répartition nous indique une diminution importante de biodiversité dans les espaces verts les plus centraux et en particulier dans le Jardin Botanique. Nous avons aussi vu que les espaces verts les plus périphériques possédaient une biodiversité plus faible que les espaces verts intermédiaires. Cette biodiversité plus importante dans des endroits faiblement perturbés par l'homme que dans des lieux plus naturels avait déjà été mise en évidence dans d'autres études (Blair, 1996, 1999 ; Blair & Launer, 1997). Elle semble être due au fait que l'homme augmente le nombre de niches écologiques en accroissant l'hétérogénéité du milieu.

La pauvreté en espèces du Jardin Botanique ne semble pas pouvoir s'expliquer ni par la fréquentation du parc ni par son entourage direct. En effet, ces éléments devraient plutôt l'avantager par rapport au Parc Elisabeth. Ce dernier, bien qu'il soit fortement fréquenté de part son entourage (jonction entre le boulevard Léopold II et l'avenue Charles-Quint), s'est révélé pourtant bien plus riche. Nous y avons trouvé 4 espèces de fourmis et 10 espèces de carabes contre seulement 3 espèces de fourmis et 4 de carabes au Jardin Botanique. La biodiversité de ces espaces est donc influencée par d'autres facteurs. Une cause de cette diminution pourrait être une pollution plus importante du Botanique, due à sa position centrale dans Bruxelles.

La pollution pourrait donc être un des facteurs prépondérants influençant la répartition de ces insectes.

## **2. BUTS DU TRAVAIL**

Dans ce travail nous tenterons de répondre à deux questions :

1. La biodiversité en carabes et fourmis des espaces verts Bruxellois estimée dans l'étude de 2002 est-elle une mesure reproductible à l'heure actuelle ?
2. Existe-t-il une relation directe entre cette biodiversité et la proportion actuelle de certains métaux lourds dans le sol de ces mêmes espaces verts ?

### 3. MATERIEL ET METHODES

L'étude comporte deux axes de travail. Le premier, biologique, consiste en une analyse de biodiversité de certaines stations bruxelloises ; le deuxième, chimique, est une analyse de métaux lourds dans le sol de ces stations.

L'estimation de la biodiversité est principalement basée sur des résultats obtenus lors d'un travail antérieur (de Heusch, 2002). La partie biologique de cette étude tentera de valider ces résultats, en comparant les mesures de biodiversité actuelles et antérieures. Les analyses effectuées sont donc les mêmes pour les deux travaux. Toutefois, le nombre de stations échantillonnées est moindre que dans le travail original.

La deuxième partie consiste en une analyse de la proportion massique de 4 métaux lourds dans la partie superficielle du sol. Les sols analysés sont ceux des stations dont la biodiversité a été mesurée précédemment.

#### *3.1. Méthodes d'échantillonnage et d'identification des insectes*

Les études ont été réalisées à l'aide de pièges d'activité. Ceux-ci sont des récipients enfoncés dans le sol. Ils sont remplis d'un liquide dont le rôle est de tuer les animaux qui y tombent avant qu'ils ne s'enfuient.

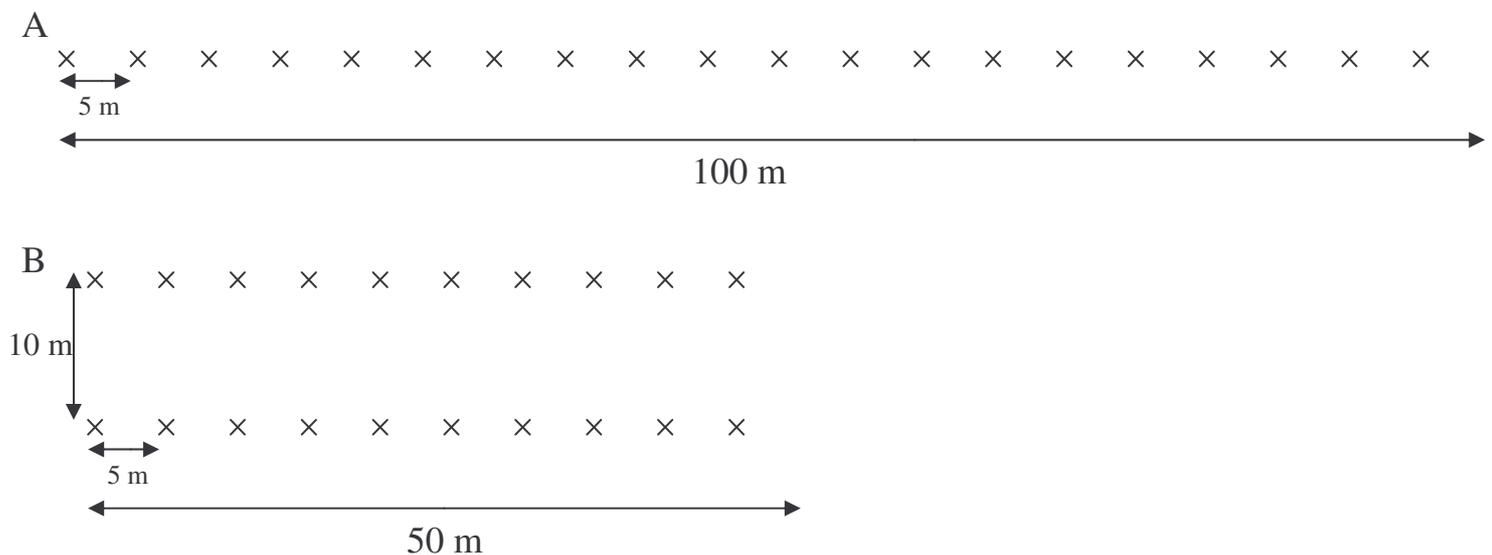
Cette méthode a l'avantage d'être peu sélective du point de vue des espèces épigées (du sol) piégées (Delabie et al, 2000 ; Wang et al, 2001).

Elle permet de piéger aussi bien des fourmis que des carabes et ne biaise pas les résultats en faveur des espèces les plus voyantes. Elle pourrait cependant moins bien fonctionner pour les espèces moins actives ou partiellement endogées (souterraines) (telle que la fourmi *Lasius flavus*). De plus, il est possible que certaines espèces tombent rarement dans des pièges de ce type (par exemple si elles sont capables de les éviter).

Plusieurs études ont été menées afin de comparer les pièges d'activité à d'autres méthodes : « winklers » (Delabie et al, 2000 ; Deltenre, 2001), pièges attractifs (Delabie et al, 2000 ; Wang et al, 2001)... Même si la méthode des pièges d'activité semble moins efficace pour les fourmis de litière que la méthode des winklers (Delabie et al, 2000), cette dernière est d'une très faible efficacité pour piéger les carabes (Deltenre, 2001).

Les pièges sont confectionnés à partir de gobelets de 20 cl en plastique lisse (gobelets alimentaires transparents Magestic de 9,3 cm de hauteur et 7 cm de diamètre). Les pièges sont enterrés au ras du sol à l'aide de plantoirs à bulbes.

Lors de l'échantillonnage, il a été effectué un transect de 100 m par station. Les pièges sont disposés tous les 5 m, ce qui comptabilise un total de 20 pièges par station. Les transects se situent à au moins 10 m de chaque élément ne faisant pas partie de l'habitat (chemins, arbres dans les prairies ...) pour éviter l'effet de bordure. Quand ceci n'est pas possible, deux transects de 50 m chacun et espacés d'au moins 10 m sont réalisés à la place. La figure 2 illustre le placement des pièges dans les stations.



**Figure 2 :** Placement des pièges d'activité le long du transect de 100 m : A, ou des deux transects de 50 m (pour les stations qui ne faisaient pas 100 m de long) : B. X : piège d'activité.

Les pièges sont remplis avec en moyenne 15 cl d'eau savonneuse. Le savon diminue la tension superficielle de l'eau et permet ainsi d'éviter la fuite des insectes.

Après deux jours, le contenu des pièges est relevé et placé dans des sachets en plastique hermétiques (Merck eurolab, sac PLT 114 X 190 mm). Dans la première étude, les pièges ont ensuite été replacés pour être relevés une seconde fois deux jours plus tard. Le nombre très élevé de pièges recueillis a nécessité de les placer en chambre froide en attendant le tri. Au laboratoire, le contenu des pièges est trié le plus rapidement possible. Un tri préliminaire est réalisé au moyen de tamis de 0,9 mm de maille afin d'éliminer l'eau et les principaux déchets.

Les arthropodes sont ensuite séparés des autres animaux et stockés dans des récipients soigneusement étiquetés et contenant de l'éthanol dénaturé à 70 %.

L'analyse des échantillons est réalisée à l'aide d'une loupe binoculaire agrandissant jusqu'à 50 fois et des clés de détermination « Faune de Belgique, Fourmis (Formicidae) » (de Biseau & Couvreur, 1994) et « De Loopkevers van Nederland & Vlaanderen (Coleoptera : Carabidae) » (Boeken et al. 2002). Une collection de référence de carabes a été établie à partir des spécimens récoltés par Deltenre (2001). Elle a été vérifiée par le Docteur Desender (spécialiste des carabes) au Musée d'Histoire Naturelle.

Après analyse, les fourmis et les carabes sont replacés dans leur tube d'origine. Lors du premier travail, il a été prélevé quelques individus de chaque espèce afin de faire une collection de référence dans l'alcool. Celle-ci est utilisée dans le but de faciliter les identifications du présent travail.

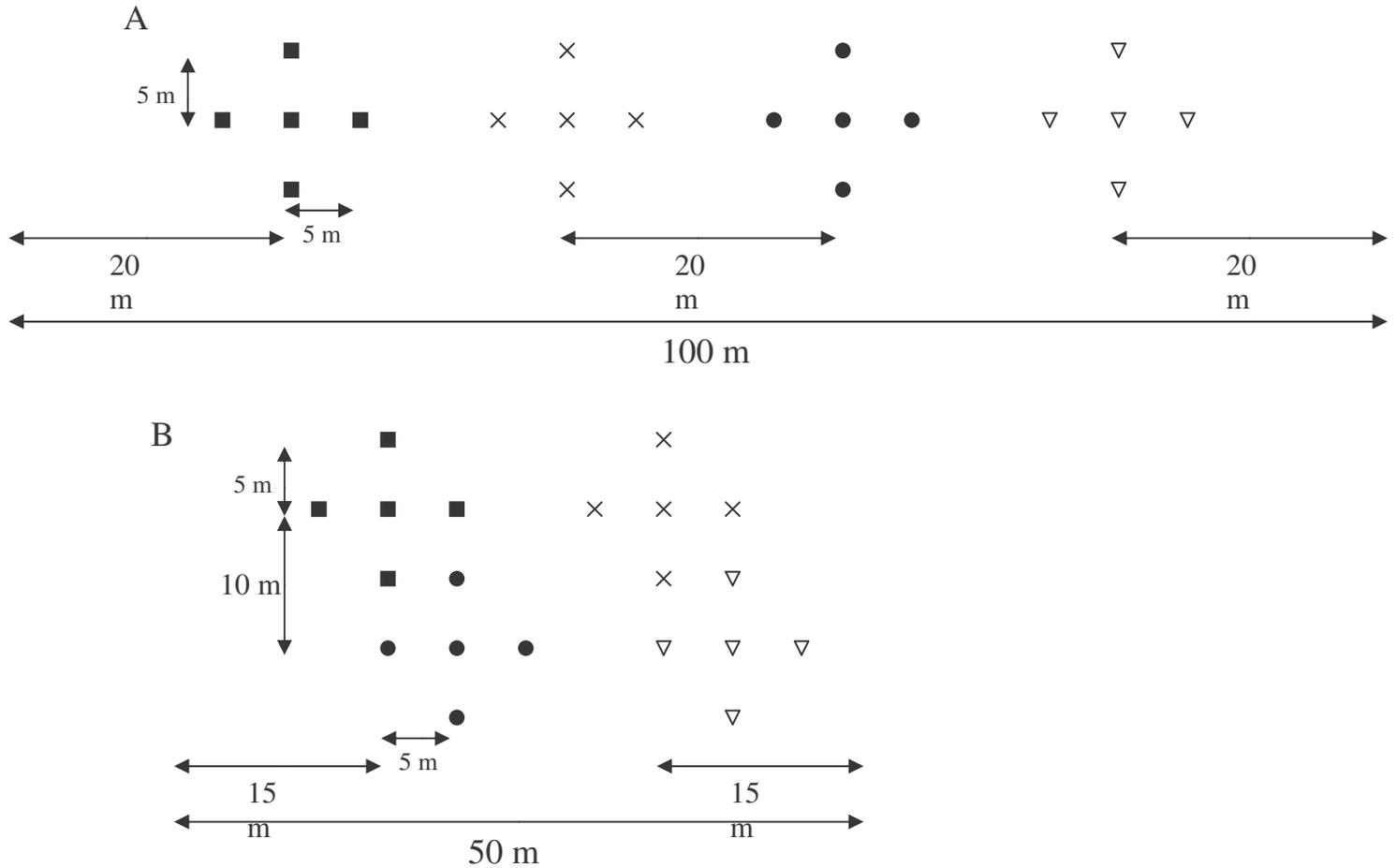
Afin d'obtenir une bonne collection, les espèces pour lesquelles un doute subsistait ont été vérifiées par les Docteurs de Biseau et Desender, pour les fourmis et les carabes respectivement.

Les échantillons du second prélèvement n'ont pas pu être analysés à temps pour être incorporés au premier mémoire. Une partie a cependant été analysée par la suite et les résultats obtenus sont utilisés pour ce second travail.

### ***3.2. Méthodes de prélèvement et de préparation des échantillons de sol***

Pour faire les analyses de métaux lourds, nous prélevons de la terre selon les mêmes transects que ceux des relevés faunistiques. Nous prélevons quatre échantillons par transect, chacun des échantillons étant obtenu par la mise en commun de cinq prélèvements de terre de 1 cm de profondeur. Le premier des cinq prélèvements est pris sur le transect, les deux suivants sont pris 5 m devant et 5 m derrière (toujours sur le transect) et, les deux derniers sont prélevés 5 m à gauche et 5 m à droite du premier (perpendiculairement au transect).

Les premiers prélèvements de chaque échantillon sont espacés entre eux de 20 m de telle façon que le premier prélèvement du premier échantillon soit situé à 20 m du début du transect et celui du dernier échantillon à 20 m de sa fin. Dans les stations qui comportent deux transects de 50 m, les premiers prélèvements des deux échantillons sont faits à 15 m d'une extrémité du transect pour le premier transect et sont décalés de 5 m pour le second. La figure 3 illustre les positions relatives des prélèvements de terre sur les transects.



**Figure 3 :** Positions relatives des prélèvements de terre le long du transect de 100 m : A, ou des deux transects de 50 m (pour les stations qui ne faisaient pas 100 m de long) : B.  
 ■ : prélèvements de l'échantillon 1. X : prélèvements de l'échantillon 2. ● : prélèvements de l'échantillon 3. Δ : prélèvements de l'échantillon 4.

Une fois les échantillons prélevés, ils sont traités en laboratoire. Ils subissent un pré-séchage à 50°C, et sont triés à l'aide d'un tamis de 2 mm de maille afin d'éliminer les minéraux de grande taille et une partie de la matière organique (brins d'herbe, feuilles ...). Une fois tamisés, les échantillons sont stockés dans cette même étuve de façon à ce qu'ils se dessèchent et qu'ils restent secs.

L'étape suivante consiste en une digestion en milieu acide : 200 mg de terre par échantillon sont digérés par 3 ml d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>) SUPRApur (65%) et de 2 ml d'acide fluorhydrique (HF) Pro Analyti (40%). La terre est mise en présence des acides dans une étuve à 160°C pendant plus de 8 heures pour que la digestion puisse s'effectuer. Après refroidissement de la solution obtenue, il y est ajouté 20 ml d'eau distillée et 20 ml d'acide

borique (à saturation) afin de neutraliser les effets de l'HF sur le verre. La solution est alors incubée à 150°C pendant 2 heures pour permettre la réaction de neutralisation de l'HF. Le volume de la solution est ajusté à environ 50 ml avec de l'eau distillée. Enfin, celle-ci est stockée à 3°C jusqu'à analyse.

### 3.3. Méthode d'analyse des échantillons de sol

L'analyse a été faite à l'aide d'un ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer) à double champ magnétique de modèle « Thermo Finnigan, Element2 ». Il s'agit donc d'un couplage entre une torche à plasma et un spectromètre de masse à champ magnétique par secteur. Les avantages de cet ICP-MS sont ses capacités d'analyse multi-élémentaires, son grand pouvoir de détection et sa faible consommation d'échantillons (Barbante et al, 1997) associés à une grande capacité à distinguer les analytes des interférences potentielles (Barbante et al, 1999).

Afin de pouvoir être analysée par l'ICP-MS, une solution est préparée à partir des échantillons digérés dans l'acide. Elle est obtenue en ajoutant 9 ml de diluant (eau, Rhodium standard interne et traces d'or), 0,6 ml d'hydroxyde de tétraméthylammonium et 0,5 ml d'acide chlorhydrique ultra pur (48%) à 0,5 ml de la solution des échantillons.

L'analyse de l'échantillon par l'ICP-MS se fait en quatre étapes (Sevin, 2004).

1. Introduction-nébulisation : un passeur automatique couplé à une pompe péristaltique introduit la solution dans une chambre de vaporisation. Dans cette chambre, un nébuliseur transforme, à l'aide d'argon, la solution en un aérosol liquide composé de micro-gouttelettes de quelques  $\mu\text{m}$  de diamètre.
2. Ionisation : l'aérosol est envoyé dans une torche à plasma d'argon à très haute température. Les éléments qui s'y trouvent y sont vaporisés, dissociés, atomisés et ionisés.
3. Séparation en masse et charges : une partie des ions (10%) passe par un orifice de 1 mm de diamètre (appelé le sampler) pour arriver dans une chambre de pompage différentiel où elle n'est plus soumise qu'à une pression de 1 à 2 mbar et s'y détend. Les ions passent alors par un deuxième orifice (appelé skimmer) puis par

un système de vide différentiel qui les accélère vers un ensemble de lentilles électrostatiques. Celles-ci extraient les ions positifs et les dirigent vers le spectromètre de masse. Là, les ions passent d'abord par un champ électrostatique qui les amène à tous posséder la même énergie cinétique. Puis, ils passent dans un secteur magnétique où les trajectoires qu'ils suivent dépendent du rapport entre leur masse et leur charge. Le champ magnétique est ajusté afin de pouvoir amener au détecteur les ions ayant le rapport masse/charge voulu.

4. Détection : le détecteur est composé d'une série de dynodes. Les ions qui l'atteignent heurtent la surface semi-conductrice de la première dynode. Cette collision provoque l'émission d'électrons qui, à leur tour, heurtent la seconde dynode provoquant l'émission d'autres électrons. La réaction en chaîne qui en résulte amène environ 10<sup>8</sup> électrons par ions à un collecteur. Le signal se traduit alors en nombre de coups (nombre d'impulsions) qu'une interface informatique peut traiter.

L'ICP-MS, analysant sur base de la masse, détecte séparément les différents isotopes. Il est calibré à partir d'une solution dont nous connaissons la composition. Pour calibrer, nous en mesurons la teneur en un isotope et nous considérons que celle-ci est représentative de la teneur totale de la solution en l'élément. Nous extrapolons ensuite les teneurs en cet élément dans les échantillons en se basant sur la constance des proportions naturelles en cet isotope. Les isotopes choisis sont les suivants : <sup>111</sup>Cd, <sup>208</sup>Pb, <sup>63</sup>Cu et <sup>68</sup>Zn. Les teneurs en <sup>111</sup>Cd et en <sup>208</sup>Pb ont été mesurées en basse résolution et celles en <sup>63</sup>Cu et en <sup>68</sup>Zn en résolution moyenne.

### 3.4. Sites échantillonnés



**Figure 4 :** Localisation des parcs et jardins de Bruxelles (Boulangier-Français, 1993). Les sites échantillonnés sont : le Parc Sobiesky (4), le Parc du Cinquantenaire (22), la Forêt de Soignes (à proximité du Rouge Cloître (51)), le Jardin Jean Massart (52), le Parc de Woluwé (53), le Bois du Laarbeek (85), le Parc Elisabeth (97) et le Jardin Botanique (98).

Les sites échantillonnés se trouvent sur un transect traversant la ville de Bruxelles du Sud-Est au Nord-Ouest (Figure 4) :

- une forêt et une prairie de référence en Forêt de Soignes,
- une prairie au Jardin Massart,
- un sous-bois, un sous-bois géré écologiquement (voir plus loin) et une prairie du Parc de Woluwé,
- un sous-bois et une prairie du Parc du Cinquantenaire,
- un sous-bois et une prairie du Jardin Botanique,
- une prairie du Parc Elisabeth,

- un sous-bois et une prairie du Bois du Laarbeek,
- un sous-bois et une prairie du Parc Sobiesky (qui ne se trouve pas réellement sur le transect).

Lors du premier travail, ces différents sites ont été échantillonnés du 22 au 27 avril 2002. Les stations du Parc Sobiesky n'ont été analysées qu'après le premier travail. Les stations qui ont été ré-échantillonnées sont celles du Parc de Woluwé (3) et celles de Forêt de Soignes (2). Cet échantillonnage a été réalisé du 26 au 29 avril 2004.

Ce transect présente l'avantage de contenir plusieurs parcs qui sont une composante importante de l'écosystème urbain et qui ont été très peu étudiés par Deltenre (2001).

#### 3.4.1. Description des sites

Les prairies des différents parcs sont assez similaires. Elles présentent une flore peu diversifiée, régulièrement tondue. Elles sont très fréquentées par les promeneurs qui viennent y prendre des bains de soleil dès que le temps le permet (or, l'impact négatif du piétinement sur les communautés de fourmis a été reconnu par Dufour (1978)). Elles comportent souvent des rangées d'arbres dont il n'a parfois pas été possible de s'écarter à plus de 10 m.

Par opposition, les prairies du Jardin Massart, de la Forêt de Soignes et du bois du Laarbeek sont plus naturelles et situées à proximité de grands espaces boisés. La prairie de la Forêt de Soignes est une clairière allongée (largeur de plus ou moins 20 m) parcourue par un petit ruisseau.

Les bois des parcs sont plus variés. Ils présentent surtout une végétation composée d'arbustes ornementaux avec parfois à leurs pieds une flore relativement bien développée, souvent ornementale elle aussi (surtout au Parc Botanique). Les bois du Parc de Woluwé constituent une exception. Dans celui-ci, une partie du bois est gérée écologiquement et présente une végétation bien développée de ronces et d'autres plantes indigènes qui ne sont pas enlevées (comme elles le seraient dans d'autres parcs). Par opposition, l'autre partie du bois est entretenue et les plantes qui poussent au pied des arbres sont régulièrement éliminées.

Les bois du Laarbeek et de la Forêt de Soignes sont quant à eux beaucoup moins entretenus et sont composés essentiellement de hêtres (*Fagus sylvatica*). Ils ressemblent fortement au bois du Parc de Woluwé géré écologiquement du point de vue de la flore.

### ***3.5. Méthodes d'analyse des résultats***

La plupart des méthodes d'analyse utilisées dans l'étude précédente (de Heusch, 2002) sont les mêmes que celles usitées par Deltenre (2001). Les analyses de biodiversité de l'étude actuelle ayant pour but de fournir une des informations sur l'évolution de la faune, nous réutilisons à nouveau les mêmes méthodes. Ceci permettra une comparaison directe des résultats.

#### 3.5.1. Dendrogrammes

Dans l'étude de biodiversité réalisée en 2002, des dendrogrammes des sites ont été réalisés afin de déterminer quels étaient les plus semblables du point de vue des espèces présentes. En retraçant les dendrogrammes, auquel nous ajoutons les résultats obtenus cette année, nous pourrions voir si effectivement l'assemblage en espèces rapproche les résultats obtenus pour une même station ou si, au contraire, l'année de prélèvement influence suffisamment le résultat pour que l'assemblage ne puisse plus être considéré comme caractéristique de la station. Pour réaliser les dendrogrammes des sites et des espèces, nous avons pris l'indice de Jaccard, en tant qu'indice de similitude. Celui-ci est le rapport entre le nombre d'espèces (ou de sites) partagé par les deux stations et le nombre d'espèces (ou de sites) total des deux stations.

A partir des similitudes il est possible d'obtenir les indices de distance de Marczewski-Steinhaus qui sont égaux à « un moins l'indice de Jaccard (Longino, 2000) ». Les sites sont ensuite regroupés par la méthode UPGMA (unweighted arithmetic average clustering). Les dendrogrammes sont tracés en utilisant le programme ADE-4 (Thioulouse et al, 2001).

### 3.5.2. Les indices de biodiversité des sites (Longino, 2000)

Comme il est précisé dans l'introduction, la biodiversité peut être définie par plusieurs indices. Parmi ces indices, le plus évident à mesurer est la richesse spécifique qui est le nombre d'espèces trouvées. Cependant, la richesse ne permet pas de faire la différence entre une station où toutes les espèces sont équiprobables et les stations où quelques espèces dominantes sont présentes en grande quantité alors que les autres espèces sont beaucoup plus rares. Afin d'introduire les données sur les importances relatives des différentes espèces, des indices d'hétérogénéité ont été inventés. Ces indices tiennent compte de paramètres qui comprennent le nombre d'espèces (S), le nombre d'individus (N), la proportion d'individus d'une espèce  $i$  ( $P_i$ ) et le nombre d'individus d'une espèce  $i$  ( $n_i$ ). Ces indices n'étant pas la mesure de quelque chose de concret, plusieurs indices différents furent inventés. Il n'y a pas actuellement de consensus pour dire que l'un est à utiliser préférentiellement aux autres. Dans cette étude, nous utilisons les indices suivants :

L'indice de Simpson est calculé par la formule

$$D = \left( \sum_{i=1}^s n_i(n_i-1) \right) / (N(N-1))$$

et peut être interprété comme une moyenne pondérée de l'abondance relative des espèces du site étudié. Il varie inversement avec l'hétérogénéité qui est la variabilité en espèces si des individus sont prélevés au hasard dans la population.

L'indice de Shannon & Weaver est calculé par la formule

$$D = - \sum_{i=1}^s P_i \text{Log} P_i$$

et exprime l'importance relative de chaque espèce. Il sera maximum lorsque  $n_i = N/S$  (c'est-à-dire lorsque toutes les espèces sont équiprobables) avec comme valeur :  $\text{Log } N$ .

La diversité  $\alpha$  est calculée par la formule

$$\alpha = N(1-x)/x$$

dans laquelle  $x$  est estimé grâce à l'équation suivante :

$$N/S = (1-x)(-\ln(1-x))/x$$

Cet indice est très complexe à calculer mais a le grand avantage d'être peu sensible aux variations de taille de l'échantillon.

Le logiciel EstimateS (Colwell, 1997) a été choisi pour calculer ces indices.

### 3.5.3. Analyses de la variance (ANOVA)

Comme nous l'avons déjà précisé, nous avons prélevé quatre échantillons de terre par station. Nous pouvons donc déterminer si les stations présentent des différences significatives des teneurs en métaux lourds. N'ayant que quatre échantillons par station, nous utilisons un test non paramétrique pour réaliser l'analyse de la variance. Un autre avantage que nous tirons de l'utilisation d'un test non-paramétrique est qu'il reste valable même si les écarts types sont très différents entre les stations. Le test que nous réalisons est donc le test de Kruskal-Wallis. En plus de vérifier si les variations inter-stations sont significativement plus importantes que les variations intra-stations, si le test se révèle significatif, nous pouvons réaliser des comparaisons multiples pour mettre en évidence quelles sont les paires de stations qui ont des teneurs en métaux lourds différentes.

Le test de Kruskal-Wallis est effectué en utilisant le logiciel InStat version 3.00 (GraphPad, 2000).

### 3.5.4. Corrélation entre variables

Pour vérifier si les différentes variables sont corrélées entre-elles, nous utilisons la corrélation de Spearman. Cette méthode présente l'avantage d'être non paramétrique (Zar, 1996), ce qui nous permet de l'utiliser pour toutes les variables, quelles que soient leurs distributions et quel que soit le nombre de mesures. Elle n'est cependant pas prévue pour réaliser des corrélations multiples. Une augmentation du nombre de tests risque en conséquence de suggérer des conclusions erronées. Nous avons de ce fait tenté de limiter le nombre de tests statistiques, afin d'éviter les faux positifs.

Les corrélations de Spearman sont effectuées en utilisant le logiciel InStat version 3.00 (GraphPad, 2000).

### 3.5.5. Analyse des différences potentielles entre stations de bois et de prairies

Pour les analyses de corrélation entre les variables, nous ne disposons pas de suffisamment de stations de chaque type pour tester séparément les stations de bois de celles de prairies. Or, nous avons vu dans le travail précédent (de Heusch, 2002) que la faune des deux types de station était relativement différente. Nous risquons donc d'introduire un biais dans les résultats si les sols accumulent différemment les métaux lourds. Nous faisons donc des tests statistiques afin de vérifier si les sols des deux groupes écologiques contiennent des teneurs en métaux significativement différentes. Pour les mêmes raisons que précédemment, nous utilisons un test non-paramétrique.

Il est par contre plus difficile de décider si les données doivent être considérées comme liées entre elles. Nous avons, pour la plupart des espaces verts, un échantillonnage en prairie et un en bois. Cependant, trois stations n'ont pas leur équivalent et, en ne les considérant pas, nous risquons de passer à côté d'une différence. Ajoutons à cela que les teneurs dans les prairies et les bois pourraient ne pas être corrélées et que le test considérant les données comme non liées est plus puissant (il comporte moins de risque de ne pas détecter une différence). Aussi, afin de nous assurer que nos conclusions ne sont pas biaisées, nous effectuons le test de Mann-Witney qui considère les données comme non liées. S'il se révèle positif, nous entreprendrons le test de Wilcoxon qui les considère comme liées. Nous n'effectuons ces tests que pour les métaux pour lesquels nous avons trouvé des corrélations significatives.

Les tests statistiques sont à nouveau effectués en utilisant le logiciel InStat version 3.00 (GraphPad, 2000).

## 4. RESULTATS

### *4.1. Nombre d'espèces trouvées*

Afin de faciliter la lecture des résultats, nous allons tout d'abord lister les abréviations utilisées dans ce chapitre pour identifier les échantillonnages de faune. Les abréviations des sites sont les suivantes :

Jardin Botanique : Bota,  
Parc du Cinquantenaire : Cinq,  
Parc Elisabeth : Elisa,  
Bois du Laarbeek: Laer,  
Jardin Massart : Massa,  
Bois du Sobiesky : Sobie,  
Forêt de Soignes : Soign ou Soigne,  
Parc de Woluwé : Wol,

Pour distinguer les échantillonnages effectués dans un même site, mais dans des stations différentes l'abréviation est suivie des lettres : PR pour une station de prairie, BO pour une station de Bois et BOGD pour une station de Bois gérée écologiquement (uniquement au Parc de Woluwé). Une troisième information donnée signale la période de l'échantillonnage, ainsi : la lettre A signale les premiers échantillonnages effectués en 2002, la lettre B les seconds échantillonnages effectués en 2002, enfin les lettres TFE indiquent les échantillonnages réalisés en 2004. Le tableau 1 regroupe les abréviations utilisées pour chacun des échantillonnages et indique le nombre d'espèces de Fourmis (Richesse F) et de Carabes (Richesse C) trouvés alors.

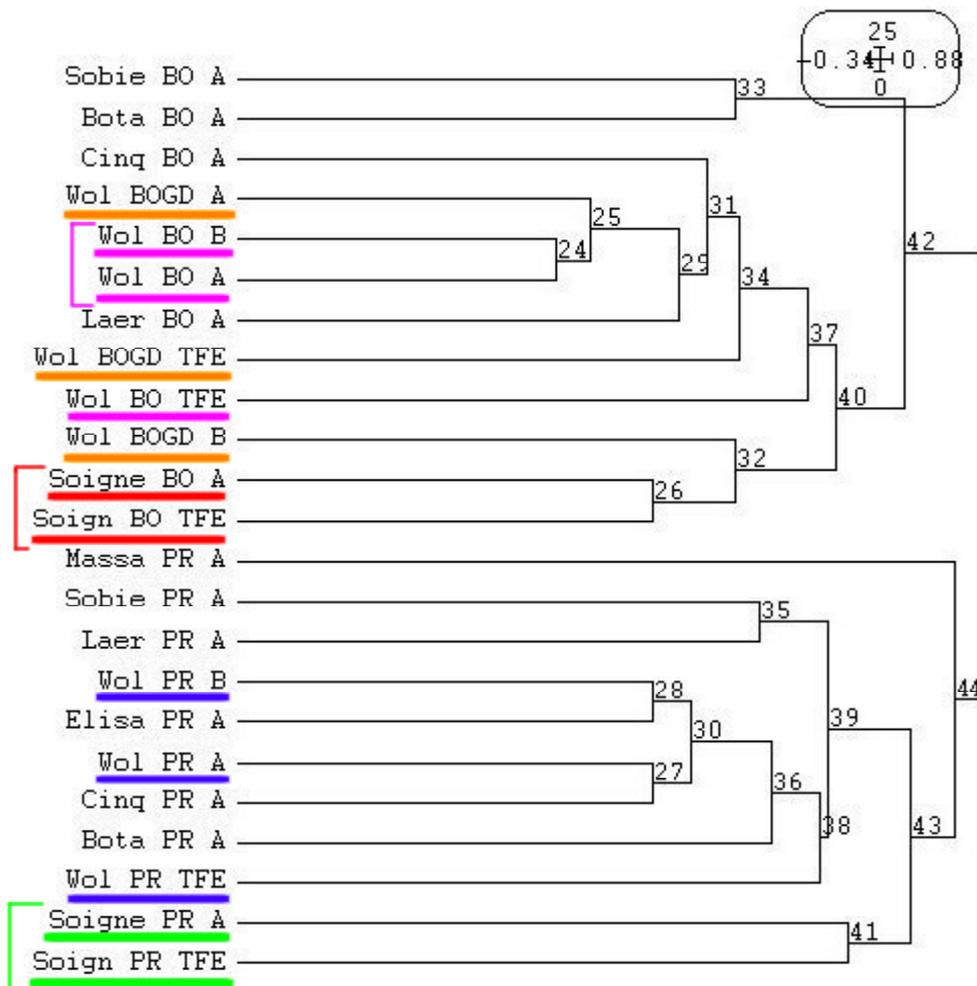
	Richesse F	Richesse C
Bota BO A	3	2
Bota PR A	3	4
Cinq BO A	3	7
Cinq PR A	3	8
Elisa PR A	4	10
Laer BO A	4	9
Laer PR A	4	19
Massa PR A	6	4
Sobie BO A	6	3
Sobie PR A	4	10
Soign BO TFE	2	7
Soign PR TFE	1	12
Soigne BO A	1	8
Soigne PR A	2	9
Wol BO A	3	8
Wol BO B	2	8
Wol BO TFE	0	7
Wol BOGD A	1	5
Wol BOGD B	0	5
Wol BOGD TFE	3	9
Wol PR A	3	10
Wol PR B	3	7
Wol PR TFE	1	9

**Tableau 1 :** Richesses en Fourmis (Richesse F) et en Carabes (Richesse C) mesurées lors de chacun des échantillonnages. Bota = Jardin Botanique, Cinq = Parc du Cinquantenaire, Elisa = Parc Elizabeth, Laer = Bois du Laarbeek, Massa = Jardin Massart, Sobie = Bois du Sobiesky, Soign = Soigne = Forêt de Soignes, Wol = Parc de Woluwé. PR = prairie, BO = bois, BOGD = bois géré écologiquement, A = premier prélèvement de 2002, B = deuxième prélèvement de 2002 et TFE = prélèvement de 2004.

## ***4.2. Dendrogramme des stations***

La figure 5 représente le regroupement des stations échantillonnées lors des deux études. Ce regroupement est fait selon les espèces détectées dans les stations. Au plus les stations sont similaires du point de vue de leurs espèces, au plus le numéro associé au groupe qu'elles forment est petit (les numéros allant de 1 à 23 sont réservés aux groupes formés d'une seule station et ne sont pas indiqués sur la figure). Ainsi, le groupe 42 reprend toutes les stations de bois et le groupe 44 toutes les stations de prairie. Plusieurs observations découlent de cette figure :

- pour les stations qui sont échantillonnées à plusieurs reprises, les échantillonnages les plus similaires ne sont pas toujours ceux effectués dans une même station,
- pour les deux stations de la Forêt de Soignes, les échantillonnages les plus similaires sont bien ceux effectués dans la même station,
- pour le Parc de Woluwé les échantillonnages de 2004 (TFE) ne sont jamais les plus similaires à ceux effectués deux ans auparavant dans la même station,
- deux échantillonnages datant de 2002 (séparés de deux jours) ont été analysés pour les stations du Parc de Woluwé. Nous observons que seul le bois géré classiquement présente une biodiversité semblable lors des deux échantillonnages.



**Figure 5 :** Dendrogramme des échantillonnages basé sur la détection des espèces de carabes et fourmis avec association des groupes par la méthode UPGMA. PR = prairie, BO = bois, BOGD = bois géré écologiquement, A = premier prélèvement de 2002, B = deuxième prélèvement de 2002 et TFE = prélèvement de 2004.

### 4.3. Biodiversités estimées des stations

Le Tableau 2 montre les estimations de la biodiversité des stations lors des différents échantillonnages. Quel que soit l'estimateur que nous choisissons, les indices de biodiversité d'une même station varient plus au cours du temps que par rapport aux autres stations.

	Richesse F	Richesse C	Richesse T	Alpha	Shannon	Simpson
Bota BO A	3	2	5	2,14	1,16	2,6
Wol BOGD B	0	5	5	1,37	1,08	2,49
Wol BOGD A	1	5	6	1,65	1,29	3,44
Bota PR A	3	4	7	1,9	1,57	4,12
Wol BO TFE	0	7	7	1,73	1,44	3,65
Sobie BO A	6	3	9	1,95	1,39	2,91
Soign BO TFE	2	7	9	2,62	1,61	3,63
Soigne BO A	1	8	9	3,14	1,28	2,27
Massa PR A	6	4	10	2,23	1,47	3,34
Cinq BO A	3	7	10	3,21	1,96	6,52
Wol PR B	3	7	10	3,94	1,73	4,52
Wol BO B	2	8	10	2,99	1,82	5,49
Wol PR TFE	1	9	10	2,99	1,73	4,49
Wol BO A	3	8	11	2,82	1,87	5,16
Cinq PR A	3	8	11	3,69	1,6	3,18
Soigne PR A	2	9	11	3,51	1,8	4,94
Wol BOGD TFE	3	9	12	3,33	1,75	4,25
Laer BO A	4	9	13	3,86	2,18	7,56
Wol PR A	3	10	13	4,21	1,64	3,16
Soign PR TFE	1	12	13	7,91	1,98	4,67
Sobie PR A	4	10	14	3,02	1,33	2,73
Elisa PR A	4	10	14	5,8	2,25	8,19
Laer PR A	4	19	23	7,07	2,27	6

**Tableau 2 :** Diversités estimées des carabes et fourmis lors des échantillonnages des stations étudiées. Les données sont triées selon la richesse totale puis, en cas d'égalité, selon la richesse en carabes et enfin selon la biodiversité alpha. Richesse F = richesse en fourmis, Richesse C = richesse en carabe, Richesse T = richesse totale, Alpha = biodiversité  $\alpha$ , Shannon = indice de Shannon & Weaver et Simpson = indice de Simpson.

Cette différence de biodiversité pourrait provenir d'un effet qui agirait de façon similaire sur la biodiversité de toutes les stations. Nous décidons de vérifier si c'est le cas en classant les stations selon leurs biodiversités estimées de l'année (Tableau 3). Nous n'obtenons pas le même ordre pour les deux années, et ce, quel que soit l'indice de biodiversité considéré.

2002	Richesse F	Richesse C	Richesse T	Alpha	Shannon	Simpson
Wol BOGD A	1	5	6	1,65	1,29	3,44
Soigne BO A	1	8	9	3,14	1,28	2,27
Wol BO A	3	8	11	2,82	1,87	5,16
Soigne PR A	2	9	11	3,51	1,8	4,94
Wol PR A	3	10	13	4,21	1,64	3,16

2004	Richesse F	Richesse C	Richesse T	Alpha	Shannon	Simpson
Wol BO TFE	0	7	7	1,73	1,44	3,65
Soign BO TFE	2	7	9	2,62	1,61	3,63
Wol PR TFE	1	9	10	2,99	1,73	4,49
Wol BOGD TFE	3	9	12	3,33	1,75	4,25
Soign PR TFE	1	12	13	7,91	1,98	4,67

**Tableau 3 :** Diversités estimées des carabes et fourmis lors des échantillonnages des stations étudiées. Les données sont séparées par année et triées selon la richesse totale puis, en cas d'égalité, selon la richesse en carabes. Richesse F = richesse en fourmis, Richesse C = richesse en carabe, Richesse T = richesse totale, Alpha = biodiversité  $\alpha$ , Shannon = indice de Shannon & Weaver et Simpson = indice de Simpson.

#### *4.4. Analyse des variations inter-stations des teneurs en métaux lourds*

Le tableau 4 présente les teneurs moyennes en métaux lourds des sols des différentes stations, ainsi que les écarts types de ces moyennes. Nous observons que les écarts types semblent très variables d'une station à l'autre. Vu cette variabilité et vu le nombre d'échantillons (seulement quatre par station), nous ne pouvons pas effectuer de test statistique paramétrique sur nos résultats. Nous réalisons donc les analyses de la variance (ANOVA) des teneurs en métaux lourds des sols par le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis. Celui-ci met en évidence des différences significatives des teneurs en métaux lourds entre les différentes stations (risque d'erreur de 0,0001 pour Cd et <0,0001 pour les autres).

Moyennes	Cd(ppm)	écart Type	Pb(ppm)	écart Type	Cu(ppm)	écart Type	Zn(ppm)	écart Type
Bota BO A	0,5271	0,1113	243,425	55,458	45,171	2,355	138,461	6,918
Bota PR A	0,7286	0,1371	449,26	209,57	48,523	6,897	148,655	20,666
Cinq BO A	0,5167	0,2034	116,632	37,392	26,353	10,962	109,013	31,170
Cinq PR A	0,42046	0,03500	96,415	9,556	30,231	2,387	98,163	10,915
Elisa PR A	0,6047	0,1160	107,857	19,756	19,649	4,888	87,001	18,540
Laer BO A	0,48023	0,03441	140,370	51,900	24,121	6,029	70,919	2,384
Laer PR A	0,19971	0,02005	33,070	1,196	12,356	1,489	45,924	1,395
Massa PR A	0,28189	0,02779	38,729	1,531	11,534	1,719	58,539	10,489
Sobie BO A	1,2345	0,3523	534,22	336,51	82,219	52,313	251,48	129,81
Sobie PR A	0,3329	0,1558	77,053	21,159	12,951	2,413	64,733	12,108
Soigne BO A	0,5829	0,1760	113,252	31,454	19,552	1,581	62,909	4,762
Soigne PR A	0,7220	0,2099	84,062	18,656	12,764	3,376	86,252	17,428
Wol BO A	0,49097	0,09712	77,069	4,031	17,967	5,185	57,801	6,804
Wol BOGD A	0,9733	0,6125	86,420	6,438	17,368	2,775	84,338	26,120
Wol PR A	0,38124	0,06276	47,334	5,059	9,8493	0,5649	50,199	1,481

**Tableau 4 :** Valeurs moyennes et écarts types des teneurs en métaux lourds des sols des différentes stations. Chaque moyenne est calculée à partir des teneurs mesurées dans 4 échantillons (chacun étant obtenu par la mise en commun de 5 prélèvements).

Nous regardons alors les comparaisons par paires de stations afin de déterminer quelles stations ont des teneurs en métaux lourds significativement différentes.

> \ <	Laarbeek Pr	Woluwé Pr	Massart Pr	Woluwé Bo
<b>Sobiesky Bo</b>	<b>Cd,Pb,Zn</b>	<b>Cu,Zn</b>	Cd,Cu, <b>Pb</b>	Pb
<b>Botanique Pr</b>	<b>Cd,Pb,Zn</b>	<b>Cu,Zn</b>	Cu, <b>Pb</b>	Pb
<b>Botanique Bo</b>	Pb,Zn	<b>Cu,Zn</b>	Cu,Pb	

**Tableau 5 :** Liste des métaux présents de façon significative en plus grande quantité dans une station que dans une autre. Les métaux cités sont présents en quantité plus importante dans la station en en-tête de leur ligne (station en caractères gras) que dans celle en en-tête de leur colonne. Les métaux inscrits en caractères normaux signalent un risque d'erreur <0.05 tandis que ceux inscrits en **gras** indiquent un risque d'erreur de <0.01.

Le tableau 5 montre en quels métaux les sols de certaines stations (bois du Parc de Sobiesky, prairie du Jardin Botanique et bois du Jardin Botanique) sont significativement plus riches que ceux d'autres stations (prairie du Bois du Laarbeek, prairie du Parc de Woluwé, prairie du Jardin Massart et bois du Parc de Woluwé).

#### 4.5. Corrélation entre la biodiversité et les teneurs en métaux lourds

Nous étudions par des tests statistiques les corrélations entre les données sur la biodiversité en 2002 et sur les teneurs des sols en métaux lourds en 2004. Pour réaliser ces tests nous devons tenir compte du fait que notre nombre de mesures est faible (seulement 15 stations). Nous choisissons donc de faire des tests de corrélation de Spearman car il s'agit de tests non-paramétriques. Afin de ne pas multiplier les risques d'erreurs, il convient de ne pas multiplier les tests de façon injustifiée. Nous comparons d'abord la richesse totale avec la proportion des différents métaux dans le sol (Tableau 6). La richesse totale est un élément concret (directement mesuré), qui n'est pas discutable (comme l'est le choix d'un indice par rapport à un autre) et qui tient compte des deux familles étudiées. Après avoir effectué les tests de Spearman, nous avons mis en évidence que cette richesse est corrélée avec la proportion de Cd, de Pb et de Zn avec un risque d'erreur maximal de 5% ( $\alpha = 0,05$ ).

P value	Cd(ppm)	Pb(ppm)	Cu(ppm)	Zn(ppm)
Richesse T	<b>0.0143</b>	<b>0.0248</b>	0.0609	<b>0.0328</b>

Spearman r	Cd(ppm)	Pb(ppm)	Cu(ppm)	Zn(ppm)
Richesse T	<b>-0.6169</b>	<b>-0.5756</b>	-0.4946	<b>-0.5522</b>

**Tableau 6 :** Valeurs prises par les P value et coefficients de corrélation (r) pour les tests de corrélation de Spearman entre la richesse totale (carabes + fourmis) et les proportions de métaux lourds dans le sol. Les valeurs en **gras** sont celles des corrélations considérées comme significatives ( $\alpha=0,05$ ).

Compte tenu de ces résultats positifs, nous nous permettons de tester si les proportions de métaux lourds dans les sols sont aussi corrélées aux différents indices de biodiversité calculés (Tableau 7).

P value	Cd(ppm)	Pb(ppm)	Zn(ppm)
Alpha	<b>0.0462</b>	0.1515	0.1014
Shannon	0.2834	0.3688	0.3480
Simpson	0.9195	0.8003	0.8199

Spearman r	Cd(ppm)	Pb(ppm)	Zn(ppm)
Alpha	<b>-0.5214</b>	-0.3893	-0.4393
Shannon	-0.2964	-0.2500	-0.2607
Simpson	-0.02857	-0.07143	-0.5697

**Tableau 7 :** Valeurs prises par les P value et coefficients de corrélation (r) pour les tests de corrélation de Spearman entre les indices d'hétérogénéité et les proportions de métaux lourds dans le sol. Les valeurs en **gras** sont celles des corrélations considérées comme significatives ( $\alpha=0,05$ ).

Ces tests montrent que la seule corrélation significative est celle qui lie la biodiversité alpha à la proportion de Cd dans le sol. La valeur du coefficient de Spearman de cette corrélation est cependant plus basse que celle de la corrélation entre la richesse spécifique totale et la proportion de Cd dans le sol.

La corrélation entre la proportion de Cd et la richesse spécifique totale étant la plus forte nous testons si cette dernière corrélation ne serait pas mise en évidence par une seule des deux familles d'insectes. Nous faisons donc les mêmes tests avec la richesse spécifique en fourmis et en carabes (Tableau 8).

P value	Cd(ppm)
Richesse F	0.1661
Richesse C	0.0625

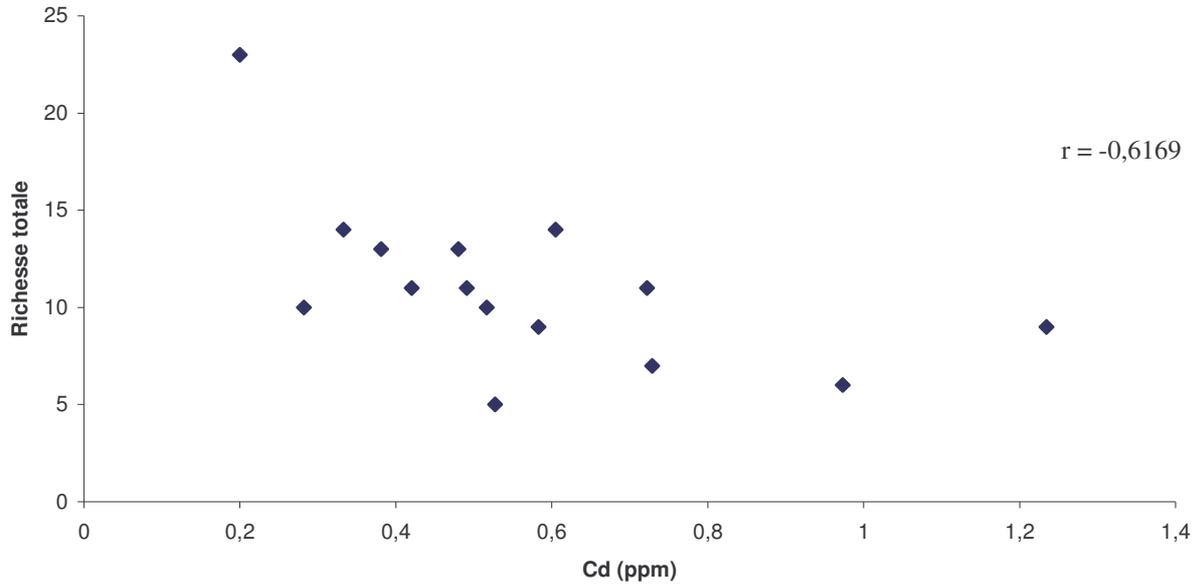
Spearman r	Cd(ppm)
Richesse F	-0.3769
Richesse C	-0.4919

**Tableau 8 :** Valeurs prises par les P value et coefficients de corrélation (r) pour les tests de corrélation de Spearman entre les richesses et les proportions de métaux lourds dans le sol. Il n'y a pas de corrélation considérée comme significative ( $\alpha=0,05$ ). F = en fourmis et C = en carabes.

A nouveau, nous n'obtenons aucun résultat significatif.

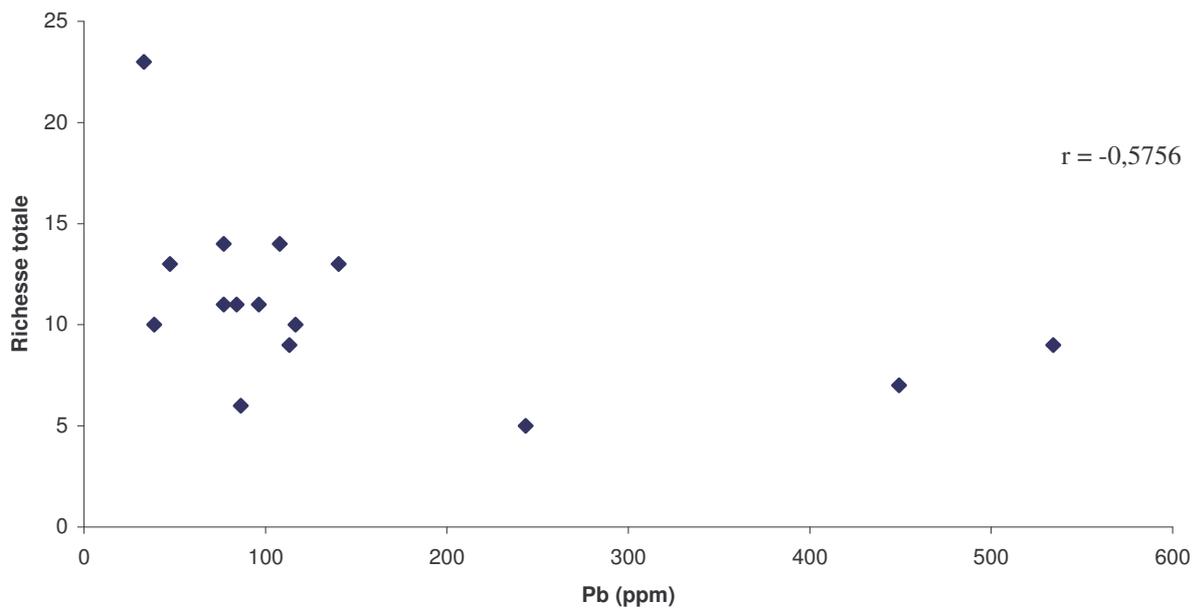
Pour permettre une meilleure visualisation des corrélations, les figures 6, 7 et 8 illustrent respectivement les rapports entre la richesse totale et la teneur du sol en Cd, en Pb et en Zn.

Graphique de la richesse totale des stations en fonction de la teneur en cadmium dans le sol.



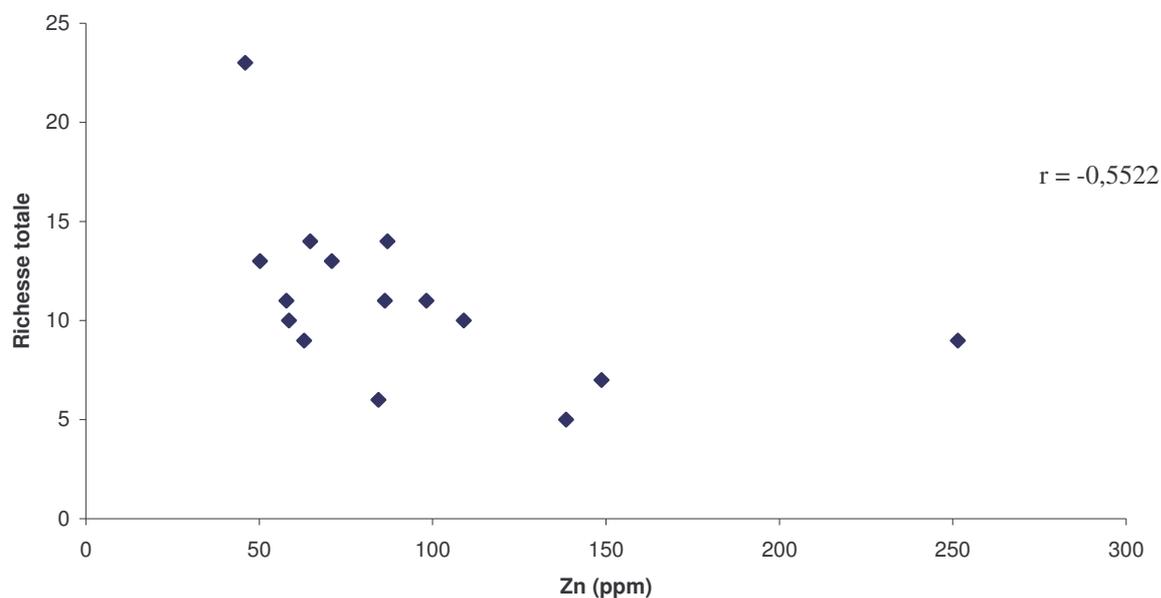
**Figure 6 :** Graphique illustrant le rapport entre la richesse spécifique totale (en carabes et fourmis) et la teneur du sol en cadmium pour les différentes stations étudiées.  $r$  = coefficient de corrélation de Spearman.

Graphique de la richesse totale des stations en fonction de la teneur en plomb dans le sol.



**Figure 7 :** Graphique illustrant le rapport entre la richesse spécifique totale (en carabes et fourmis) et la teneur du sol en plomb pour les différentes stations étudiées.  $r$  = coefficient de corrélation de Spearman.

Graphique de la richesse totale des stations en fonction de la teneur en Zinc dans le sol.



**Figure 8 :** Graphique illustrant le rapport entre la richesse spécifique totale (en carabes et fourmis) et la teneur du sol en zinc pour les différentes stations étudiées.  $r$  = coefficient de corrélation de Spearman.

#### *4.6. Différences entre les Prairies et les Bois*

Pour établir les corrélations, nous avons considéré ensemble les stations de prairie et de bois. Or, si les teneurs en métaux lourds des sols de ces deux types de stations sont différentes, cela pourrait fausser nos conclusions. Aussi, nous effectuons des tests de Mann-Whitney afin de vérifier si nous avons des différences au niveau des métaux lourds pour lesquels nous avons des corrélations significatives.

Pour les trois tests effectués nous n'obtenons pas de différences significatives ( $\alpha = 0,05$ ). Pour Cd  $p = 0,1520$ , pour Pb  $p = 0,0541$  et pour Zn  $p = 0,4634$ .

## 5. DISCUSSIONS ET CONCLUSION

### *5.1. Analyse du dendrogramme*

Comme nous le constatons dans le dendrogramme des échantillonnages (figure 5), les espèces trouvées, d'une année à l'autre dans une même station, peuvent être plus différentes que celles de deux stations distinctes échantillonnées la même année. De plus, nous constatons que même après un délai de seulement deux jours, les différences intra-stations peuvent être plus grandes que les différences inter-stations. Ces observations remettent en question la reproductibilité de la méthode utilisée pour échantillonner les espèces vivant dans les stations. Cependant, une des conclusions du travail précédent était que nous n'avions pas détecté toutes les espèces, et ce, en particulier pour les carabes. Cela ne compromet pas notre étude dans la mesure où son but n'est pas d'avoir un recensement complet des espèces mais bien d'obtenir des indices de la biodiversité des stations qui sont comparables entre eux. Ce sont d'ailleurs ces indices de biodiversité que nous comparons avec les teneurs en métaux lourds des sols des stations.

### *5.2. Analyse des variations de biodiversités*

En comparant, les indices de biodiversité obtenus lors des analyses intra-stations, nous constatons que ces indices sont peu reproductibles au cours du temps. Une hypothèse pourrait être que les différences d'une année à l'autre soient dues à des variations annuelles (par exemple les conditions climatiques) qui affecteraient toutes les mesures de la même façon. Nous comparons donc le classement des stations selon les biodiversités estimées pour les deux années (tableau 3). Nous observons que ces deux classements sont différents, ce qui remet à nouveau en cause notre hypothèse.

Il en ressort que ni les estimations de la biodiversité des stations, ni les classements des stations selon cette estimation ne sont constants au cours de temps. Les comparaisons que nous faisons entre des mesures actuelles et la biodiversité estimée il y a deux ans pourraient

donc être biaisées par le fait que cette biodiversité n'est pas représentative de la situation actuelle. Nous devons donc prendre avec retenue tous les résultats que nous obtenons.

### ***5.3. Corrélations entre les biodiversités et les teneurs des sols en métaux lourds***

Nous comparons les biodiversités de 2002 avec les teneurs des sols en métaux lourds en 2004. Malgré la possibilité d'un biais discuté plus haut, pour trois des quatre métaux choisis (le Plomb, le Zinc et le Cadmium), nous constatons une corrélation négative significative entre les teneurs en métaux lourds et la richesse spécifique totale des stations échantillonnées. La seule autre estimation de la biodiversité qui semble corrélée à la proportion d'un des métaux dans le sol est l'indice de biodiversité alpha qui est corrélé avec la teneur en cadmium. Rappelons toutefois que cet indice se base entre autres sur la richesse spécifique et que la corrélation entre cette richesse et la teneur en cadmium est bien plus forte (c'est d'ailleurs la corrélation la plus forte mise en évidence).

L'erreur qui affecte nos mesures sur la biodiversité semble non systématique. Elle est probablement due à un échantillonnage insuffisant et n'est ainsi pas liée à la teneur des sols en métaux lourds. Elle serait alors une erreur d'observation qui devrait plus masquer les corrélations existantes (faux négatif) plutôt que faire croire à une corrélation là où il n'y en a pas (faux positif). Dans la mesure où nous obtenons malgré cela plusieurs résultats positifs, nous pouvons raisonnablement penser qu'il y a bien de vraies relations entre les facteurs comparés. Nous ne pouvons toutefois pas totalement exclure la possibilité que les différences entre stations, quant à la variation annuelle de biodiversité, soient dues à des différences de teneurs du sol en métaux lourds. Cependant, cela reviendrait à dire que les métaux lourds provoqueraient ces variations de biodiversité. Si c'était le cas, notre hypothèse selon laquelle les teneurs en métaux lourds influencent la biodiversité serait fondée.

Ces résultats ne signifient pas qu'il existe un effet direct de ces métaux lourds sur les insectes étudiés. Comme expliqué dans l'introduction (p7 et p8), les phénomènes par lesquels les métaux lourds pourraient être néfastes pour les insectes sont tellement nombreux que nous nous attendons plutôt à une multitude d'effets indirects. De plus, les corrélations que nous

avons observées pourraient aussi bien être dues à un facteur extérieur qui influencerait à la fois la biodiversité et la présence en métaux lourds, qu'être liées à un effet négatif réel sur les insectes. Un des facteurs aurait pu être une différence entre les bois et les prairies quant aux teneurs en métaux lourds du sol. Ce facteur étant indépendant de l'urbanisation, nous testons s'il y a des différences entre les teneurs en métaux lourds dans les prairies et dans les bois. Pour tous les métaux pour lesquels nous avons trouvé une corrélation, il n'y a pas de différence significative de teneur entre les bois et les prairies. Le seul métal pour lequel nous aurions dû considérer une différence si nous avons pris un risque d'erreur légèrement plus élevé est le Plomb. Rappelons toutefois que nous avons choisi de tester la différence avec le test le plus puissant (dans ce cas-ci, même si nous avons décidé d'utiliser un test paramétrique, nous aurions obtenu une valeur de p plus grande).

#### ***5.4. Considérations sur les métaux lourds étudiés***

Nous voyons dans le tableau 5 que les quatre métaux étudiés semblent avoir des distributions semblables dans les stations. Cela n'a rien d'étonnant, en effet il se pourrait que la forte pollution par un métal lourd reflète la pollution en générale et que les stations les plus polluées par ce métal le sont parce qu'elles sont entourées d'activités humaines polluantes.

Rappelons aussi que les sources de pollution de ces quatre métaux sont souvent les mêmes. Ainsi, les émissions gazeuses en provenance des fonderies peuvent contenir ces quatre métaux, les industries de traitement des surfaces peuvent rejeter des effluents liquides contenant du Zn et du Cd, l'épandage d'engrais provenant de craies phosphatées peut amener du Zn et du Cd, les effluents d'élevages peuvent apporter du Zn et du Cu (qui sont ajoutés en complément alimentaire et se retrouvent dans les lisiers), l'incinération des déchets peut être une source de Zn, de Cd et de Cu, la combustion des énergies fossiles libère ces quatre métaux, la combustion du tabac libère du Pb et du Cd, les piles peuvent contenir du Pb et du Cd ...

Enfin, sans que les origines des métaux soient forcément les mêmes, les facteurs par lesquels les différents métaux lourds arrivent et s'accumulent dans le sol peuvent être les mêmes dans une même station : ainsi le flux d'écoulement des eaux, les courants aériens, la perméabilité du sol... sont des facteurs qui doivent influencer la teneur du sol pour tous les métaux lourds.

Nous ne pouvons pas déterminer si les corrélations observées sont dues à un seul des métaux lourds étudiés ou au mélange de ceux-ci. Même si nous supposons que chaque métal lourd a un effet sur les insectes, il n'est pas possible de savoir si dans la nature ils agissent individuellement, en synergie : comme le montrent Stone et al (2001) les métaux lourds peuvent réduire la résistance des carabes à d'autres stressés, ou de manière antagoniste : selon Mozdzer et al (2003) une contamination de la nourriture du carabe *Pterostichus oblongopunctatus* par du Cd et du Zn est moins toxique qu'une contamination de sa nourriture par une même quantité de Cd ou de Zn seul.

Cette étude a mis en évidence le fait que la teneur du sol en certains métaux lourds est liée à la biodiversité en carabes et en fourmis, mais elle n'a ni la capacité ni le but d'impliquer un métal en particulier comme ayant un effet négatif sur la biodiversité.

## ***5.5. Conclusion***

Nous avons étudié la relation entre la biodiversité, en carabes et en fourmis, dans des espaces verts urbains bruxellois et la teneur des sols de ces mêmes espaces verts en quatre métaux lourds, en l'occurrence, le plomb, le cadmium, le zinc et le cuivre.

Afin de disposer de suffisamment de résultats pour obtenir des résultats significatifs lors des tests statistiques, nous nous sommes basés sur des mesures de biodiversité effectuées en 2002 (de Heusch, 2002).

Nous avons commencé par comparer les mesures de biodiversité de 2002 avec quelques mesures de 2004 afin de vérifier si nous reproduisons des résultats similaires. Nous avons dû conclure que ni l'assemblage en espèces ni la biodiversité des stations n'étaient comparables pour les prélèvements de 2002 et de 2004.

Malgré cette différence, nous avons observé des corrélations négatives entre la richesse spécifique totale (en carabes et fourmis), et la teneur du sol en plomb, cadmium et zinc dans la partie superficielle du sol de la station. Nous avons également mis en évidence le fait que ces corrélations ne sont pas dues à une différence, quant à la teneur du sol en métaux lourds, entre les sols des prairies et des bois.

## ***5.6. Perspectives***

Malgré les faiblesses de notre étude, elle révèle des résultats qu'il serait intéressant d'approfondir.

Ainsi, en augmentant l'effort d'échantillonnage des insectes, la représentativité des mesures pourrait sans doute augmenter.

De plus, la fiabilité pourrait être améliorée en effectuant les mesures biologiques et chimiques au cours de la même année.

Enfin, il serait intéressant de s'intéresser à la biodiversité d'autres animaux habitants dans les mêmes espaces verts.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alonso, L.E. – 2000. Ants as Indicators of Diversity. In: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E. & Schultz, T.R. (éd.) Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Smithsonian Institution, Washington, Chapter 6, pp. 80-88.

Barbante, C., Bellomi, T., Mezzadri, G., Cescon, P., Scarponi, G., Morel, C., Jay, S., van de Velde, K., Ferrari, C. & Boutron, C.F. – 1997. Direct Determination of Heavy Metals at Picogram per Gram Levels in Greenland and Antarctic Snow by Double Focusing Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 12, 925-931.

Barbante, C., Cozzi, G., Capodaglio, G., van de Velde, K., Ferrari, C., Boutron, C. & Cescon, P. – 1999. Trace element determination in alpine snow and ice by double focusing inductively coupled plasma mass spectrometry with microconcentric nebulization. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 14, 1433-1438.

Bayley, M., Baatrup, E., Heimbach, U. & Bjerregaard, P. – 1995. Elevated copper level during larval development cause altered locomotion behavior in the adult carabid beetle *Pterostichus cupreus* L. (*Coleoptera* : *Caradidae*). *Ecotoxicology and Environmental safety*, 32, 166-170.

Blair, R.B. – 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6 (2), 506-519.

Blair, R.B. – 1999. Bird and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications*, 9 (1), 164-170.

Blair, R.B. & Launer, A.E. – 1997. Butterfly diversity and human land use: species assemblage along an urban gradient. *Biological Conservation*, 80, 113-125.

Boeken, M., Desender, K., Drost, B., van Gijzen, T., Koese, B., Muilwijk, J., Turin, H. & Vermeulen, R. – 2002. De Loopkevers van Nederland & Vlaanderen (Coleoptera: Carabidae). Jeugdbondsuitgeverij, Nederland, 211 pp.

Bolger, D.T., Suarez, A.V., Crooks, K.R., Morrison, S.A. & Case, T.J. – 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effects. *Ecological Applications*, 10 (4), 1230-1248.

Boulanger-Français, J. – 1993. Parcs et jardins de Bruxelles. 274 pp.

Colwell, R.K. – 1997. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> .

Crisp, P.N., Dickinson, K.J.M. & Gibbs, G.W. – 1998. Does native invertebrate diversity reflect native plant diversity? A case study from New Zealand and implications for conservation. *Biological Conservation*, 83, No.2, 209-220.

Davies, K.F. & Margules, C.R. – 1998. Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology*, 67, 460-471.

de Biseau, J.-C. & Couvreur, J.-M. – 1994. Faune de Belgique. Fourmis (Formicidae). Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Bruxelles, 56 pp.

de Heusch, E. – 2002. Etude de l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité des fourmis (*Formicidae*) et des carabes (*Carabidae*) en région Bruxelloise. Mémoire en sciences, U.L.B., 71 pp.

Delabie, J.H.C., Fisher, B.L., Majer, J.D. & Wright, I.W. – 2000. Sampling effort and choice of methods. In: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E. & Schultz, T.R. (éd.) *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution, Washington, Chapter 10, pp. 145-154.

Deltenre, F. – 2001. Contribution à l'étude de la biodiversité de la myrmécofaune et de la carabofaune au sein de l'écosystème urbain Bruxellois. Mémoire en sciences, U.L.B., 80 pp.

Denys, C. & Tschardtke, T. – 2002. Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. *Oecologia*, 130, 315-324.

Dufour, D. – 1978. Etude du peuplement en formicidae (hyménoptères) sur deux prairies de Treignes. Mémoire en sciences, U.L.B., 68 pp.

Dufrêne, M. & Gathoye, J.L. – 2001. Le réseau NATURA2000 en Wallonie. Site Internet, <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/sites/Natura2000/intro.html> .

Floren, A. & Linsenmair, K.E. – 1999. Changes in arboreal arthropod communities along disturbance gradient. *Selbyana*, 20 (2), 284-289.

GraphPad – 2000. InStat version 3.00 for Windows 95, GraphPad Software, San Diego California USA, [www.graphpad.com](http://www.graphpad.com) .

Hawes, C., Stewart, A.J.A. & Evans, H.F. – 2002. The impact of wood ants (*Formica rufa*) on the distribution and abundance of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a Scots pine plantation. *Oecologia*, 131, 612-619.

Kotze, D.J. & Samways, M.J. – 1999a. Support for multi-taxa approach in biodiversity assessment, as shown by epigaeic invertebrates in an Afromontane forest archipelago. *Journal of Insect Conservation*, 3, 125-143.

Kotze, D.J. & Samways, M.J. – 1999b. Invertebrate conservation at the interface between the grassland matrix and natural Afromontane forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 8, 1339-1363.

Longino, J.T. – 2000. What to do with the data. In: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E. & Schultz, T.R. (éd.) *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution, Washington, Chapter 13, pp. 186-203.

Major, R.E., Smith, D., Cassis, G., Gray, M. & Colgan, D.J. – 1999. Are roadside strips important reservoirs of invertebrate diversity? A comparison of the ant and beetle faunas of roadside strips and large remnant woodlands. *Australian Journal of Zoology*, 47, 611-624.

Maryansky, M., Kramarz, P., Laskowski, R. & Niklińska, M. – 2002. Decreased energetic reserves, morphological changes and accumulation of metals in carabid beetles (*Poecilus cupreus* L.) exposed to zinc- or cadmium- contaminated food. *Ecotoxicology*, 11 (2), 127-139.

McIntyre, N.E. – 2000. Ecology of Urban Arthropods: A Review and a Call to Action. *Annals of the Entomological Society of America*, 93 (4), 825-835.

McIntyre, N.E., Rango, J., Fagan, W.F. & Faeth, S.H. – 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning*, 52, 257-274.

Mozdzer, T. J., Kramarz, P., Piśkiewicz, A. & Niklińska, M. – 2003. Effect of cadmium and zinc on larval growth and survival in the ground beetle, *Pterostichus oblongopunctatus*. *Environment International*, 28, 737-742.

Niemelä, J. – 1999a. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8, 119-131.

Niemelä, J. – 1999b. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems*, 3, 57-65.

Onclincx, F. & Dessager, M. – 1997. L'Etat de l'Environnement en Région de Bruxelles Capitale. Institut Bruxellois pour la gestion de l'environnement, Bruxelles, 48 pp.

Osborn, F., Goitia, W., Cabrera, M. & Jaffé, K. – 1999. Ants, Plants and Butterflies as Diversity Indicators: Comparisons between Strata at six Forest Sites in Venezuela. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*, 34, 59-64.

Pižl, V. & Josens, G. – 1995. Earthworm communities along a gradient of urbanization. *Environmental Pollution*, 90, No.1, 7-14.

Scheifler, R., Gomot-de Vaufleury, A., Toussaint, M.-L. & Badot, P.-M. – 2002. Transfer and effects of cadmium in an experimental food chain involving the snail *Helix aspersa* and the predatory carabid beetle *Chrysocarabus splendens*. *Chemosphere*, 48, 571-579.

Sevin, L. – 2004. ICP-MS de Bretagne occidentale. Site Internet, <http://www-sdt.univ-brest.fr/ICPMS/icpfr.html> .

Stone, D., Jepson, P., Kramarz, P. & Laskowski, R. – 2001. Time to death response in carabid beetles exposed to multiple stressors along a gradient of heavy metal pollution. *Environmental pollution*, 113, 239-244.

Suarez, A.V., Bolger, D.T. & Case, T.J. – 1998. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California. *Ecology*, 79 (6), 2041-2056.

Thioulouse, J., Chessel, D., Dolédec, S., Olivier, J.M., Goreaud, F. & Pelissier, R. – 2001. ADE-4. Ecological data analysis: exploratory and Euclidean methods in environmental sciences. <http://pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4> .

Wang, C., Strazanac, J. & Butler, L. – 2001. A comparison of pitfall traps with bait traps for studying leaf litter ant communities. *Journal of Economic Entomology*, 94 (3), 761-765.

Zar, J.H. – 1996. *Biostatistical analysis*. Third edition. Prentice hall international editions, United States of America, 662 pp.

## ANNEXE 1

### Espèces trouvées.

Les tableaux suivant donnent les listes des genres et espèces trouvés pour les carabes et les fourmis.

#### ***Fourmis***

<b>Genres</b>	<b>Espèces</b>
<i>Lasius</i>	<i>L. niger</i> , <i>L. bruneus</i> , <i>L. flavus</i> et <i>L. fuliginosus</i>
<i>Myrmica</i>	<i>M. rugulosa</i> , <i>M. scabrinodis</i> , <i>M. rubra</i> et <i>M. ruginodis</i>
<i>Myrmecina</i>	<i>M. graminicola</i>
<i>Leptotorax</i>	<i>L. nylanderi</i>
<i>Stenamma</i>	<i>S. westwoodi</i>
<i>Ponera</i>	<i>P. coarcata</i>

## Carabes

Genres	Espèces
<i>Abax</i>	<i>A. ater</i> et <i>A. ovalis</i>
<i>Agonum</i>	<i>A. muelleri</i> et <i>A. sexpunctatum</i>
<i>Amara</i>	<i>A. communis</i> , <i>A. lunicollis</i> , <i>A. plebeja</i> , <i>A. aenea</i> , <i>A. similata</i> et <i>A. familiaris</i>
<i>Anchomenus</i>	<i>A. dorsalis</i>
<i>Anisodactylus</i>	<i>A. binotatus</i>
<i>Asaphidion</i>	<i>A. curtum</i>
<i>Badister</i>	<i>B. lacertosus</i> et <i>B. sodalis</i>
<i>Bembidion</i>	<i>B. lampros</i> , <i>B. properans</i> , <i>B. obtusum</i> , <i>B. lunulatum</i> , <i>B. tetracolum</i> , <i>B. quadrimaculatum</i> et <i>B. femoratum</i>
<i>Calathus</i>	<i>C. rotundicollis</i>
<i>Carabus</i>	<i>C. auronitens</i>
<i>Cicindela</i>	<i>C. campestris</i>
<i>Clivina</i>	<i>C. collaris</i> et <i>C. fossor</i>
<i>Dyschirius</i>	<i>D. intermedius</i>
<i>Elaphrus</i>	<i>E. cupreus</i>
<i>Harpalus</i>	<i>H. distingendus</i> , <i>H. rubripes</i> et <i>H. affinis</i>
<i>Leistus</i>	<i>L. rufomarginatus</i>
<i>Limodromus</i>	<i>L. assimilis</i>
<i>Loricera</i>	<i>L. pilicornis</i>
<i>Nebria</i>	<i>N. brevicollis</i>
<i>Notiophilus</i>	<i>N. biguttatus</i> , <i>N. rufipes</i> , <i>N. substriatus</i> et <i>N. palustris</i>
<i>Poecilus</i>	<i>P. cupreus</i> et <i>P. versicolor</i>
<i>Pseudoophonus</i>	<i>P. rufipes</i>
<i>Pterostichus</i>	<i>P. strenuus</i> , <i>P. nigrita</i> , <i>P. oblongopunctatus</i> , <i>P. madidus</i> , <i>P. anthracinus</i> et <i>P. vernalis</i>
<i>Trechus</i>	<i>T. obtusus</i>

## ANNEXE 2

### Données brutes de biodiversité.

Chaque tableau représente une session d'échantillonnage qui dure 2 jours. La station dans laquelle l'échantillonnage s'est fait est indiquée en haut à gauche du tableau.

Les « p » signifient que le piège a été perturbé.

Lors du travail de 2002 la différence entre les carabes appartenant à l'espèce *Bembidion lampros* et ceux appartenant à l'espèce *Bembidion properans* n'a pas pu être faite. Pour les stations où nous n'avons pas distingué les deux espèces, nous avons repris les individus sous

l'appellation : *B. lamp/prop*

	<i>L. niger</i>	<i>L. bruneus</i>	<i>P. nigrita</i>	<i>P. oblongopunctatus</i>	<i>L. assimilis</i>	<i>A. muelleri</i>	<i>L. pilicornis</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>A. lunicollis</i>	<i>C. auronitens</i>	<i>A. curtum</i>
Soigne PR A											
1	0	0	1	0	6	0	0	0	0	0	1
2	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	1
3	0	0	0	0	2	0	3	0	0	0	0
4	0	0	0	0	1	0	4	1	0	0	0
5	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0
6	0	0	0	0	1	1	3	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
12	1	0	3	0	3	2	0	0	0	1	1
13	0	1	0	0	3	1	1	0	0	0	1
14	0	1	1	0	1	2	3	0	0	0	1
15	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	1	1	3	0	1	0	2
20	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Somme	1	2	8	1	23	9	23	1	1	1	7

Soign PR TFE	<i>M. ruginodis</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>B. lampros</i>	<i>N. biguttatus</i>	<i>L. assimilis</i>	<i>A. dorsalis</i>	<i>A. muelleri</i>	<i>A. sexpunctatum</i>	<i>A. aenea</i>	<i>P. cupreus</i>	<i>P. nigrita</i>	<i>C. auronitens</i>	<i>E. cupreus</i>
1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0
16	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
17	0	0	0	0	4	0	1	1	0	0	0	0	0
18	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Somme	1	1	2	1	15	1	3	1	1	1	3	2	1

Soigne BO A	<i>M. ruginodis</i>	<i>N. biguttatus</i>	<i>P. oblongopunctatus</i>	<i>P. madidus</i>	<i>C. auronitens</i>	<i>A. ater</i>	<i>A. ovalis</i>	<i>B. lampros</i>	<i>N. brevicollis</i>
1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
2	0	1	0	0	1	0	0	0	0
3	5	0	0	0	1	0	0	0	0
4	2	0	0	0	0	0	0	0	0
5	6	0	0	0	0	0	0	0	0
6	2	0	0	0	0	0	0	0	0
7	4	0	0	0	0	0	0	0	0
8	3	0	0	0	0	0	0	0	0
9	7	0	0	0	1	2	1	0	0
10	1	0	0	0	0	0	0	0	0
11	3	0	1	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	2	1	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	1	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	1	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	1
19	0	0	0	0	0	1	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Somme	34	1	1	1	5	4	1	1	4

Soign BO TFE	<i>M. ruginodis</i>	<i>S. westwoodi</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>A. curtum</i>	<i>N. biguttatus</i>	<i>A. ater</i>	<i>A. ovalis</i>	<i>P. anthracinus</i>	<i>C. auronitens</i>
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	0	0	3	3	0	0	0	2
3	2	0	1	5	3	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	1	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	1
7	29	0	0	0	0	1	0	1	1
8	1	1	0	0	1	0	0	0	0
9	1	0	0	0	1	2	0	0	1
10	0	0	0	0	1	0	0	0	1
11	0	0	1	0	1	0	0	0	1
12	0	0	0	0	0	0	0	0	2
13	1	0	0	0	0	1	0	0	0
14	2	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	1
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	1	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	1	1	0	1
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Somme	38	1	2	8	10	6	2	1	11

Wol PR A	<i>L. niger</i>	<i>L. bruneus</i>	<i>M. rugulosa</i>	<i>A. aenea</i>	<i>C. collaris</i>	<i>C. fossor</i>	<i>D. intermedius</i>	<i>A. muelleri</i>	<i>P. vernalis</i>	<i>A. curtum</i>	<i>L. pilicornis</i>	<i>B. lunulatum</i>	<i>B. lamp/prop</i>
1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
2	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
3	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0
4	1	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
7	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
8	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
9	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0
11	1	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0
12	0	0	0	1	1	0	0	3	0	0	0	0	0
13	0	1	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1	0
14	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0
16	1	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
17	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
18	1	0	0	0	0	0	0	7	0	0	2	0	0
19	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	1
20	1	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	2
Somme	13	1	1	6	4	1	1	47	2	1	2	1	8

	<i>L. niger</i>	<i>L. bruneus</i>	<i>M. rugulosa</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>A. aenea</i>	<i>A. familiaris</i>	<i>C. collaris</i>	<i>A. muelleri</i>	<i>B. quadrimaculatum</i>	<i>B. properans</i>
Wol PR B										
1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3	1	0	0	1	0	0	2	0	0	0
4	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
6	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p
7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
9	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
10	1	0	0	0	0	0	0	6	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
12	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
15	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
17	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
18	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	1	1	0	4
20	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Somme	5	1	1	1	1	1	7	18	1	10

Woi PR TFE	<i>L. niger</i>	<i>L. pilicornis</i>	<i>B. properans</i>	<i>B. lunulatum</i>	<i>A. muelleri</i>	<i>A. aenea</i>	<i>A. lunicollis</i>	<i>C. collaris</i>	<i>P. vernalis</i>	<i>A. binotatus</i>
1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0
2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0
8	0	0	2	0	2	0	0	1	0	0
9	0	0	2	0	2	1	0	2	0	0
10	0	0	5	1	5	0	0	0	2	0
11	1	0	5	0	0	2	0	1	0	0
12	0	0	2	0	1	0	0	1	1	0
13	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0
14	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0
15	1	1	3	0	2	0	0	0	1	1
16	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0
17	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
18	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0
19	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Somme	5	1	29	1	23	5	1	10	6	1

Wol BO A	<i>L. niger</i>	<i>L. bruneus</i>	<i>S. westwoodi</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>B. lamp/prop</i>	<i>A. curtum</i>	<i>N. biguttatus</i>	<i>N. rufipes</i>	<i>B. lacertosus</i>	<i>A. ater</i>	<i>P. madidus</i>
1	0	0	0	2	7	10	1	0	1	0	0
2	0	0	0	2	2	1	1	2	0	0	3
3	0	0	0	12	1	2	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0
5	1	0	0	1	0	3	1	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0
7	0	0	0	0	1	7	2	1	0	1	0
8	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	1
9	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2
10	0	0	0	0	1	4	1	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
12	0	0	2	0	0	2	1	0	0	0	0
13	0	0	0	0	3	1	1	0	0	0	0
14	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1	0
16	1	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0
17	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1
18	0	0	1	0	1	1	3	1	0	0	1
19	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0
20	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Somme	2	1	4	17	19	46	28	7	1	3	8

Wol BO B	<i>L. bruneus</i>	<i>S. westwoodi</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>L. pilicornis</i>	<i>B. lampros</i>	<i>A. curtum</i>	<i>N. biguttatus</i>	<i>N. rufipes</i>	<i>C. rotundicollis</i>	<i>P. madidus</i>
1	0	0	4	0	3	4	0	0	0	0
2	0	0	2	0	1	0	1	1	1	1
3	0	0	11	0	5	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0
5	0	1	1	0	2	0	1	0	0	0
6	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
12	0	1	0	0	2	3	0	0	0	0
13	0	0	0	1	1	6	2	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1
17	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
18	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
20	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Somme	3	2	19	1	17	19	16	1	1	3

Wol BO TFE	<i>N. brevicollis</i>	<i>L. pilicornis</i>	<i>B. quadrimaculatum</i>	<i>B. tetracolum</i>	<i>A. curtum</i>	<i>N. biguttatus</i>	<i>P. madidus</i>
1	0	0	0	0	0	2	0
2	2	0	0	0	1	2	0
3	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0
5	4	0	0	0	0	0	2
6	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	2	0	0
9	1	0	0	0	1	1	0
10	0	0	0	0	7	3	0
11	0	0	0	0	0	0	0
12	0	1	0	1	15	0	0
13	0	0	1	4	3	0	0
14	2	0	0	8	8	1	0
15	3	0	0	0	1	2	0
16	3	0	0	0	0	0	0
17	7	0	0	0	1	1	0
18	4	0	0	0	0	1	0
19	1	0	0	0	0	0	0
20	1	0	0	0	0	0	0
Somme	28	1	1	13	39	13	2

Wol BOGD A	<i>S. westwoodi</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>A. curtum</i>	<i>P. madidus</i>	<i>N. rufipes</i>	<i>N. biguttatus</i>
1	0	0	6	0	0	0
2	0	0	1	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0
4	0	5	1	0	0	6
5	0	0	3	0	0	5
6	0	1	1	0	0	0
7	0	2	7	0	0	2
8	0	2	0	0	0	0
9	0	2	0	1	0	0
10	1	1	0	0	0	0
11	0	1	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	1
13	0	1	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	1
15	0	0	0	0	1	0
16	0	5	0	0	0	4
17	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0
Somme	1	20	19	1	1	19

Wol BOGD B	<i>N. brevicollis</i>	<i>A. curtum</i>	<i>N. biguttatus</i>	<i>A. ater</i>	<i>P. oblongopunctatus</i>
1	2	3	0	0	0
2	0	1	0	0	0
3	1	0	0	0	0
4	1	2	1	0	0
5	1	0	1	0	0
6	1	1	0	0	0
7	6	6	1	1	0
8	3	0	1	0	0
9	3	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0
11	1	0	0	0	0
12	0	0	2	0	0
13	1	0	0	0	0
14	1	0	0	0	0
15	1	0	0	0	1
16	3	1	0	0	0
17	3	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0
20	1	0	0	0	0
Somme	29	14	6	1	1

Woi BOGD TFE	<i>L. bruneus</i>	<i>S. westwoodi</i>	<i>L. nylanderi</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>L. pilicornis</i>	<i>B. lampros</i>	<i>A. curtum</i>	<i>N. biguttatus</i>	<i>C. rotundicollis</i>	<i>P. strenuus</i>	<i>T. obtusus</i>	<i>L. rufomarginatur</i>
1	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
4	0	0	0	2	0	1	2	1	0	0	1	0
5	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1
6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
9	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	1	0	5	0	0	0	3	0	0	0	0
11	0	5	0	4	0	0	4	1	0	0	0	0
12	0	0	0	1	0	0	5	3	0	0	0	0
13	0	3	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	15	0	0	1	0	0
15	0	0	0	1	0	0	10	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	2	7	2	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	1	0
18	0	1	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0
19	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Somme	3	16	4	18	1	3	49	20	1	1	2	1

Sobie PR A	<i>L. niger</i>	<i>L. flavus</i>	<i>M. rugulosa</i>	<i>M. scabrinodis</i>	<i>B. properans</i>	<i>B. lunulatum</i>	<i>N. substriatus</i>	<i>A. muelleri</i>	<i>A. plebeja</i>	<i>A. aenea</i>	<i>A. familiaris</i>	<i>A. lunicollis</i>	<i>P. versicolor</i>	<i>P. vernalis</i>
1	4	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
2	1	2	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	3	0	0	0	5	0	0	1	0	1	0	0	0	0
4	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	12	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2	1	0	0	6	0	0	0	0	0	1	0	0	0
9	14	0	1	1	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	9	4	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
11	12	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	5	0	0	0	10	0	0	1	0	0	0	0	0	0
13	6	2	2	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	20	7	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
15	8	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	1	0	0
16	13	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
17	11	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	20	1	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	12	1	3	0	9	0	1	1	0	0	0	0	1	0
20	1	1	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Somme	163	28	14	2	86	1	1	4	1	1	2	1	2	2

	<i>L. niger</i>	<i>L. bruneus</i>	<i>L. fuliginosus</i>	<i>M. rubra</i>	<i>S. westwoodi</i>	<i>L. nylanderii</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>A. curtum</i>	<i>A. aenea</i>
Sobie BO A									
1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
2	0	0	0	1	1	22	1	0	0
3	0	0	1	0	0	8	1	0	0
4	0	0	0	1	0	6	0	1	0
5	1	0	0	4	0	1	0	0	0
6	2	0	0	0	0	7	0	0	0
7	0	0	0	0	0	2	0	0	0
8	1	0	0	1	0	7	0	0	0
9	0	0	0	0	0	2	0	0	0
10	0	0	0	1	2	7	2	0	0
11	0	0	0	12	1	9	1	0	0
12	0	1	0	6	0	3	0	0	1
13	5	0	0	4	1	5	0	0	0
14	0	0	0	7	0	6	0	0	0
15	7	0	0	0	0	3	0	0	0
16	0	12	0	0	0	5	0	0	0
17	0	2	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	1	0	0
20	8	0	0	0	0	12	0	0	0
Somme	24	15	1	38	5	105	6	1	1

Massa PR A	<i>M. scabrinodis</i>	<i>M. rugulosa</i>	<i>M. graminicola</i>	<i>L. niger</i>	<i>L. flavus</i>	<i>P. coarctata</i>	<i>A. binotatus</i>	<i>C. campestris</i>	<i>A. communis</i>	<i>A. lunicollis</i>
1	2	0	0	3	1	0	0	0	0	1
2	5	3	0	4	1	0	0	0	0	0
3	2	0	1	3	1	0	0	0	0	0
4	8	0	0	1	3	0	0	0	0	0
5	6	3	0	1	1	0	0	0	0	0
6	9	0	0	4	1	0	0	0	0	0
7	2	1	2	9	1	0	0	0	0	0
8	1	3	1	10	1	0	0	0	0	0
9	0	6	0	5	0	1	0	0	0	0
10	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0
11	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0
12	6	0	0	1	1	1	0	0	0	0
13	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
14	6	0	0	1	0	0	0	1	0	0
15	6	0	0	3	0	0	0	0	0	0
16	3	0	0	4	0	0	0	0	1	0
17	6	0	0	2	0	0	1	0	1	0
18	10	0	0	1	1	0	1	0	0	0
19	0	0	0	3	2	0	0	0	1	0
20	4	1	0	5	0	0	0	0	0	0
Somme	82	18	5	64	15	3	2	1	3	1

Laer PR A	<i>M. rubra</i>	<i>M. rugulosa</i>	<i>M. scabrinodis</i>	<i>L. niger</i>	<i>A. muelleri</i>	<i>A. dorsalis</i>	<i>P. cupreus</i>	<i>P. versicolor</i>	<i>P. strenuus</i>	<i>B. lamp/prop</i>	<i>B. obtusum</i>	<i>B. lunulatum</i>	<i>B. tetracolum</i>	<i>B. quadrimaculatum</i>	<i>A. curtum</i>	<i>N. substriatus</i>	<i>N. palustris</i>	<i>A. plebeja</i>	<i>A. aenea</i>	<i>H. distinguendus</i>	<i>H. rubripes</i>	<i>L. pilicornis</i>	<i>A. binotatus</i>
1	2	0	0	0	4	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	2	4	0	1	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0
3	1	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	2	3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	4	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
6	0	0	0	5	0	0	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	3	0	0	1	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
9	1	0	0	2	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	1	0	0	0	3	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	1	0	0
13	1	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	3	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	1	0	1	1	0	0	10	1	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	3	0	2	1	0	4	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	1	1	0	1	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	1	2	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
20	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Somme	11	3	1	21	34	2	8	3	1	58	4	3	3	3	4	8	3	1	1	1	1	1	1

Laer BO A	<i>L. bruneus</i>	<i>M. ruginodis</i>	<i>L. nylanderii</i>	<i>S. westwoodi</i>	<i>N. rufipes</i>	<i>N. biguttatus</i>	<i>B. sodalis</i>	<i>A. ater</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>A. curtum</i>	<i>P. madidus</i>	<i>P. strenuus</i>	<i>L. assimilis</i>
1	1	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	1	1
3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
6	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0
7	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0
10	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	1	1	0	0	5	2	0	0	1
12	1	0	0	0	0	1	0	1	3	13	1	1	3
13	0	0	0	0	0	1	0	1	2	3	1	0	4
14	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p
15	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p
16	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	3	0	1	1	2	1	0	0	0	0	0	0
18	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
20	1	0	0	1	0	2	0	0	7	3	0	0	0
Somme	3	11	1	5	4	18	2	3	23	21	3	2	12

Cinq PR A	<i>L. niger</i>	<i>L. bruneus</i>	<i>L. flavus</i>	<i>A. aenea</i>	<i>A. similata</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>L. pilicornis</i>	<i>A. curtum</i>	<i>B. lamp/prop</i>	<i>B. lunulatum</i>	<i>A. muelleri</i>
1	1	0	0	2	0	0	0	0	19	0	1
2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	1	0	1	0	0	0	0	1	3	1	1
4	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
6	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
12	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
13	2	0	1	0	0	0	0	0	2	0	1
14	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
15	0	0	1	0	1	1	0	0	4	0	1
16	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p
17	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
18	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
19	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p
20	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Somme	7	1	8	6	1	1	1	2	37	1	4

Cinq BO A	<i>L. nylanderi</i>	<i>S. westwoodi</i>	<i>L. niger</i>	<i>N. rufipes</i>	<i>N. biguttatus</i>	<i>B. lamp/prop</i>	<i>H. affinis</i>	<i>P. rufipes</i>	<i>A. curtum</i>	<i>N. brevicollis</i>
1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	2	1	0	3	0	0	1	2
5	0	0	2	1	0	1	0	0	3	1
6	0	0	2	0	1	0	0	0	0	2
7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
11	0	0	1	1	0	0	1	1	4	0
12	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
13	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	2	0	0	0	4	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6
18	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
19	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	1	0	0	1	0	0	0	1	3
Somme	1	10	12	4	5	4	1	1	17	14

Elisa PR A	<i>L. niger</i>	<i>L. flavus</i>	<i>L. bruneus</i>	<i>M. rugulosa</i>	<i>A. curtum</i>	<i>H. affinis</i>	<i>P. vernalis</i>	<i>A. muelleri</i>	<i>A. dorsalis</i>	<i>N. brevicollis</i>	<i>A. aenea</i>	<i>C. collaris</i>	<i>B. lamp/prop</i>	<i>B. tetracolum</i>
1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p
4	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0
5	2	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
6	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
8	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
11	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p
12	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p
13	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0
14	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
16	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
17	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	2	0
19	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	1
20	0	0	3	0	2	0	0	0	0	1	1	0	0	1
Somme	12	1	3	1	14	1	1	2	1	3	3	6	7	4

Bota PR A	<i>L. niger</i>	<i>L. flavus</i>	<i>M. rugulosa</i>	<i>A. curtum</i>	<i>B. lamp/prop</i>	<i>B. femoratum</i>	<i>A. aenea</i>
1	3	1	0	1	1	0	1
2	3	2	0	1	3	0	1
3	1	1	0	0	2	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0
8	2	0	0	0	0	0	0
9	2	0	0	0	0	0	0
10	1	0	0	0	0	1	0
11	2	2	0	0	0	0	0
12	1	2	1	0	0	0	0
13	4	1	0	1	0	0	0
14	1	0	1	0	0	0	0
15	1	1	4	0	0	0	1
16	1	0	3	0	0	0	0
17	1	3	3	0	0	0	0
18	2	1	1	0	0	0	0
19	2	0	2	0	0	0	0
20	2	2	0	1	0	0	0
Somme	29	16	15	4	6	1	3

	<i>L. niger</i>	<i>L. bruneus</i>	<i>L. nylanderii</i>	<i>B. lacertus</i>	<i>A. curtum</i>
Bota BO A					
1	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0
3	3	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0
7	0	1	0	0	0
8	0	0	0	0	0
9	0	0	0	1	1
10	1	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0
12	0	0	1	0	0
13	0	2	0	0	0
14	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	1
16	0	0	0	0	0
17	0	1	0	0	0
18	0	7	0	0	0
19	0	0	0	0	0
20	0	1	0	0	0
Somme	4	12	1	1	2

### ANNEXE 3

#### Données brutes des teneurs en métaux lourds.

Le tableau suivant donne la teneur en plomb, cadmium, cuivre, et zinc ainsi que la date de prélèvement pour chacun des échantillons de sol.

Station	Groupe	Echantillon	Date de prélèvement	Cd(ppm)	Pb(ppm)	Cu(ppm)	Zn(ppm)
Bota	Bo	1	6-avr	0,42464084	221,844814	42,4056423	128,251185
Bota	Bo	2	6-avr	0,5361799	326,166518	45,5529715	140,181284
Bota	Bo	3	6-avr	0,46837855	217,569469	44,6309432	143,10348
Bota	Bo	4	6-avr	0,67913227	208,1199	48,0943973	142,309887
Bota	Pr	1	6-avr	0,81996506	617,492946	49,7998516	155,616619
Bota	Pr	2	6-avr	0,86381749	643,203292	55,5184423	172,068963
Bota	Pr	3	6-avr	0,56992923	256,636973	39,0042818	122,902292
Bota	Pr	4	6-avr	0,66087161	279,721575	49,7680321	144,032012
Cinq	Bo	1	7-avr	0,30698739	67,7032613	13,1304598	77,131716
Cinq	Bo	2	7-avr	0,66981732	149,5753	34,0159632	121,538326
Cinq	Bo	3	7-avr	0,7109523	141,762831	36,5996129	146,566329
Cinq	Bo	4	7-avr	0,37898304	107,488173	21,665035	90,8168064
Cinq	Pr	1	7-avr	0,43883038	104,133396	31,6145109	85,4511582
Cinq	Pr	2	7-avr	0,36817617	88,1160035	26,994018	111,366634
Cinq	Pr	3	7-avr	0,43361812	105,229178	32,3782676	101,183013
Cinq	Pr	4	7-avr	0,4411984	88,1795958	29,9373238	94,6507649
Elisa	Pr	1	2-avr	0,51508203	124,221685	18,7126361	78,4870387
Elisa	Pr	2	2-avr	0,77016759	119,347151	26,6187832	113,115059
Elisa	Pr	3	2-avr	0,59914932	107,770288	18,0503796	86,0077128
Elisa	Pr	4	2-avr	0,53449459	80,0891877	15,2148471	70,3933695
Laer	Bo	1	2-avr	0,47631698	137,222847	24,3094162	70,4030569
Laer	Bo	2	2-avr	0,52670417	68,316921	15,5349049	73,3670232
Laer	Bo	3	2-avr	0,47432234	183,05587	28,1975328	72,0663035
Laer	Bo	4	2-avr	0,44358401	172,885634	28,4418531	67,8403209
Laer	Pr	1	2-avr	0,17960318	31,7008258	12,1470546	45,8669957
Laer	Pr	2	2-avr	0,19655316	32,4445817	11,0182909	44,430553
Laer	Pr	3	2-avr	0,19520175	34,1923516	11,7827389	45,602966
Laer	Pr	4	2-avr	0,22748923	33,9431726	14,4748217	47,7959095
Massa	Pr	1	27-avr	0,24351229	37,8288195	10,4432959	51,7810277
Massa	Pr	2	27-avr	0,28491551	40,6337338	11,2482476	57,9470342
Massa	Pr	3	27-avr	0,30979684	37,2049721	10,3994062	50,8772241
Massa	Pr	4	27-avr	0,289333	39,2479261	14,0445566	73,5502177
Sobie	Bo	1	9-avr	1,05167098	293,459968	41,5558098	166,151604
Sobie	Bo	2	9-avr	0,89802557	241,096773	42,1935919	141,674745
Sobie	Bo	3	9-avr	1,70731533	964,432191	151,708959	427,062815
Sobie	Bo	4	9-avr	1,28089676	637,910354	93,4184055	271,026309

Station	Groupe	Echantillon	Date de prélèvement	Cd(ppm)	Pb(ppm)	Cu(ppm)	Zn(ppm)
Sobie	Pr	1	9-avr	0,20323813	64,1744633	10,9022271	56,7942283
Sobie	Pr	2	9-avr	0,55123189	107,185035	16,3223776	82,7713755
Sobie	Pr	3	9-avr	0,33584926	76,1877615	11,5734824	60,1549112
Sobie	Pr	4	9-avr	0,2414509	60,6640719	13,0055939	59,2125589
Soign	Bo	1	4-avr	0,52173437	101,633562	21,0360163	59,2797095
Soign	Bo	2	4-avr	0,53443614	127,730766	20,8012069	58,864701
Soign	Bo	3	4-avr	0,83873699	75,6321202	18,1791822	68,8757369
Soign	Bo	4	4-avr	0,43649993	148,009913	18,1915722	64,6146946
Soign	Pr	1	4-avr	0,6536337	60,1136237	8,75265882	65,6844705
Soign	Pr	2	4-avr	0,66977262	86,3623013	16,8912303	100,148903
Soign	Pr	3	4-avr	0,53980785	84,1414121	11,9747939	77,910101
Soign	Pr	4	4-avr	1,02472322	105,632222	13,4374798	101,266274
Wol	Bo	1	5-avr	0,42567613	75,1385952	14,4280998	56,757242
Wol	Bo	2	5-avr	0,42155687	74,7290262	16,8053078	49,6924407
Wol	Bo	3	5-avr	0,62953795	75,3039921	25,59708	66,2612564
Wol	Bo	4	5-avr	0,48712622	83,1041797	15,0393392	58,4918917
Wol	BoGD	1	5-avr	0,33543411	80,6597063	14,400034	57,0461613
Wol	BoGD	2	5-avr	1,77423533	92,5380104	18,6883233	119,786279
Wol	BoGD	3	5-avr	1,0701282	81,0600908	20,5576178	82,7101395
Wol	BoGD	4	5-avr	0,71322281	91,421533	15,8272175	77,8094444
Wol	Pr	1	5-avr	0,42835071	43,6310055	9,93622306	50,456641
Wol	Pr	2	5-avr	0,43866183	44,3791448	9,038531	48,1068779
Wol	Pr	3	5-avr	0,34942274	46,6522126	10,3346216	51,5917296
Wol	Pr	4	5-avr	0,30851253	54,6729346	10,087858	50,6417042

## ANNEXE 4

Photos de l'ICP-MS.

