

UNIVERSITÉ SAAD DAHLEB DE BLIDA

Faculté des Sciences Agro-Vétérinaires

Département des Sciences Agronomiques

MÉMOIRE DE MAGISTER

Spécialité : Biopesticides et gestion phytosanitaire.

IMPACT DE LA GESTION CULTURALE ET PHYTOSANITAIRE SUR LA DIVERSITÉ DES COMMUNAUTÉS DE LA PÉDOFAUNE DANS UN SOL CULTIVÉ AU LITTORAL EST-ALGÉROIS.

Par

Sihem ZIOUCHE

Devant le jury composé de :

S.A. SNOUSSI	Professeur U. S. D. Blida.	Président
A. GUENDOUCZ - BENRIMA	Professeur U. S. D. Blida.	Examinatrice
Dh. NEBIH	MAA., U. S. D. Blida.	Examinatrice
L. ALLAL-BENFEKIH	MCA., U. S. D. Blida.	Promotrice
Z.E. DAJZOULI	MCA., U. S. D. Blida.	Co-promoteur

Blida, Novembre 2011

RÉSUMÉ

Le présent travail s'inscrit dans le cadre de l'étude de l'impact de certaines pratiques agricoles (épandage d'engrais, application de traitements phytosanitaires) sur la faune bioindicatrice de la fertilité des sols. Il nous permettra d'apprécier les conséquences de l'épandage des fertilisants (minéraux, organiques) et l'application de pesticides non raisonnée sur les communautés pédofauniques dans des parcelles cultivées en pomme de terre chez des exploitants du littoral algérois à Khemis El Khechna. Les écosystèmes évoluent tout en subissant des impacts environnementaux suite à des activités anthropiques. Les plantes et les insectes réagissent et s'adaptent à ces différentes perturbations qui les affectent. Des variations des teneurs des éléments minéraux et des résidus de pesticides durant la période d'étude ont été observées. Ces changements affectent la réponse métabolique ainsi que la l'abondance des populations des collemboles et des acariens oribates. Les résultats ont permis de déceler un effet positif de la matière organique (MO), le potassium (K) et le zinc (Zn) sur l'abondance des collemboles et uniquement le zinc (Zn) sur les populations des acariens oribates. Ils dénotent aussi une certaine variabilité des teneurs en réserves lipidiques et glucidiques chez les deux taxons considérés qui a montré la prédominance des réserves lipidiques en tant que biomarqueurs d'effet. Également, les variations temporelles des réserves énergétiques de la pédofaune étudiée ont révélé une différence significative entre les collemboles et les acariens oribates. Enfin, les résultats liés aux dosages des résidus des trois matières actives étudiés affichent une nette corrélation entre les résidus de métalaxyl et métribuzine et la modulation des réserves énergétiques chez les collemboles et les acariens oribates. Dans ce travail, nous mettons en évidence la variabilité des impacts de deux formes de régie intensive sur l'abondance et les marqueurs énergétiques des principaux taxons faunistiques d'un sol cultivé en pomme de terre par rapport à un sol non anthropisé.

Mots Clés: collemboles, acariens oribates, abondance, résidus de pesticides, éléments minéraux et organique, réserves énergétiques, pédofaune des milieux cultivés, pollution du sol.

ABSTRACT

IMPACT OF CULTURAL AND PHYTOSANITARY MANAGEMENT ON THE DIVERSITY OF COMMUNITIES SOIL FAUNA SOIL IN A SOIL CULTIVATED IN EST-ALGEROIS COASTLINE.

This work lies within the scope of the impact of some practical agricultural (spreading of manure, application of plant health treatments) on bioindicators fauna of the fertility of grounds. It will enable us to appreciate the consequences of the spreading of fertilizers (mineral, organic) and the application of pesticides not reasoned on the soil fauna communities in cultivated fields of potato in the east coast of Algiers at Khemis El Khechna. The ecosystems evolve while undergoing environmental impacts following anthropic activities. The plants and the insects react and adapt to these various disturbances which affect them. Variations of the contents of the biogenic salts and pesticides residues during four studied periods of the potato culture phenology were observed. These changes affect the metabolic response as well as the abundance of the collembola and the acarina wood mites populations. The results indicate a positive effect of the organic matter (MO), potassium (K) and zinc (Zn) on the collembola abundance and only (Zn) on the populations of the oribatid mites. They indicate also a certain variability of the energetic reserves contents for both considered taxon which showed the prevalence of the lipidic reserves as biomarkers of effect. Also, the temporal variations of the energy reserves of the studied ground fauna revealed a significant difference between the collembola and the acarina wood mites. Lastly, the results related to residues proportionings of the three studied active matters highlight a clear correlation between the metalaxyl and metribuzine residues and the modulation of the energetic reserves in the collembola and the acarina wood mites. In this work, we highlight the variability of the impacts of two forms of intensive control on abundance and the energy markers of major taxa of soil-grown potatoes compared to a non-anthropic soil.

Key words: collembola, oribatid mites, abundance, pesticides residues, biogenic salts and organics, energetic reserves, soil fauna of the cultivated lands, pollution soil pollution.

ملخص

آثار التسيير الزراعي وحماية النباتات على تنوع كائنات التربة في أرض مزروعة بالساحل الشرقي لعاصمة الجزائر

يندرج هذا العمل في إطار دراسة آثار بعض الممارسات الزراعية (تطبيق الأسمدة و مبيدات حماية النباتية) على حياة الكائنات التي تقيم خصوبة التربة.

سوف يسمح لنا أن نقدر عواقب إستعمال الأسمدة (المعدنية و العضوية) و الإستعمال اللاعقلاني للمبيدات على حيوانات التربة داخل حقول البطاطا المتواجدة في الساحل الشرقي للجزائر العاصمة بالضبط بخميس الخشنة. تتغير النظم الإيكولوجية بفعل العوامل البيئية الناجمة عن الأنشطة البشرية. تستجيب و تتكيف النباتات و الحشرات مع هذه الإضطرابات المختلفة التي تؤثر عليهم.

أظهرت النتائج أن هناك تأثير إيجابي للمادة العضوية، البوتاسيوم و الزنك على وفرة الكولمبولا أما وفرة عث الأوريباتيد فقد تأثرت بالزنك فقط. ولقد لوحظت تغييرات في تركيزات العناصر المعدنية و بقايا المبيدات خلال فترة الدراسة. هذه التغيرات تؤثر على للمدخرات الاحتياطي توزيع الطاقوية و كذلك على تكاثر الكولمبول و عث الأوريباتيد.

وقد أشارت أيضا النتائج إلى أن هناك تباين في كميات المدخرات الدسمة و السكريات في أجسام الصنفين اللذين هما قيد الدراسة، حيث بينت كذلك أن كميات المدخرات الدسمة هي المهيمنة بصفتها كمؤشر حيوي للتأثير.

التغيرات الزمنية لاحتياطي الطاقة لدى الكائنات الحية للتربة التي تمت دراستها، أظهرت أن هناك فرق كبير بين وفرة الكولمبولا و وفرة عث الأوريباتيد.

في الأخير، نستخلص من النتائج المتعلقة بتحليل مخلفات المواد الفعالة الثلاثة التي تمت الدراسة عليها أنها أظهرت وجود علاقة واضحة بين بقايا الميتالاكسيل و الميترابوزين و تشكيل إحتياطات الطاقة لدى الكولمبولا و عث الأوريباتيد.

من خلال هذا العمل سلطنا الضوء على تأثير نوعين مختلفين للتسيير المكثف (الأسمدة و المبيدات) على الوفرة و المدخرات الطاقوية لأهم أنواع كائنات التربة المزروعة بالبطاطا بالنسبة للتربة الغير مزروعة.

الكلمات الرئيسية: كولمبولا، عث الأوريباتيد، وفرة ، بقايا المبيدات، العناصر المعدنية و العضوية، المدخرات الطاقوية، كائنات التربة المزروعة ، تلوث التربة

REMERCIEMENTS

Ces pages sont l'occasion pour moi de remercier chaleureusement toutes les personnes qui ont contribué au bon déroulement de ce mémoire.

Je voudrais tout d'abord remercier ma directrice de thèse **D^r ALLAL BEN FEKIH L.**, qui a encadré ce travail. Son intérêt toujours renouvelé, pour tous les sujets, sa manière de s'ouvrir aux autres thématiques... Tout ça a contribué à former ce mémoire. C'est ses questions qui m'ont forcée à penser, re penser à la façon dont s'est structuré ce travail, puis ce manuscrit.

Je remercie tout particulièrement **D^r DJAZOULI Z.E.** qui a été mon "mentor". Au sein du petit monde de la protection des végétaux, son nom revenait très souvent. C'est donc à sa porte que j'ai tapé, en 1998 pour qu'il soit l'examineur de mon mémoire de DUEA et en 2002 pour qu'il dirige mon mémoire d'ingénieur. Il m'a accueilli, m'a fait découvrir la "Zoophytiatrie". Grâce à son soutien indéfectible en tant que Co-promoteur, j'ai pu poursuivre en mémoire de Magistère. Il m'a soutenu quand il a fallu faire des choix. Merci pour les idées, propositions, commentaires qui m'ont permis de faire avancer ce travail.

Je tiens à remercier tous les membres du jury. **P^r SNOUSSI S.D.** qui m'as fait l'honneur d'accepter d'être le président de jury. Qu'il en soit sincèrement remercié.

Je remercie **P^r GUENDOUIZ - BENRIMA A.** et **M^{me} NEBIH Dh.** pour leur participation à mon jury en tant qu'examinatrices.

Je remercie tout particulièrement **M^r BOUCHNEB M.**, propriétaire de l'exploitation Agricole « BOUCHNEB », pour son aide aux champs lors des prélèvements et durant toute la période de l'expérimentation, son aide m'a été précieuse.

Mes plus profonds remerciements vont à **M^{elle} DJEMAI Y.**, technicienne du laboratoire de zoologie pour son aide au labo et ses encouragements.

Un grand merci pour **M^{elle} LARBI G.** technicienne du laboratoire de pédologie de l'Institut Technique de l'Arboriculture Fruitière (I.T.A.F.), qui m'as beaucoup aidée pour la réalisation des analyses physico-chimiques et minéralogiques de sol, et que j'estime pour ses conseils, ses encouragements ainsi que pour sa gentillesse.

Mes remerciements vont également à **M^r NAZAF H.** Technicien au sein du laboratoire de chimie à l'Institut Algérien de Chimie (I.A.P.), que ce travail a aussi été rendu possible par sa précieuse aide lors des analyses de résidus.

M^{me} et M^r MOUSSAOUI pour leur optimisme qui à tout crin m'a aidé. J'espère moi aussi leur avoir apporté un petit quelque chose.

Je ne remercierai jamais assez tous les enseignants qui ont assuré ma formation, en particulier, ceux de l'option Zoophytiatrie : **D^r ALLAL.BEN FEKIH L.**, **M^{me} NEBIH D.** **D^r GUENDOZ BENRIMA A.**, **M^r AROUN M.E.F.** et **D^r DJAZOULI Z.E.**, ainsi qu'aux personnels de l'administration du département d'Agronomie.

Merci pour tout ceux qui m'ont aidés de pré ou de loin!

DÉDICACES

Avant de présenter ce travail, je remercie **DIEU** tout puissant de m'avoir donné la foi, le courage et la volonté pour le réalisé.

Mes premières pensées vont bien évidemment à la mémoire de mon regretté **cher père**.

A celle qui était et sera mon modèle, qui m'inspire le courage et la volonté et qui m'as toujours entouré de son amour et son infinie tendresse **ma mère**, que ce travail soit le fruit de ses sacrifices et patience.

A mes sœurs **YASMINA** et **WARDA** et leurs époux **NOUREDDINE** et **YACINE**

A mon frère **FOUAD** et son épouse **HOUDA**.

A mes très chers neveux et nièces: **MARIA**, **LYNA**, **HADYLE**, **AISSA ABD EL ALI** et **ANIS**.

A mes amis (es): **KARIMA** et son époux **MOUNIR**, **KARIMA** et son époux **KAMEL**, **FAIZA**, **NABILA**, **NADIRA**, **AMINA**, **KHADIDJA**, **KADER** et **SAMIR**.

A tous ceux qui me sont chers.

.....Je dédie se mémoire.

TABLES DES MATIÈRES

RÉSUMÉ

ملخص

ABSTRACT

REMERCIEMENTS

DÉDICACES

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES ILLUSTRATIONS ET GRAPHIQUES

LISTE DES TABLEAUX

INTRODUCTION 13

CHAPITRE 1. PROBLÉMATIQUE ENVIRONNEMENTALE LIÉE A L'USAGE DES PESTICIDES..... 17

1.1. Les pesticides à usage agricole..... 18

1.2. Classification des molécules..... 19

1.3. Dynamique des pesticides dans les écosystèmes..... 20

1.3.1. La rétention..... 23

1.3.2. La dégradation..... 24

1.3.3. La dissipation..... 25

1.4. Caractéristiques déterminant le devenir des molécules dans les écosystèmes..... 26

1.4.1. La nature chimique de la molécule..... 26

1.4.1.1. La charge de la molécule..... 26

1.4.1.2. Le coefficient de partage carbone organique/eau 26

1.4.1.3. Le DT₅₀ ou demi-vie de la molécule dans le sol... 26

1.4.1.4. La solubilité dans l'eau du composé..... 27

1.4.2. Les caractéristiques physico-chimiques et biologiques du sol 27

1.4.2.1. La texture et la structure du sol..... 27

1.4.2.2. La quantité de matière organique..... 28

1.4.2.3. Le pH du sol..... 28

1.4.2.4. Les organismes du sol..... 29

1.4.3. Les caractéristiques topographiques et géographiques de

site.....	29
1.5. Analyse des résidus de pesticides : pourquoi ? Comment ?.....	30
1.5.1. Risques sanitaires et toxicité pour l'homme.....	30
1.5.2. Risques sanitaires et écologiques à l'échelle de l'écosystème.....	31
1.5.2.1. L'air.....	32
1.5.2.2. L'eau.....	32
1.5.2.3. Le sol.....	33
1.5.3. Impact sur la biocénose.....	34
1.5.4. Résidus de pesticides.....	35
1.5.5. Dosages chimiques des résidus de pesticides.....	36
CHAPITRE 2. LES ACTEURS DE LA VIE DES SOLS	
« LA PÉDOFAUNE ».....	38
2.1. Le sol, milieu vivant.....	39
2.2. La pédofaune.....	39
2.3. Les microarthropodes du sol.....	41
2.3.1. Les collemboles.....	41
2.3.2. Les acariens.....	43
2.4. Rôle de la mésofaune.....	46
2.5. Effets des pratiques culturales sur la pédofaune.....	48
2.5.1. La ressource en carbone	50
2.5.2. L'épandage de produits phytosanitaires.....	50
2.5.3. Le travail du sol.....	50
CHAPITRE 3. LES BIOMARQUEURS	52
3.1. Conséquences d'une exposition à un stress chimique.....	53
3.2. Biomarqueurs de stress.....	57
3.3. Intérêts des biomarqueurs.....	58
3.4. Différents types de biomarqueurs.....	58
3.5. Les réserves énergétiques en tant que biomarqueurs.....	61
CHAPITRE 4. MATÉRIEL ET MÉTHODES	63
4.1. Introduction aux objectifs de l'étude.....	64
4.2. Présentation du site d'étude : la Mitidja.....	-
4.2.1. Situation géographique.....	67
4.2.2. Le climat.....	68

4.2.2.1.	La pluviométrie.....	68
4.2.2.2.	La température.....	70
4.2.3.	Synthèse climatique.....	71
4.2.3.1.	Étage bioclimatique	71
4.2.3.2.	Diagrammes Ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN (1953).....	72
4.2.4.	Historique et description du site expérimental : l'exploitation Bouchneb.....	74
4.3.	Méthode d'échantillonnage et de prélèvement sur le terrain.....	76
4.4.	Méthode d'étude au laboratoire.....	77
4.4.1.	Pesées et préparations des échantillons	77
4.4.2.	Extraction de la pédofaune	78
4.4.3.	Identification, comptage et conservation des microarthropodes.....	77
4.5.	Analyse des échantillons	79
4.5.1.	Analyses physico-chimiques et minéralogiques des sols	79
4.5.2.	Analyse chimique des résidus de pesticides.....	79
4.5.3.	Extraction et dosage des réserves énergétiques.....	81
4.6.	Analyse des données d'observation.....	81
4.6.1.	Étude des abondances et de la diversité pédofaunique.....	81
4.6.2.	Analyses de variance.....	82
4.6.3.	Analyses de corrélation.....	82
4.6.4.	Analyse en composantes principales.....	82
CHAPITRE 5. RÉSULTATS.....		83
5.1.	Variation de la diversité pédofaunique globale dans les parcelles étudiées.....	84
5.1.1.	Variation temporelle de la diversité pédofaunique.....	84
5.1.2.	Variation de la diversité pédofaunique selon les profondeurs.....	85
5.1.3.	Analyse comparative de la diversité globale des communautés.....	86
5.2.	Variation de la diversité pédofaunique des taxons dans les trois parcelles en fonction des profondeurs.....	88

5.3.	Indice de diversité spécifique de la pédofaune dans les trois parcelles.....	92
5.4.	Évaluation de l'effet de la composition minéralogique et organique des sols étudiés sur l'abondance pédofaunique.....	93
5.4.1.	Évaluation de l'effet de la composition minéralogique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle A.....	93
5.4.2.	Évaluation de l'effet de la composition organique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle A	94
5.4.3.	Évaluation de l'effet de la composition minéralogique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle B.....	95
5.4.4.	Évaluation de l'effet de la composition organique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle B.....	96
5.4.5.	Évaluation de l'effet de la composition minéralogique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle T (témoin)	97
5.4.6.	Évaluation de l'effet de la composition organique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle T (témoin).....	98
5.5.	Analyse comparée de l'évolution spatio-temporelle des taux de la fraction organique dans les trois parcelles étudiées.....	99
5.6.	Analyse comparée de l'évolution spatiotemporelle des taux de résidus des trois matières actives appliquées dans les parcelles étudiées.....	101
5.6.1.	Variation des teneurs en résidus dans les parcelles (A, B et T).....	101
5.6.2.	La variation temporelle des teneurs en résidus dans les parcelles.....	102
5.6.3.	Étude de l'effet spatiotemporel des résidus des trois matières actives sur l'abondance des taxons.....	104
5.6.4.	Tendance générale de la variation de la diversité pédofaunique sous l'effet des résidus de pesticides dans le temps.....	106
5.6.5.	Analyse comparée de l'évolution spatiotemporelle des teneurs en résidus dans les trois parcelles étudiées.....	107

5.7.	Analyses des variations spatiotemporelles des teneurs en réserves énergétiques des collemboles et des acariens oribates dans les différentes parcelles.....	108
5.8.	Analyse comparée de l'évolution spatiotemporelle des teneurs des réserves énergétiques chez les taxons étudiés.....	110
5.9.	Effet des quantités en résidus des trois matières actives sur la temporelle des teneurs lipidiques et glucidiques chez les collemboles et les acariens oribates.....	113
5.10.	Étude des interactions entre les abondances taxonomiques de la pédofaune et leurs réserves énergétiques avec les facteurs abiotiques des sols étudiés.....	114
CHAPITRE 6. DISCUSSION GÉNÉRALE.....		118
6.1.	Introduction.....	119
6.2.	Variation spatiotemporelle de la diversité et de l'abondance de la pédofaune dans la culture de pomme de terre.....	121
6.3.	Variabilité des effets de la matière organique et des éléments minéraux sur l'abondance pédofaunique dans la culture de la pomme de terre.....	124
6.4.	Variabilité des effets résiduels des matières actives appliquées sur la réponse des réserves énergétiques de chaque taxon durant le développement de la culture de pomme de terre.....	128
CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES.....		138
APPENDICES.....		146
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		162

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 :	Les principales caractéristiques du sol des différentes parcelles.....	75
Tableau 4.2 :	caractéristiques des pesticides testés.....	80
Tableau 5.1 :	comparaison des pentes des droites de régressions des assemblages pédofauniques deux à deux.....	86
Tableau 5.2a:	Caractéristiques écologiques de la pédofaune dans les sols des trois parcelles étudiées.....	92
Tableau 5.2b:	Comparaison des diversités pédofauniques dans les sols des trois parcelles étudiées.....	92
Tableau 5.3a :	Modèle G.L.M. appliqué au taux de l'azote dans les différentes parcelles d'étude (N=12).....	99
Tableau 5.3b :	Modèle G.L.M. appliqué au taux de la matière organique dans les différentes parcelles d'étude (N=12).....	99
Tableau 5.4 :	Modèle G.L.M. appliqué à la comparaison des moyennes des teneurs en résidus des différentes matières actives dans les parcelles (N= 36).....	107
Tableau 5.5a :	Résultats de l'analyse du modèle linéaire global appliqué à la comparaison des moyennes de la variation spatiotemporelle des teneurs en réserves lipidiques des deux taxons étudiés (N= 24).....	110
Tableau 5.5b:	Résultats de l'analyse du modèle linéaire global appliqué à la comparaison des moyennes de la variation spatiotemporelle des teneurs en réserves glucidiques des deux taxons étudiés (N= 24).....	111
Tableau 5.6 :	Matrice de corrélation de l'abondance et de la disponibilité des réserves énergétiques des collemboles et des acariens oribates avec la composition minéralogique, la composition organique et les teneurs en résidus des trois matières actives dans les trois parcelles étudiées.....	117

INTRODUCTION

La sécurité alimentaire est une des préoccupations majeure des pouvoirs publics à laquelle ils attachent une importance particulière. Pour satisfaire ses besoins alimentaires, l'homme a dû assurer une production végétale sans cesse croissante (liée à la démographie), par l'amélioration de ses outils de production pour la pratique d'une agriculture intensive. Afin de protéger ses cultures il a initié la lutte chimique. Agriculture intensive et protection des végétaux ont avec le temps induits l'accumulation de produits chimiques (pesticides, engrais) ayant causés les atteintes que l'on sait à l'environnement. En 2008, environ 14 millions de tonnes d'engrais ont été épandus à travers le monde. Un total mondial de 2,5 millions de tonnes de pesticides fut épandu dont 250 000 à 300 000 tonnes pour la seule Europe [1].

Le milieu agricole est un des secteurs le plus exposé aux atteintes des organismes vivant nuisibles. Il devient le secteur fortement demandeur en pesticides [2]. Une grande partie des pesticides transite directement par le sol ou est véhiculée indirectement par l'eau et les retombées atmosphériques [3]. Leur devenir dans le sol dépend des phénomènes physiques, chimiques et biologiques [4]. Leurs connaissances sont indispensables à la bonne maîtrise de leur utilisation [5].

Le sol est le réceptacle de divers composés résultant de l'exploitation des écosystèmes terrestres autres que agricoles (industriels, urbains et autres xénobiotiques) [6, 7, 8]. Ces composés peuvent également subir des processus de transfert et de transformation [9]. Le sol joue à cet égard un rôle important de filtre physique mais aussi de bioréacteur complexe, impliqué dans la dépollution des écosystèmes terrestres (pouvoir épurateur) [10]. Ce sol est aussi un réservoir d'espèces [11] par la coexistence de niches écologiques avec différentes caractéristiques, physiques et physico-chimiques [12]. De nombreuses espèces animales, de différentes tailles, de différents niveaux trophiques, occupants de micro-habitats différents ont ainsi colonisé le sol et y cohabitent en association avec les bactéries et les champignons [13].

Les principales espèces présentes appartiennent à différents taxons (protozoaires, nématodes, lombricidés, enchytréides, gastéropodes, isopodes, myriapodes, arachnides et insectes) vivants généralement en surface et abondant dans l'épisolum humifère, en particulier dans les zones d'enracinement préférentielles [14]. Cette faune représente plus de 80 % de la biodiversité animale [15] et est souvent classée selon la taille de ses organismes [13]. Elle est un acteur essentiel dans la dynamique du sol. Son rôle fondamental est d'abord la transformation de la matière organique (organismes détritiques), qui sera utilisée par les champignons et les bactéries du sol. Elle intervient donc dans les transferts de matières et d'énergie du sol. Le brassage, le creusement de galeries ou la fragmentation sont aussi des processus dépendant de la pédofaune [16].

Certaines pratiques agricoles sont à l'origine de l'introduction de molécules toxiques dans le sol. Les produits destinés à améliorer les propriétés physico-chimiques du sol comme les fumiers [17, 18], la bouillie bordelaise [19, 20], les engrais, les composts et les boues de station d'épuration, sont souvent plus riches en éléments traces métalliques que le sol lui-même, d'où un enrichissement du sol en ces éléments [21, 22]. Le rôle des pratiques agricoles dans la contamination des sols doit être pris en compte car il constitue la première étape vers la contamination de la chaîne alimentaire [22].

En matière d'environnement le souci majeur concerne la rémanence de ces produits par leurs effets négatifs à court ou à long terme sur les organismes non-cibles (concentrations élevées, expositions prolongées) [23]. Les chercheurs évaluent à moins de 0,3 % la part de pesticide qui entre véritablement en contact avec l'organisme ciblé [24]. La surveillance de l'environnement se base aujourd'hui surtout sur les analyses chimiques via le niveau des concentrations des contaminants dans l'eau [25] dans les sédiments (sol) dans l'atmosphère et les pluies [26]. Ces analyses, lorsqu'elles sont possibles, posent rapidement un problème de coût et de compétence. Si on considère que beaucoup de contaminants (polluants organiques) peuvent perturber les cycles biologiques avec des concentrations très faibles dans le milieu, la recherche peut se tourner vers le suivi de ces effets basés sur la biologie par la surveillance biologique (biomonitoring) [27]. Cette dernière utilise, de façon générale, des organismes

témoins pour évaluer le degré de contamination du milieu, elle détermine les effets sur les organismes et identifie les sources de toxicité. Elle peut être une solution pour pallier les limites des méthodes chimiques [24].

Les analyses biologiques qui intègrent les interactions entre tous les polluants présents et les organismes, permettent de fournir un diagnostic plus réaliste de l'impact de la pollution sur les organismes et les écosystèmes. L'impact d'un stress d'origine anthropique sur les écosystèmes, comme la pollution chimique, peut être mesuré à différents niveaux qui se distinguent en termes de sensibilité et de pertinences écologiques tels que les changements des caractéristiques biochimiques, physiologiques ou comportementales des organismes [28].

Parmi ces organismes, les invertébrés du sol jouent un rôle majeur dans l'évaluation de la toxicité d'une substance chimique par le biais de tests de toxicités classiques sur des organismes vivants [29]. Ces tests souvent longs ne permettent pas de déterminer la toxicité d'un polluant avant l'observation d'un effet sur la mortalité ou la reproduction [30].

Depuis une trentaine d'années, les progrès de la biologie cellulaire et la volonté de développer des méthodes plus sensibles et plus rapides ont permis une identification des mécanismes moléculaires de l'action toxique et la mise en œuvre du concept de "biomarqueurs", en référence à des mesures de modifications de paramètres biochimiques impliqués dans les mécanismes moléculaires de toxicité [30, 31, 32]. Selon CHAMPEAU [28], ce concept initial de biomarqueurs a été affiné au cours de deux décennies de recherches d'effets biochimiques multiples spécifiques débouchant sur la notion de multimarqueurs ou plus récemment de signature biologique. Les outils dérivés de ces concepts concernent les "biomarqueurs d'exposition" (proches d'événements moléculaires précoces, traduisant l'exposition des organismes à des composés toxiques) et les "biomarqueurs d'effets" (atteintes aux fonctions physiologiques).

Dans ce contexte, le présent travail rentre dans le cadre de l'étude des impacts de certaines pratiques agricoles (épandage d'engrais minéraux et organiques, application de pesticides) sur la faune du sol qui nous permettra

d'estimer les conséquences de leurs emplois non raisonné sur la fertilité biologique des sols. Et ce, au niveau de trois sites d'études représentant des situations sanitaires agricoles différentes.

L'objectif de cette étude est donc d'évaluer les effets des résidus de pesticides et de fertilisants sur les communautés pédofauniques au niveau de trois sites de culture de pomme de terre représentant des situations sanitaires agricoles différentes. Pour cela nous avons essayé de répondre à ces interrogations :

- L'épandage de fertilisants et de pesticides ont-ils des effets sur les indices écologiques (variation de densité, l'abondance globale et relative, la richesse spécifique, la diversité) des communautés pédofauniques)?
- Les réserves énergétiques des collemboles et des oribates varient-elles dans le temps en étant affectées par un stress chimique engendré par l'accumulation de résidus de matières actives ? Par voie de conséquence, l'abondance de la population des taxons est-elle affectée ?

↳ La première partie de ce manuscrit est constituée d'une recherche bibliographique qui commence par la problématique environnementale liée à l'usage des pesticides, se poursuit par le chapitre deux sur les acteurs de la vie des sols « la pédofaune », ensuite en fin le chapitre trois concernant les biomarqueurs, les conséquences d'une exposition à un stress chimique ; La notion, les Intérêts et les différents types de biomarqueurs

↳ La deuxième partie de ce mémoire présente les moyens mis en œuvre pour répondre aux objectifs énoncés ci-dessus. Il présente l'approche expérimentale suivie, les résultats obtenus et leurs interprétations, une discussion globale et la conclusion générale de ce travail.

CHAPITRE 1

PROBLÉMATIQUE ENVIRONNEMENTALE

LIÉE À L'USAGE DES PESTICIDES

CHAPITRE 1

PROBLÉMATIQUE ENVIRONNEMENTALE LIÉE À L'USAGE DES PESTICIDES

1.1. Les pesticides à usage agricole

Les pesticides, étymologiquement appelés "tueurs de fléaux", sont des produits dont les propriétés chimiques contribuent à la protection des végétaux cultivés. Ils sont destinés à détruire, limiter ou repousser tout organisme nuisible (insectes, parasites, adventices, etc.) à la croissance des plantes. Les pesticides utilisés pour la protection des végétaux sont appelés produits phytopharmaceutiques [33] ou communément produits phytosanitaires [34].

Ces pesticides sont obtenus par synthèse chimique de 10 à 15% de matières actives, le reste étant constitué de supports et adjuvants destinés à accroître leur efficacité. On compte actuellement environ 1369 formulations de pesticides agréées en Algérie représentant un panel de 240 molécules actives [35].

Les données sur l'utilisation des pesticides ne sont disponibles publiquement que par grandes catégories (figure 1.1). Ces catégories séparent les pesticides selon les organismes nuisibles ciblés. Les plus utilisés sont les insecticides (33%), les fongicides (28%), correcteur de carences et engrais solubles (22%), les herbicides (11 %). D'autres pesticides à usage moins important sont, les acaricides, les nématicides, les rodenticides et molluscicides (6%) [36].

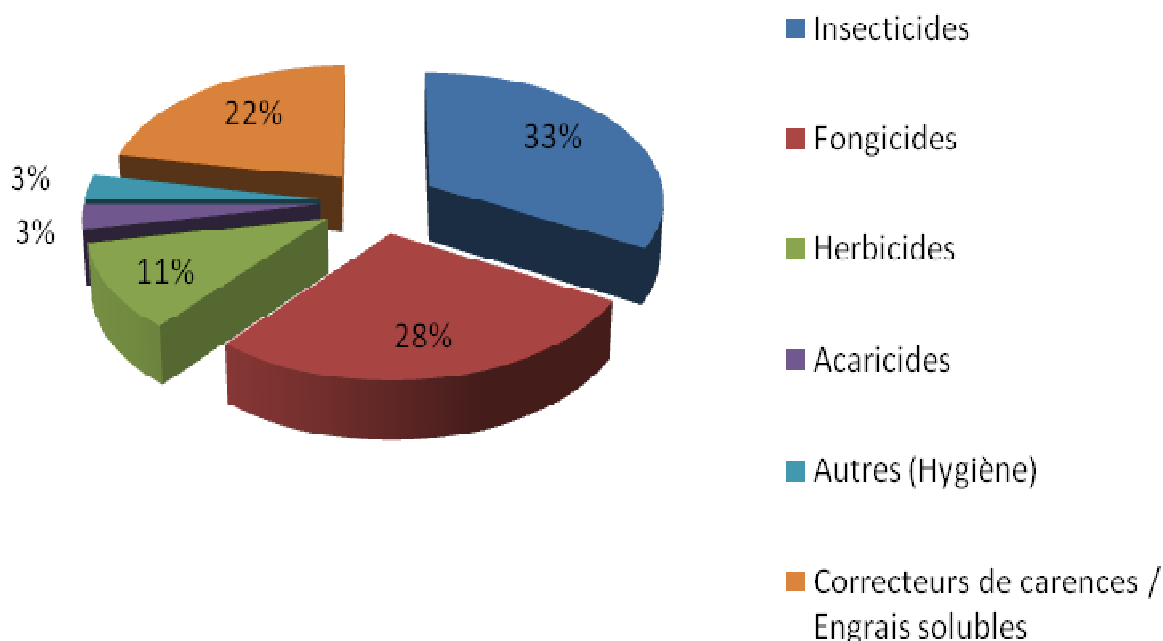


Figure 1.1: répartition par catégorie des produits phytosanitaires utilisés en Algérie (2008) [36].

1.2. Classification des molécules

Les pesticides disponibles aujourd'hui sur le marché sont caractérisés par une telle variété de structures chimiques, de groupes fonctionnels et d'activités que leur classification est complexe [37].

De manière générale, les substances actives peuvent être classées en fonction de l'espèce à combattre. Il existe à cet effet trois grandes familles que sont (Figure 1.1) les herbicides, les insecticides et les fongicides. D'autres familles peuvent être citées, notamment, les acaricides, les molluscicides, les nématicides, les rodenticides, les taupicides, les corvicides et les corvifuges [38, 39].

Ces substances actives sont aussi classées en fonction de la nature chimique de la principale substance active qui compose majoritairement les produits phytosanitaires et qui détermine son comportement dans le sol et l'eau. Compte tenu de la variété des propriétés physico-chimiques des pesticides disponibles sur le marché, il existe un grand nombre de familles chimiques. Les

plus anciens et principaux groupes sont les organochlorés, les organophosphorés, les carbamates, les pyréthrinoides de synthèse, les triazines, les urées substituées et autres [40]. Les structures chimiques caractéristiques de certaines de ces familles sont présentées en figure 1.2.

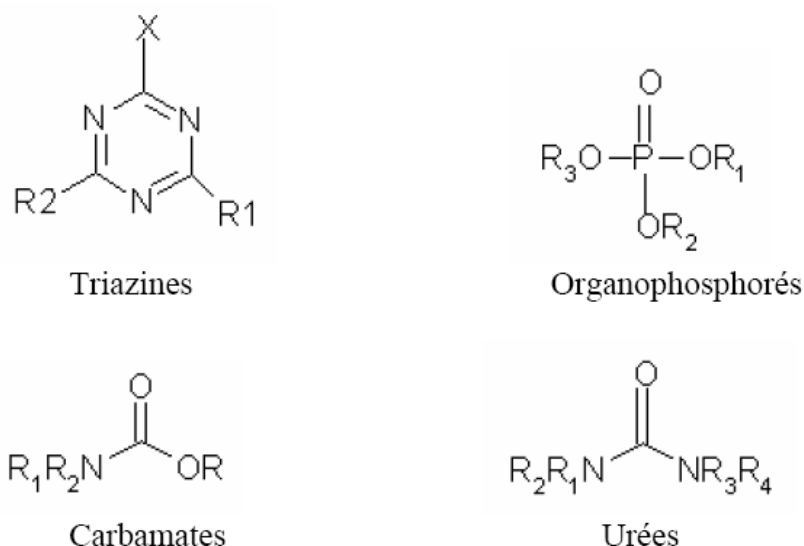


Figure 1.2: Structures chimiques des principales familles de pesticides [40].

1.3. Dynamique des pesticides dans les écosystèmes

En agriculture, les produits phytosanitaires appelés aussi pesticides, sont utilisés intentionnellement et ont pour vocation de protéger les plantes cultivées contre les ravageurs, les maladies et les adventices. Suivant leur mode d'action et leur sélectivité, ils sont appliqués, soit sur le sol avant ou après implantation de la culture, soit sur la culture elle-même aux différents stades végétatifs des plantes [41].

Les quantités de pesticides dans les sols, sous forme adsorbée ou dissoute dépendent de la quantité appliquée et des caractéristiques du milieu. Elles dépendent aussi fortement des caractéristiques propres aux molécules [42]. Leurs toxicités est inhérente à leurs propriétés physico-chimiques et dépendent de

plusieurs processus en compétition dont, leur absorption, leur distribution, leur transformation et leur excrétion [9].

C'est sous la forme dissoute que les produits sont le plus rapidement absorbés par les plantes, mais aussi les plus susceptibles d'être dégradés ou mobilisés. L'efficacité des produits dépend de leur devenir et seule une partie de la dose appliquée atteint l'organisme cible. Le reste subira des transformations en fonction de facteurs physico-chimiques, biotiques et abiotiques [43]. Dans ce cas, une partie du produit parviendra directement au sol. Cette quantité dépendra de la densité de la végétation et du type de pulvérisation. L'arrivée au sol de la partie non absorbée se fera à la faveur des précipitations et/ou lors de l'enfouissement des parties aériennes. C'est ainsi que le sol joue un rôle majeur dans le devenir des produits phytosanitaires [44].

En effet, le sol par ses propriétés physico-chimiques intervient sur la rétention des produits, ce processus sera contrarié par ses propriétés biologiques et hydrodynamiques. Les microorganismes du sol interviendront sur la dégradation et l'élimination du produit (minéralisation), alors que la circulation de l'eau libre du sol contribuera à sa dissipation par entraînement vers des compartiments non cibles [41, 44].

Il en résulte que pour préjuger du devenir d'un pesticide, différents processus entre en jeu, dont trois fondamentalement interdépendants doivent être connus et évalués, à savoir:

- la rétention,
- la dégradation,
- et la dissipation, qui englobe les possibilités de dispersion et de stabilisation dans le sol [45] (figure1.3).

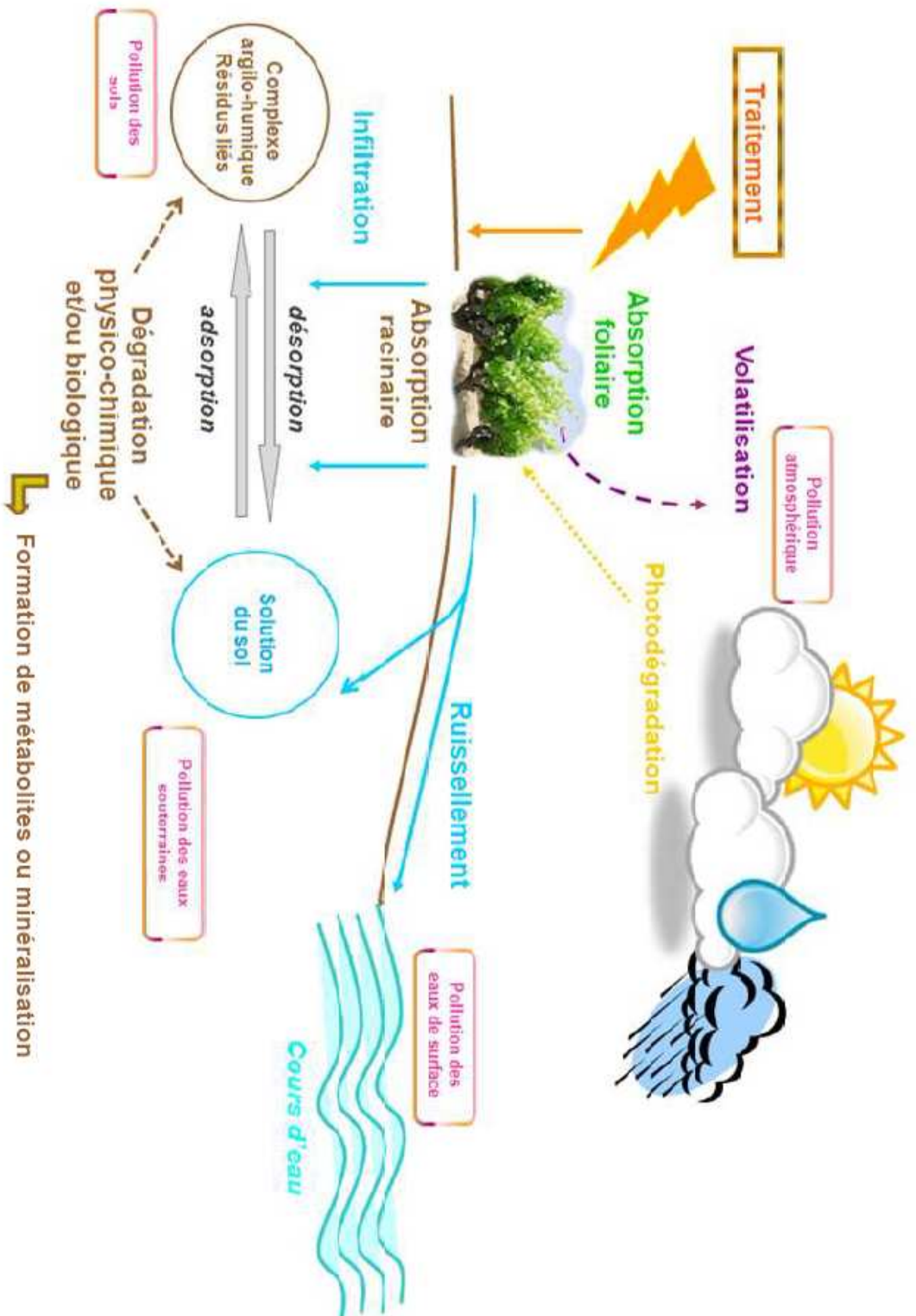


Figure 1.3: devenir des pesticides dans l'environnement après leur application [45].

1.3.1. La rétention

La rétention fait référence à l'ensemble des phénomènes qui font passer les molécules dans la phase solide d'un sol. Ainsi, la rétention renvoie (prioritairement) au processus d'adsorption [46, 47], mais prend en compte également le processus de diffusion du produit à l'intérieur d'espaces occupés par de l'eau immobile au niveau d'agrégats du sol ainsi que la biosorption par les organismes tel que les plantes et les microorganismes. On utilise donc ce terme lorsque l'origine de l'immobilisation des molécules n'est pas identifiée, ce qui est toujours le cas pour un système complexe comme le sol [48].

D'un point de vue agronomique, une rétention trop intense entraîne une diminution de l'efficacité du traitement envers les organismes cibles et le seul remède possible reste une augmentation des doses appliquées car c'est la concentration en matière active de la solution sol qui conditionne son activité biocide (cas des herbicides) [49]. Un autre désavantage, est le risque de reliquats trop importants en fin de cycle végétatif de la culture traitée et donc une phytotoxicité pour la culture suivante éventuellement sensible. Par contre, les quantités de pesticides retenus présentent l'avantage, de prolonger l'activité biocide et le contrôle de la cible [44].

D'un point de vue environnemental, la rétention peut être considérée comme globalement avantageuse. En réduisant la concentration du pesticide dans la solution du sol, elle limite le potentiel de mobilité de la matière active vers l'atmosphère, les eaux de surface (ruissellement) et les eaux profondes (lixiviation) [50]. D'autre part, elle peut favoriser la dégradation abiotique par l'intervention de certains sites d'adsorption catalytiques. Mais une rétention trop forte freine la dégradation biologique car elle diminue la disponibilité des résidus pour les microorganismes. Suite à la rétention, la phase solide du sol constitue un réservoir de résidus qui seront progressivement libérés dans la solution du sol. Ainsi, les conséquences de la désorption sur le milieu naturel sont contraires à

celles résultant de la rétention, avec éventuellement pour résultat possible un effet sur les organismes non cibles [51, 9].

1.3.2. La dégradation

La dégradation est constituée de l'ensemble des phénomènes par lesquels une molécule est métabolisée et peut suivre plusieurs voies réactionnelles (oxydoréduction, hydrolyse, substitutions radicalaires, enzymatiques). L'altération biotique ou abiotique est une dégradation partielle et conduit à la formation de nouveaux composés (métabolites ou résidus de dégradation) [52].

La dispersion des produits phytosanitaires apportés lors d'un traitement peut avoir plusieurs origines, dont l'absorption par les plantes, la volatilisation, le ruissellement, le lessivage, la stabilisation (formation de résidus non extractibles). Toutefois, seule la dégradation constitue le processus qui conduit à la disparition réelle de la matière active, soit par transformation partielle, soit par transformation totale de la molécule d'origine en composés minéraux tel que CO_2 , H_2O , NO_3^- [53]. Indépendamment du type de mécanisme mis en jeu, l'intensité de ce phénomène présente un intérêt à la fois agronomique et environnemental [50].

En agronomie, la dégradation constitue un processus qui définit pour partie la persistance du produit et donc sa durée d'action biocide ou de contrôle des cibles visées [52, 49]. Du point de vue environnemental, la dégradation doit être considérée, en prenant compte les voies métaboliques. Lorsqu'elle est rapide et totale (minéralisation) elle contribue à la réduction du risque de dispersion de la matière active ou de ses métabolites. Lorsqu'elle est partielle et/ou lente, elle aboutit à une diversification des produits de transformation et à la pollution du milieu [50, 8].

Il est extrêmement difficile d'établir la vitesse de dégradation d'une matière active en condition naturelle, car dès qu'elle atteint le sol, elle est également soumise à des processus de transfert et de stabilisation. Par ailleurs, l'intensité

des transformations est très dépendante des caractéristiques biologiques et physicochimiques du milieu et des conditions climatiques ambiantes [53, 54]. Enfin, il est tout aussi complexe de cerner la part qui revient aux transformations abiotiques et à la dégradation biologique, étant donné que les deux processus peuvent intervenir simultanément [49].

1.3.3. La dissipation

La dissipation des produits phytosanitaires débute a priori, dès leur application au sol. Deux processus fondamentaux, la dégradation et la dispersion, vont contribuer à la disparition du pesticide et définir sa persistance au point d'application [53]. La dégradation assure, la transformation de la molécule initiale d'une manière plus ou moins prononcée, tandis que la dispersion va entraîner le produit et éventuellement ses dérivés hors du point d'application ou du volume de sol dans lequel il est recherché [47].

Toutefois, la dynamique de dissipation d'un produit en un point donné est généralement évaluée de manière indirecte, par le dosage des résidus extraits du sol au cours du temps qui suit l'application. Ainsi apparaît un autre processus susceptible d'affecter la notion de dissipation et qui est la formation de résidus non extractibles, qui diminue la disponibilité à l'extraction [9].

L'appréciation de la dissipation par la mesure de la persistance ou de la demi-vie de dissipation, revêt le plus grand intérêt tant du point de vue agronomique qu'environnemental (durée de l'activité biocide, quantité de produit disponible à la dispersion). Elle ne constitue cependant qu'une valeur très approximative et surtout variable en fonction de la méthodologie analytique mise en œuvre et des conditions de milieu rencontrées [9, 44].

1.4. Caractéristiques déterminant le devenir des molécules dans les écosystèmes

1.4.1 La nature chimique de la molécule

La nature chimique est le premier facteur en jeu selon BAILEY ET WHITE [55] qui distingue quatre facteurs déterminants du caractère chimique de la molécule pesticide qui influencent son adsorption sur les colloïdes du sol et qui sont:

1.4.1.1. La charge de la molécule

La charge d'une molécule phytosanitaire est probablement le facteur le plus important vis-à-vis de son adsorption, et le pH du sol est également déterminant puisqu'il dirige l'ionisation de la majorité des molécules organiques. L'adsorption sera donc différente selon que le composé se comporte comme un acide (donneur de proton à pH élevé, ex : 2,4-D, Dicamba), comme une base (receveur de proton, ex : s-triazines) ou comme un composé neutre (ex : thiocarbamates) [56].

1.4.1.2. Le coefficient de partage carbone organique / eau

Ce coefficient traduit l'adsorption des substances sur les matières organiques du sol. Il est relativement indépendant de la nature du sol, il indique la mobilité des substances et permet leur comparaison. Il caractérise l'affinité des molécules non ioniques pour les sols. Un produit ayant un Koc élevé traduit un fort pouvoir d'adsorption et donc une faible mobilité [57].

1.4.1.3. Le DT₅₀ ou demi-vie de la molécule dans le sol

Correspond à la période nécessaire à la dégradation de la moitié du produit appliqué. Elle traduit la persistance du produit et est un bon indicateur de l'évolution de sa concentration sous l'effet des processus de dégradation ou de dissipation [58].

1.4.1.4. La solubilité dans l'eau du composé

Le degré de corrélation solubilité-adsorption varie d'une molécule active à l'autre (corrélation positive, négative ou aucune corrélation) [59].

1.4.2. Les caractéristiques physico-chimiques et biologiques du sol

La qualité du sol est caractérisée par une gamme de paramètres physiques, chimiques et biologiques qui fournissent un support pour la croissance des plantes et le fonctionnement des écosystèmes [60]. Les caractéristiques du sol sont des facteurs déterminants de la dynamique des molécules et vont influencer les transferts d'eau et de solutés. La profondeur du sol a un impact évident puisque, moins un sol est profond, plus le risque de lixiviation est important [61].

1.4.2.1. La texture et la structure du sol

Correspondent respectivement aux proportions de limon, d'argile et de sable et à l'agencement de ces constituants du sol (structure grumeleuse, compacte).

La texture a un impact important sur la réserve en eau utile des sols, elle est en moyenne de 210 mm, 160 mm, 170 mm, et 90 mm respectivement pour les limons, calcaires, argiles et sables [62].

La teneur en eau dans le sol et les solutés présents jouent également un rôle important dans la rétention des pesticides. L'eau peut se comporter comme un solvant pour le pesticide mais également constituer un soluté pour certains sites d'adsorption [63]. De même, la texture va fortement influencer les concentrations en molécules dans l'eau de drainage [64]. Cette influence est d'autant plus importante que le taux d'argile est faible [65].

1.4.2.2. La quantité de matière organique

La matière organique est considérée comme le principal absorbant des pesticides dans les sols [66]. La teneur en matière organique dans le sol apparaît comme étant un élément clef de la qualité des sols [67]. Elle favorise l'agrégation des particules entre elles et assure ainsi la stabilité structurale des sols. Plusieurs auteurs montrent qu'il existe une relation linéaire entre la teneur en matière organique du sol et le K_{oc} , car l'adsorption augmente quand le contenu en matières organiques du sol augmente [68, 69]. Mais CALVET et *al.* [70] ont montré que ce type de relation nécessite de prendre en compte des teneurs en matière organique élevées (> 4%), valeurs qui sont rarement atteintes dans le cas de sols agricoles.

1.4.2.3. Le pH du sol

Le pH est utilisé pour indiquer que le sol est acide (pH inférieur à 7) ou alcalin (pH supérieur à 7). La plupart des sols ont un pH compris entre 4 et 8. En général, les pesticides utilisés aujourd'hui persistent plus longtemps dans les sols acides que dans les sols alcalins [71]. Un changement du pH peut modifier la charge nette de pesticides anioniques et/ou des constituants du sol et modifier les interactions à l'origine de l'adsorption [72] tant pour les composés ioniques que neutres. Son influence dépend donc des propriétés physico-chimiques des molécules et des constituants du sol. Par son action sur la solubilité et la forme des molécules, le pH est l'un des paramètres fondamentaux qui contrôlent la biodisponibilité de ces éléments dans le sol [73].

De même, le pH peut influencer l'efficacité des pesticides, car chaque matière active a un pH idéal, qui lui permet d'être stable que ce soit dans l'eau ou dans le sol, et de ce fait avoir une meilleure efficacité.

1.4.2.4. Les organismes du sol

Le sol fertile, base de vie pour les plantes, les animaux et l'homme, est lui-même vivant. Il est peuplé par les racines des plantes ainsi que par d'innombrables organismes vivants, souvent invisibles à l'œil nu. Les nombreuses espèces d'organismes vivants du sol peuvent être classées dans différents groupes. On fait une distinction entre pédoflore et pédofaune [74, 75].

Le rôle fondamental de la faune du sol est d'abord la transformation de la matière organique, qui est ensuite utilisée par les champignons et les bactéries du sol. Elle intervient donc dans les transferts de matières et d'énergie du sol [76]. Certains microorganismes du sol ont un pouvoir détoxifiant des plus puissants. Cependant, les pesticides qui tombent et s'infiltrent dans le sol peuvent être soumis à des processus de dégradation. La majeure partie des dégradations ayant lieu au niveau de la zone racinaire est d'origine bactérienne (dégradations biologiques). Ces biodégradations conduisent alors à la formation de métabolites ou à une minéralisation totale de la molécule mère [45].

1.4.2. Les caractéristiques topographiques et géographiques du site

Sont également à considérer dans une approche des risques, la pente qui influence la répartition de l'érosion et le couvert végétal de la zone d'application qui peut constituer une protection vis-à-vis des précipitations. Les cours d'eau ou les zones humides présents sur la zone d'application amplifient les risques de contamination. La localisation géographique, qui correspond à un type de climat et donc de précipitations, à des types de sols et à un panel de micro-organismes est un facteur qu'il faut également considérer [77].

1.5. Analyse des résidus de pesticides : pourquoi? Comment?

Au delà de leur effet sur les organismes ciblés, ces molécules présentent des risques pour l'homme et pour les écosystèmes avec des impacts immédiats ou à long terme, variables dans la nature et l'intensité des préjudices portés.

On estime que 2,5 millions de tonnes de pesticides sont appliqués chaque année sur les cultures de la planète. La part qui entre en contact avec les organismes cibles indésirables ou qui est ingérée par ces derniers, est minime. La plupart des chercheurs l'évaluent à moins de 0,3%, ce qui veut dire que 99,7% des substances déversées s'en vont « ailleurs » [24].

1.5.1. Risques sanitaires et toxicité pour l'homme

En dépit de leur sélectivité et mode d'action spécifique, la contamination de l'homme par les pesticides peut se faire par différentes voies. Il peut les absorber via les aliments, l'eau, par contact avec la peau ou encore par inhalation. De plus, les pesticides regroupent un grand nombre de molécules dont les effets sur l'homme sont différents [39, 78].

Néanmoins, les effets indirects des pesticides sur les organismes vivants sont probablement plus importants que leur toxicité directe. Ils peuvent être divisés en deux catégories d'une part les effets chroniques sur la santé et d'autre part les effets écologiques [37, 79].

Dans la littérature scientifiques il a été montré que les résidus de pesticides peuvent entraîner des désagréments pour la santé et peuvent être à l'origine de certains troubles immunitaires, endocriniens [80, 81, 82, 83], du sang (leucémies) [84, 85, 86, 87, 88], de l'apparition de cancers [89], de troubles de la reproduction [90, 91] et de troubles neurologiques (maladies de Parkinson et d'Alzheimer) [92 93, 94], attribués à l'exposition aux pesticides [95].

Une exposition aux pesticides liés à une mauvaise application lors d'un traitement peut aussi être à l'origine de maux de tête, d'éruptions cutanées, de troubles de la vision et même la cause de développement de cancer [96, 97, 89].

1.5.1. Risques sanitaires et écologiques à l'échelle de l'écosystème

En fonction des conditions d'utilisation et selon les caractéristiques du milieu, ces molécules actives sont susceptibles de se retrouver dans les différents compartiments de l'environnement (air, eau, sol, sédiments) [28] (figure 1.4).

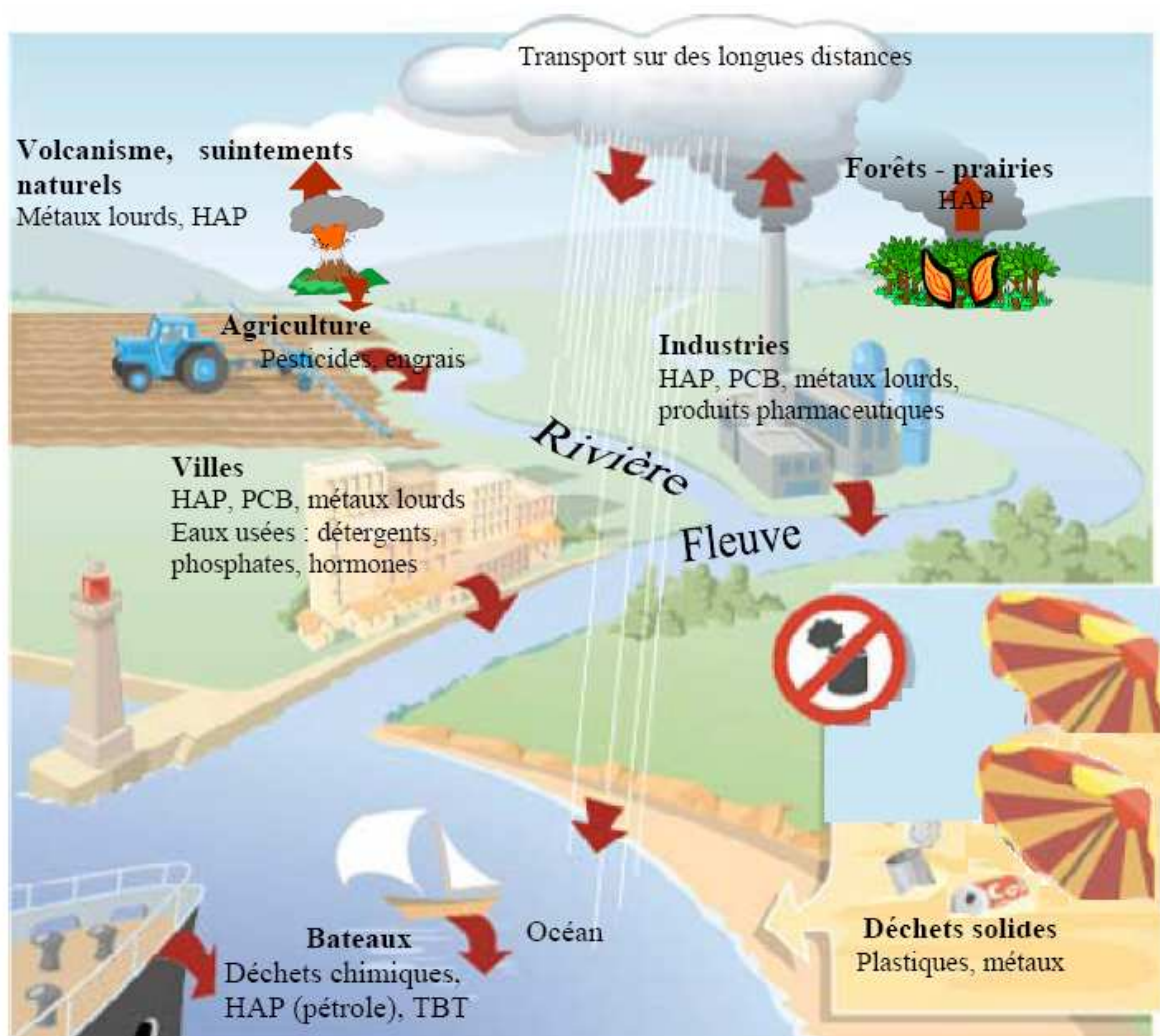


Figure 1.4: Sources de pollutions dans l'environnement [28].

1.5.2.1 L'air

Le départ des produits phytosanitaires vers l'air peut être un phénomène important. Des études ont montré que jusqu'à 70 % de la dose appliquée peut être volatilisée [51]. Plusieurs mécanismes sont en jeu lors de la pulvérisation, une partie de la quantité appliquée est entraînée sous forme de gouttelettes dans l'atmosphère [99].

Ce transfert peu se faire par volatilisation au cours de l'application du produit phytosanitaire avec le pulvérisateur, soit après le traitement à partir du sol, de la plante ou de l'eau de surface [100, 101]. La volatilisation des molécules est le passage de l'état liquide à l'état gazeux qui dépend de la nature de la molécule et des propriétés physico-chimiques [9].

La présence de produits phytosanitaires dans l'atmosphère a été démontrée aussi bien en milieu rural, qu'en milieu urbain [102, 103, 104]. Ces composés peuvent être soumis au transport atmosphérique. La diffusion est possible sur de grandes distances comme en témoigne la détection de pesticides organochlorés dans les précipitations en Méditerranée [105].

1.5.2.2 L'eau

Le transfert de produits phytosanitaires vers les eaux de surface se fait essentiellement par ruissellement et dérive. Ces produits vont pouvoir être transportés de deux façons. En solution dans l'eau qui ruisselle ou bien accrochés à des particules de sol qui sont arrachées par l'eau qui ruisselle (érosion de surface) [56]. Si le parcours qu'emprunte l'eau le permet, en l'absence de zones d'infiltration notamment, les substances actives se retrouveront dans les eaux de surface. De nombreux travaux ont été réalisés, d'une part, pour comprendre les processus et les facteurs intervenant dans la genèse et la propagation du ruissellement. D'autre part pour prévoir les risques de contamination des eaux de surface [106].

Le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux souterraines ou lixiviation, concerne les molécules qui sont en solution dans la phase aqueuse du sol ou qui sont adsorbées sur les particules solides véhiculées par un flux d'eau vertical. Ces transferts de solutés varient en fonction des caractéristiques du produit phytosanitaire, des propriétés du sol, de la vitesse d'infiltration par exemple et de l'épaisseur de la zone non saturée [51].

1.5.2.3 Le sol

Le sol est un milieu vivant, dynamique, très réactif et en constante évolution [12, 10]. Il forme de nombreuses interfaces avec les organismes de la biosphère, en particulier les plantes via leurs racines, avec l'atmosphère pour les échanges gazeux et avec l'hydrosphère pour les échanges hydriques [23] (figure 1.5).

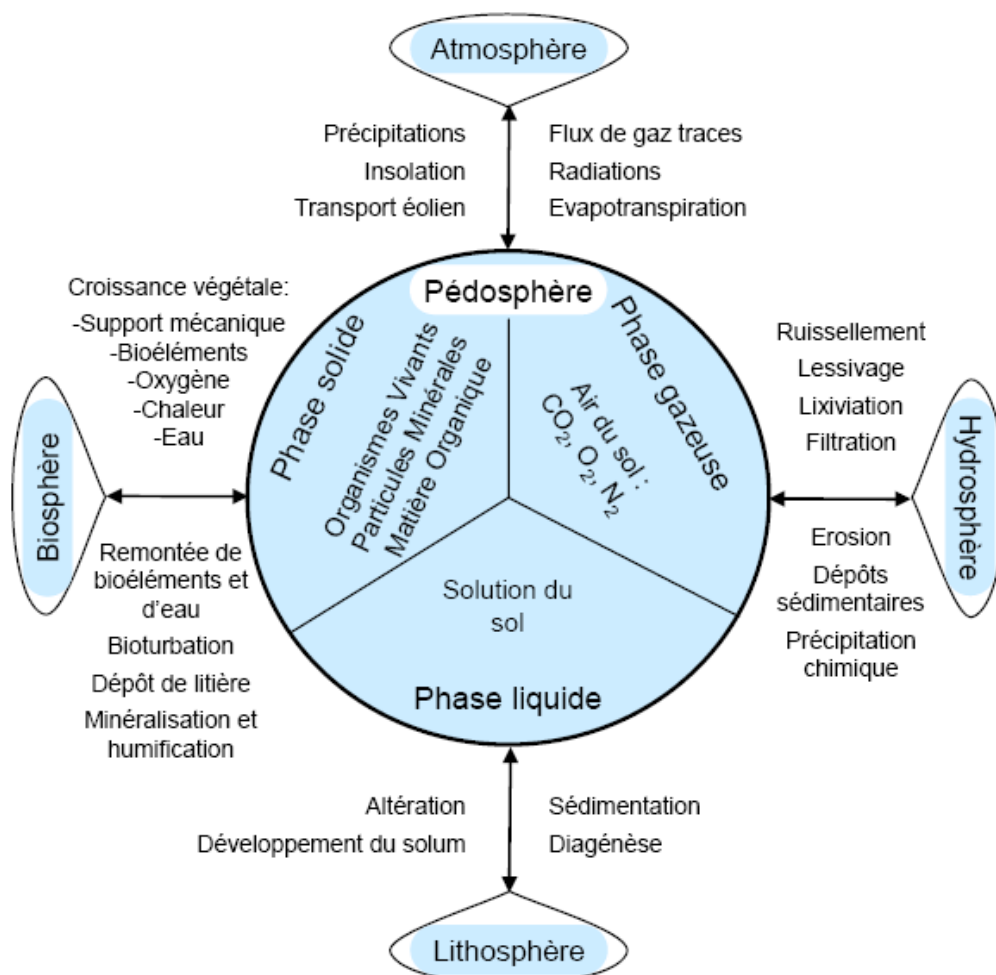


Figure 1.5: Organisation du sol et principales relations avec les autres compartiments [13].

Le sol est non seulement un réservoir d'activité, mais également un réservoir d'espèces [11]. De nombreuses espèces animales, de différentes tailles, de différents niveaux trophiques occupent des microhabitats différents, ils ont ainsi colonisé le sol et y cohabitent en association avec les bactéries et les champignons [13].

Les pesticides peuvent être très nocifs, ils peuvent endommager l'environnement et s'accumuler dans les écosystèmes, en particulier les sols qui ont été intensivement utilisés. Cette intensification de l'utilisation des sols se traduit par un agrandissement des parcelles, une diminution des couvertures végétales pérennes et des apports supplémentaires d'intrants (pesticides et fertilisants) [1]. Ces modifications d'usage favorisent à la fois l'érosion des sols, leur appauvrissement en carbone ainsi qu'une pollution diffuse généralisée de ces sols, des eaux et de l'air par les surplus d'éléments apportés [107].

1.5.3 Impact sur la biocénose

L'impact de la protection des végétaux peut prendre la forme de pollution et de nuisances physiques et énergétiques pour l'Homme, la faune, la flore, les denrées alimentaires et les aliments pour les bétails, le sol, l'air et l'eau [24]. Il existe un impact non négligeable des produits phytosanitaires sur les organismes auxiliaires, ainsi que sur les autres organismes non cibles [108, 109, 110]. Ces organismes peuvent être une aide précieuse dans le cadre de la lutte biologique [111, 112, 113].

LORGUE et GROLLEAU [114], signalent que les pesticides présentent un niveau élevé de toxicité, qui pourrait générer des intoxications aiguës chez les animaux consommant la végétation traitée ou des semences traitée ou encore des appâts destinés à la lutte contre certains ravageurs. HOLLAND et *al.* [115] sont arrivés à la conclusion que l'emploi massif de pesticides conduit en général à la diminution des effectifs d'insectes et autres invertébrés.

Exposé à des centaines voir des milliers de molécules naturelles ou synthétisées par l'homme, les organismes vivants doivent leur survie à une capacité de détoxification exceptionnelle qui joue un rôle primordial dans la sélection naturelle et donc dans l'évolution [116]. Car ils mettent en place différents moyens de lutte face à un polluant. Par exemple l'élimination par des enzymes de biotransformation ou par l'excrétion. Il semble à priori que toutes ces réponses coûtent à l'organisme en termes de ressources métaboliques et spécialement en énergie [117].

La recherche environnementale initiée dans les années 60, a révélé que beaucoup d'organismes peuvent accumuler certains toxiques (certaines toxines) entraînant des concentrations corporelles beaucoup plus élevées que celle présente dans leur environnement [118].

L'impact d'un stress d'origine anthropique comme la pollution chimique, provoque une réponse biologique initiale des organismes face à des perturbations ou des contaminations du milieu dans lequel ils vivent [119]. Cette réaction, se traduit par des variations biochimiques, physiologiques, histologiques ou morphologiques, chez ces organismes [120, 28].

1.5.4 Résidus de pesticides

Les résidus de pesticides sont le souci permanent de la communauté scientifique et des organisations de santé publique à travers le monde [39]. Selon le *Codex Alimentarius* [121], un résidu de pesticide est toute substance (dérivé, métabolite, impureté...) présente dans les aliments, les produits agricoles par suite de l'utilisation d'un pesticide. A l'exception des molécules simples ou naturelles, toutes les entités qui dérivent des pesticides doivent être considérées comme un résidu au sens biochimique du terme. Par contre, la définition légale retenue par le *Codex Alimentarius* [122], se limite à la molécule initiale, aux substances dérivées spécifiques comme de produits de dégradation, les métabolites et les impuretés qui présentent une certaine importance toxicologique.

Les cultures sont ravagées par de nombreux insectes phytophages et microorganismes phytopathogènes. Ces préjudices peuvent avoir lieu très tôt, avant la récolte, d'autres ne surviennent que très tard, durant la conservation [123]. Plusieurs solutions ont été proposées et pratiquées mais le traitement par des pesticides organiques et systémiques s'est imposé comme la solution la plus efficace et la plus commode. Ils sont appliqués en traitements des semences, des cultures de plein champ ainsi qu'en pré et post-récolte pour préserver les denrées lors de l'entreposage et du transport [124, 125].

La surveillance des résidus de pesticides est un outil clé pour assurer la conformité avec la réglementation et contrôler le respect des bonnes pratiques agricoles [126]. Contre plusieurs centaines de produits de dégradation [39], de nombreuses méthodes complexes ont été mises au point pour détecter, identifier et mesurer les multirésidus contaminant des matrices de différentes natures [127, 128, 129, 130, 126, 131].

Les résidus de pesticides sont déterminés en contrôle sanitaire des sources d'alimentation dans les produits de récolte et les produits manufacturés, ainsi qu'en contrôle des pollutions dans les sols, les eaux et l'air. Les teneurs que l'on recherche varient suivant les composés et la matière à analyser de 10 ppm (part par million) à 10 ppb (part par milliard). Il y a donc un rapport variant de 10^{-5} à 10^{-9} entre le composé à doser et le milieu qui l'entoure, ce qui impose l'utilisation de méthodes de dosage extrêmement sélectives [132].

1.5.5 Dosages chimique des résidus de pesticides

La surveillance de l'environnement se base aujourd'hui surtout sur les analyses chimiques par le niveau des concentrations des contaminants dans l'eau [25, 133], dans les sols, les sédiments, dans l'atmosphère et les pluies [26].

Selon GRAFF et NEWCOMB [134], l'analyse chimique des milieux est souvent confrontée à des problèmes d'ordre technique et d'échantillonnage. Elle ne prend surtout pas en considération de manière directe la toxicité qui se manifeste sur la faune et la flore. L'exposition au polluant peut être aussi de courte durée et de ce fait, le xénobiotique est non détectable lors de l'échantillonnage. Les pesticides d'utilisation saisonnière ne sont souvent détectés qu'après les pluies [135].

Les procédures classiques habituellement appliquées, consistent essentiellement en un prétraitement tel que l'extraction par un solvant organique, suivi de la purification par les colonnes chromatographiques puis d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse (GC) ou liquide (LC) couplée à différents types de détecteurs spécifiques pour les différentes propriétés physicochimiques des molécules capturées [136, 137, 138, 139, 140].

La surveillance biologique (*biomonitoring*) utilise par ailleurs des organismes témoins pour évaluer le degré de contamination du milieu et identifier les sources de toxicité. Ainsi, les êtres vivants peuvent intégrer des contaminants pendant une période d'exposition et l'analyse de ces organismes mesure la disponibilité réelle des polluants pour la biomasse [23].

CHAPITRE 2

LES ACTEURS DE LA VIE DES SOLS

« LA PÉDOFAUNE »

CHAPITRE 2

LES ACTEURS DE LA VIE DES SOLS « LA PÉDOFAUNE »

2.1. Le sol, milieu vivant

Le sol est un compartiment complexe, un carrefour multifonctionnel [13]. La notion de sol vivant n'apparaît pas discutable, si l'on considère que le nombre d'organismes présents dans une cuillère à café (10 g) de sol fertile peut excéder les 9 milliards, et est supérieur au nombre d'êtres humains présents sur la planète [141].

Le sol est l'endroit où les organismes décomposeurs prennent en charge la dégradation de toutes les matières organiques produites dans l'écosystème [12]. Le sol représente un réservoir de matières organiques et minérales, il sert de support mécanique et nutritif aux êtres vivants [13].

Les sols sont des matrices environnementales fortement hétérogènes avec des gradients (de pH, de matière organique, de distribution granulométrique (% argile) des particules du sol, etc...) qui varient dans le temps et l'espace, et dont les caractéristiques physico-chimiques influencent le comportement et la biodisponibilité des polluants vis-à-vis des organismes du sol [142]. Les nombreuses espèces d'organismes vivants peuvent y être classées dans différents groupes, où il y a lieu de faire la distinction entre la pédoflore et la pédofaune [75].

2.2. La pédofaune

La faune du sol représente plus de 80 % de la biodiversité animale [15], elle est majoritairement constituée d'invertébrés, vivants généralement en surface et abondant dans l'épisolum humifère, en particulier dans les zones d'enracinement préférentielles, elle est un acteur essentiel dans la dynamique du sol [14].

Il est aujourd'hui possible de définir trois groupes fonctionnels majeurs parmi les invertébrés en fonction de la taille des organismes d'une part (microfaune, mésofaune, macrofaune) [143], et par la nature de leurs interactions d'autre part avec la microflore du sol et leur capacité à créer des structures (les microprédateurs, les transformateurs de litière et les "organismes ingénieurs" [144, 145].

La microfaune est constituée des espèces de diamètre (ou de longueur) inférieur à 0,2 mm dont, des protozoaires, quelques espèces de rotifères terrestres, des tardigrades et des nématodes. Ces organismes vivent dans l'eau interstitielle du sol ; ils sont résistants à la sécheresse. Les protozoaires dans le sol se comptent en centaines de millions par mètre carré. C'est le groupe des microprédateurs, il est constitué par les invertébrés qui utilisent les microorganismes comme proies et ne créent pas de structure spécifique [143].

La mésofaune rassemble les invertébrés entre 0,2 et 4 mm, il s'agit d'acariens, de collemboles, de pseudoscorpions, de protoures, de diploures, de petits myriapodes (ces groupes se rassemblant sous le terme " micro-arthropodes "), de nématodes de plus grande taille et d'enchytréides. C'est le groupe des transformateurs de litière, ces organismes créent des structures purement organiques (pelotes fécales) au sein desquelles les microorganismes trouvent des conditions favorables à leur développement [143].

Quant à la macrofaune, elle est composée des animaux entre 4 et 80 mm. Ce sont des lombriciens, des larves d'insectes diptères et de coléoptères, d'hémiptères et de lépidoptères, des cloportes, des myriapodes chilopodes et diplopodes, des mollusques gastéropodes (limaces et escargots), des chélicérates (araignées et opilions), et des hexapodes divers (hyménoptères formicidés, coléoptères, orthoptères, etc.). Ces "organismes ingénieurs" créent des structures organo-minérales durables et interagissent avec les microorganismes directement au niveau de leur tube digestif [143].

À ces trois catégories, on se doit d'ajouter la mégafaune, réunissant essentiellement les mammifères du sol de plus de 10 cm. Certains sauriens et ophidiens se terrent également parfois sous la litière [143].

2.3. Les microarthropodes du sol

Les microarthropodes sont les arthropodes appartenant à la mésofaune. Les acariens et les collemboles représentent habituellement 95 % des microarthropodes du sol [146]. La mésofaune présente l'avantage de participer activement au fonctionnement du sol, d'être très abondante dans la litière, facilement échantillonnée, largement distribuée. De plus, elle présente des caractéristiques biotiques pouvant traduire diverses perturbations apportées à la qualité des sols [147].

Dans cette étude, nous nous sommes intéressés à la mésofaune, et plus particulièrement aux collemboles et acariens oribates. Parmi les microarthropodes peuplant le milieu édaphique, ces deux groupes sont particulièrement bien représentés tant par la diversité que par la richesse de leurs populations.

2.3.1. Les collemboles

Les collemboles sont considérés comme des indicateurs pertinents des changements pouvant survenir dans l'écosystème du sol de par leur association aux cycles de décomposition et de recyclage des nutriments du sol. Leur faible mobilité et leur pouvoir de diversification écologique font des collemboles un matériel de choix comme marqueur biogéographique [148].

Les collemboles sont des insectes aptérygotes et sont parmi les plus abondants et les plus répandus des arthropodes terrestres. A ce jour, environ 6 500 espèces ont été décrites dans le monde [149]. Les populations de collemboles varient en diversité et en abondance lorsqu'elles sont affectées par différentes formes d'anthropisation (biologique, physique, chimique) [150]. En

Algérie, on compte 160 espèces de collemboles [151, 152], dont 56 autres espèces récemment récoltées [153].

D'un point de vue systématique, les Collemboles constituent désormais une classe appartenant avec les insectes à la même super-classe des *Hexapoda* [154, 155, 156]. La classe des *Collembola* compte 3 ordres qui sont, *Neelipleona*, *Symphyleona* et *Arthropleona* (APPENDICE A).

Les collemboles présentent des adaptations morphologiques à la vie en profondeur. Leur durée de vie est relativement courte. Ils peuvent survivre à l'état adulte de 1 à 2 ans. La plupart possèdent un tube ventral, organe très important dans l'équilibre des flux et un organe saltatoire ou furca, replié sous l'abdomen (Figure 2.1), pouvant être réduit voire absent chez les espèces euédaphiques, dépourvues de pigments et d'yeux et de taille réduite alors que les espèces de surface présentent des teintes [157].

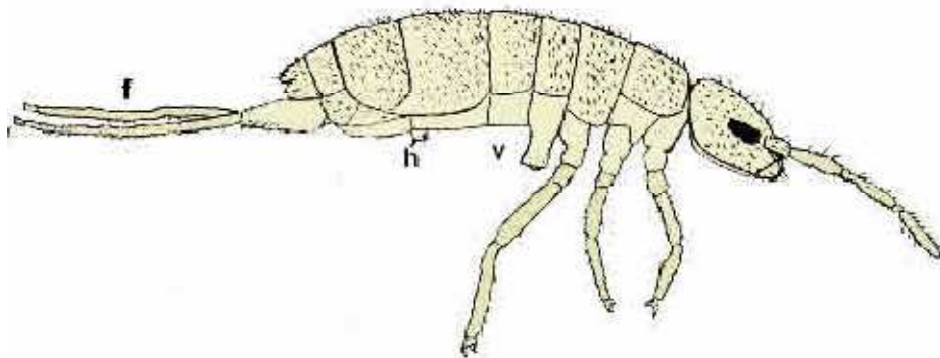


Figure 2.1 : Schéma descriptif d'un collembole.

(*Arthropleona (Axelsonia sp.)*, f = furca, h = hamulus, v = tube ventral) [158].

Les populations de collemboles sont essentiellement confinées dans les horizons holorganiques de surface [159]. Leur répartition est sous l'influence de nombreux facteurs abiotiques tels que l'humidité, la température, la granulométrie, la luminosité, le pH du substrat, etc. [161, 162, 163].

Certaines espèces ont développé des adaptations afin de résister à la dessiccation en réduisant les pertes en eau [163,164]. Ces adaptations peuvent

être d'ordre anatomique et morphologique (aplatissement dorso-ventral, revêtement pileux dense, respiration par trachées, épicuticule cireuse), phénologique (cycle de vie court), ou comportemental par un évitement du stress hydrique ou une entrée en anhydrobiose ou écomorphose [165]. Ces comportements commencent par un arrêt de l'alimentation et se poursuivent par une série d'autres adaptations d'ordre physiologique [157].

La détermination du régime alimentaire des collemboles a fait l'objet de nombreuses études basées sur l'observation (terrain ou laboratoire) de leurs préférences alimentaires [166], de leurs pièces buccales, du contenu de leur tube digestif [167, 157], et de leurs pelotes fécales ou sur leurs activités enzymatiques. La majorité des collemboles sont sapro-phytophages et fongivores. Ils se nourrissent d'hyphes fongiques ou de matière végétale en décomposition. Un certain nombre d'espèces sont pollinivores ou carnivores et se nourrissent de protozoaires, de nématodes, de rotifères et d'enchytréides [168, 169, 149, 13].

2.3.2. Les acariens

Les acariens sont des arachnides de très petites tailles (quelques mm au plus), dont le corps ne présente pas de régions distinctes, le céphalothorax étant fusionné à l'abdomen [170]. Les acariens sont composés de plusieurs sous-ordres dont les *Gamasida*, les *Actinedida*, les *Acaridida* et les *Oribatida*. Ces différents groupes ont une morphologie et des mœurs très diversifiées [171].

Les *Gamasida* (*Mésostigmata*) sont en majorité des prédateurs d'autres collemboles, de larves de diptères, et d'acariens... ou fongivores [172] (figure 2.2).

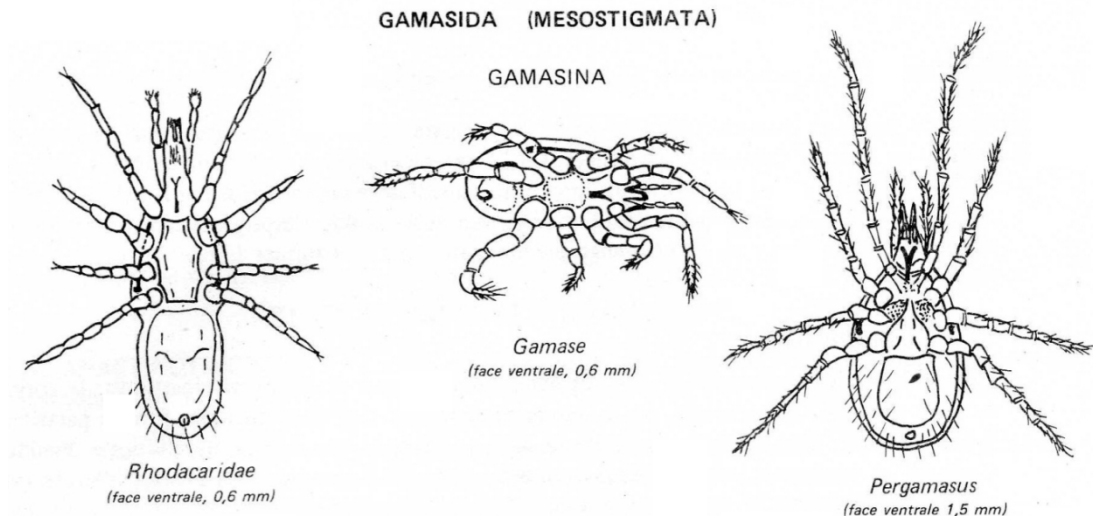


Figure 2.2: Schéma de certains acariens du sous-ordre des *Gamasida* [168].

Les *Actinedida* (Prostigmata) forment un groupe important et complexe de prédateurs (collemboles, autres acariens), de phytophages et de saprophages qui se nourrissent de levures et de champignons [173] (figure 2.3).

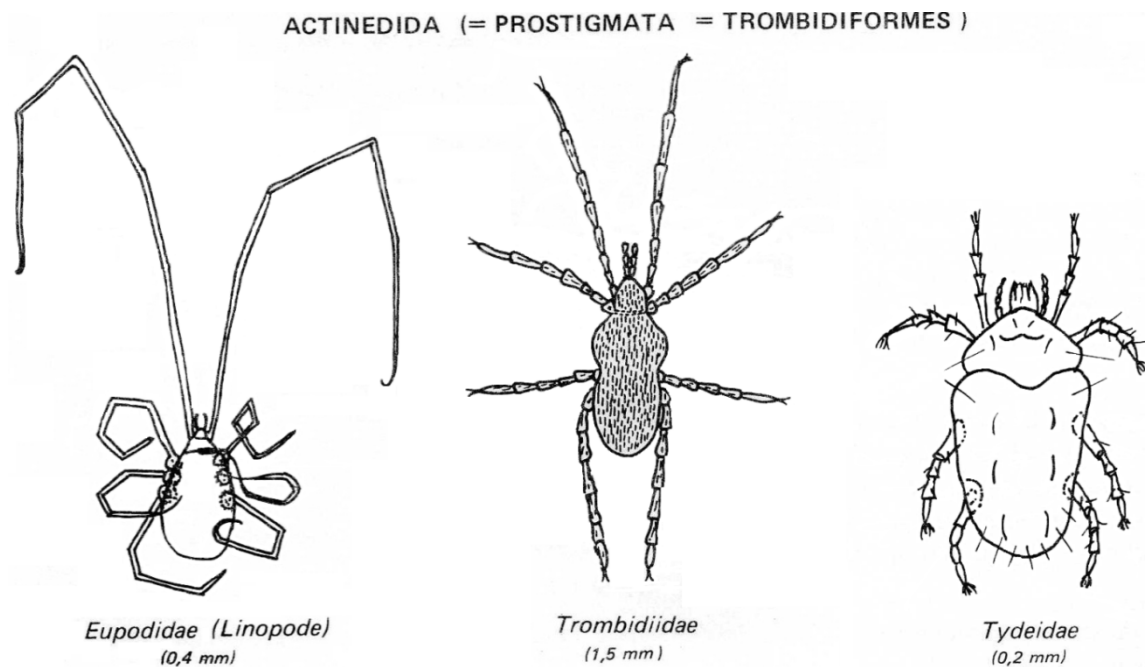


Figure 2.3: Schéma de certains acariens du sous-ordre des *Actinedida* [168].

Les *Acaridida* (ou Astigmata) sont essentiellement terrestres et non prédateurs. La plupart des espèces sont saprophages, fongivores ou graminivores [171] (figure 2.4).

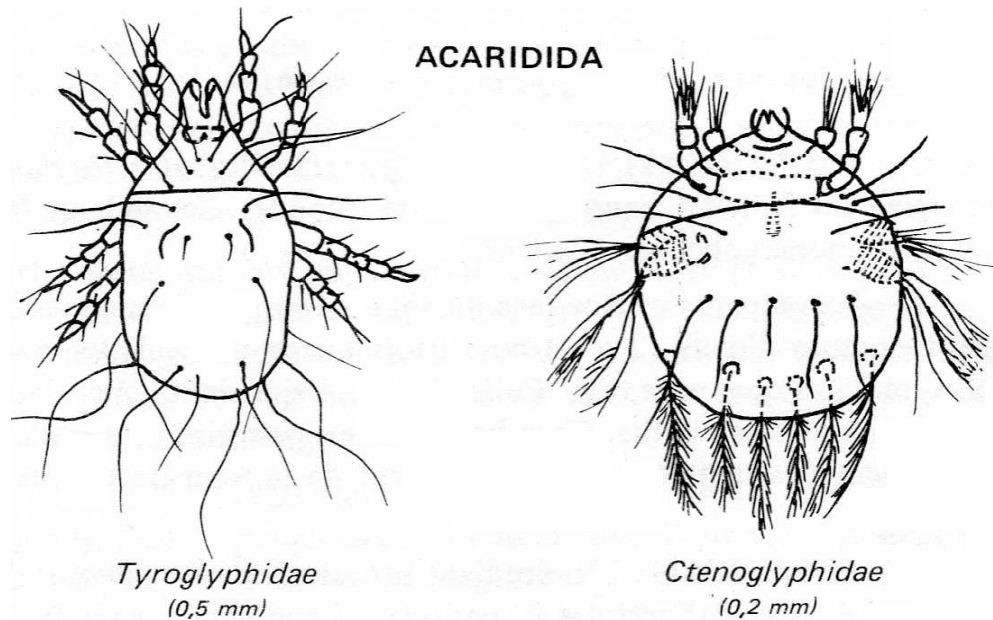


Figure 2.4: Schéma de certains acariens du sous-ordre des *Acaridida* [168].

Les *Oribatida* (Cryptostigmata) forment un groupe cosmopolite dont la taille est comprise entre 200 et 1300 μm , reconnaissables par une paire de petits organes pseudostigmatiques en forme de massue sur la partie antérieure du corps. Les oribates constituent souvent la majorité des acariens du sol et s'attaquent presque tous aux débris végétaux ou aux végétaux inférieurs, mais ils ne participent pas au mélange direct des matières organiques avec les matières minérales du sol [168] (figure 2.5).

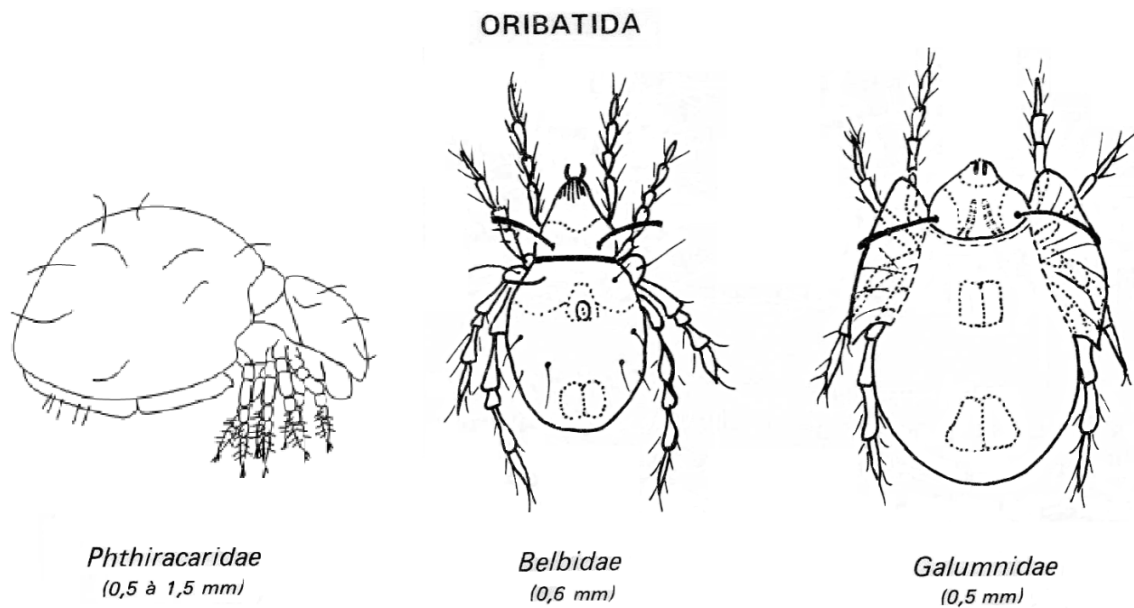


Figure 2.5: Schéma des acariens du sous-ordre des *Oribatida* [168].

Plus de 6 000 espèces ont actuellement été décrites, mais leur nombre réel est estimé entre 30 000 et 50 000 [13]. Ils occupent l'ensemble des terres immergées et essentiellement le sol et ses annexes, sous tous les climats [174, 175], notamment dans les sols des forêts tempérées de résineux. La plupart sont phytosaprophages et microphytophages, ils broutent les hyphes qui colonisent les feuilles qu'ils dévorent et se nourrissent de déchets organiques [173]. Leur régime peut varier en fonction des conditions du milieu et des climats. Tout comme les collembolles, la plupart des oribates ont des pièces buccales capables de fragmenter la matière organique [146].

2.4. Rôle de la mésofaune

Bien que numériquement très abondante, la mésofaune représente une biomasse faible. Le rôle le plus important de la faune du sol est la dégradation et la minéralisation progressive de la matière organique à travers des interactions diverses entre les invertébrés du sol et les microorganismes. Les grandes formes d'invertébrés comme les oligochètes, les myriapodes ou les larves d'insectes supérieures dilacèrent et ingèrent des quantités importantes de matière organique [168].

La mésofaune semble intervenir d'avantage dans les flux de nutriments. Les champignons sont d'importants accumulateurs d'éléments comme l'azote, le phosphore ou encore le calcium [175]. Ces nutriments, ramenés au milieu sous forme d'excrétas, stimulent la croissance des microorganismes. La mésofaune favorise aussi la dissémination des spores bactériennes et fongiques [176, 149, 13] et participe au renouvellement des souches en les inoculant sur des substrats nutritifs qui ne sont pas encore colonisés [176].

Les acariens et les collemboles ont une action mécanique plus discrète [176]. Ils contribuent à la fragmentation physique des végétaux en putréfaction et offrent ainsi une plus large surface d'attaque pour les microorganismes. Leur contribution à la microfragmentation et au brassage de la matière organique accroît l'activité biologique du sol [13].

Bien que sans comparaison avec l'action de la macrofaune (vers de terre) et malgré la faible biomasse qu'elle représente, l'action de la mésofaune sur la décomposition n'est pas négligeable. KURCHEVA [177] a montré, en utilisant le naphthalène pour chasser les animaux et réduire l'activité biologique aux seuls champignons et bactéries, que sans les invertébrés du sol, la disparition de la litière était 5 fois plus lente.

2.4.1. La mésofaune comme bioindicateur

Les populations d'organismes du sol se caractérisent par leur abondance, leur diversité et leur fréquence [178]. La disparition ou l'apparition d'une espèce, la modification de son abondance relative, la modification de la structure des communautés animales d'un écosystème sont autant d'indicateurs pouvant signifier des modifications de l'environnement. Ces indicateurs doivent être quantifiés pour documenter les améliorations, la maintenance ou la dégradation de la qualité du sol. Dans ce contexte, les effets d'ordre physique, chimique ou biologique de la mésofaune du sol peuvent également servir à la mise en évidence des modifications écologiques de l'environnement, suite à une pollution

chronique ou accidentelle ou toutes autres perturbations et ainsi servir d'indicateur [179].

Une approche holistique prenant en compte l'ensemble des organismes présents sur un même site étant infaisable, on fait le choix d'indicateurs de stress ou d'impacts plus spécifiques mais pertinents [180]. Des études critiques de l'utilisation de la faune du sol comme indicateur biologique de l'impact de différents polluants sur la qualité du sol ont été publiées [181, 182]. Elles montrent, en particulier, l'intérêt des acariens, des collemboles, des vers de terre, des enchytréides, des gastéropodes et des isopodes pour mesurer sur le terrain, l'impact de la pollution et/ou permettent de corréler l'impact d'une pollution et l'organisation des communautés. Cette capacité d'évaluation de la qualité des sols par des organismes vivants, notamment par la mésofaune, a été expérimentée, à de nombreuses occasions, pour étudier l'impact de pesticides [6, 7], de produits phytopharmaceutiques [183], de pratiques culturales [182, 184], des pratiques d'entretien des sols [8], du chaulage [185] et des pollutions par les métaux lourds [186, 187, 188, 189, 190].

2.5. Effets des pratiques culturales sur la pédofaune

L'agriculture intensive est responsable de changements considérables par les pratiques agricoles sur la structure du paysage [191, 192], par la transformation des habitats, et la simplification des systèmes agricoles [191, 193, 85, 194, 195] (figure 2.6).

Bien que plusieurs recherches portant sur des organismes du sol furent publiées au cours de la dernière décennie, celles-ci ont plutôt décrit les impacts de différentes pratiques de gestion de cultures sur des groupes fonctionnels ou restreints d'organismes [196, 197, 198]. Cependant, les facteurs influençant la croissance de ces organismes et les variations de leur communauté sont nombreux à agir en même temps et leurs effets combinés sont difficiles à prédire [199].

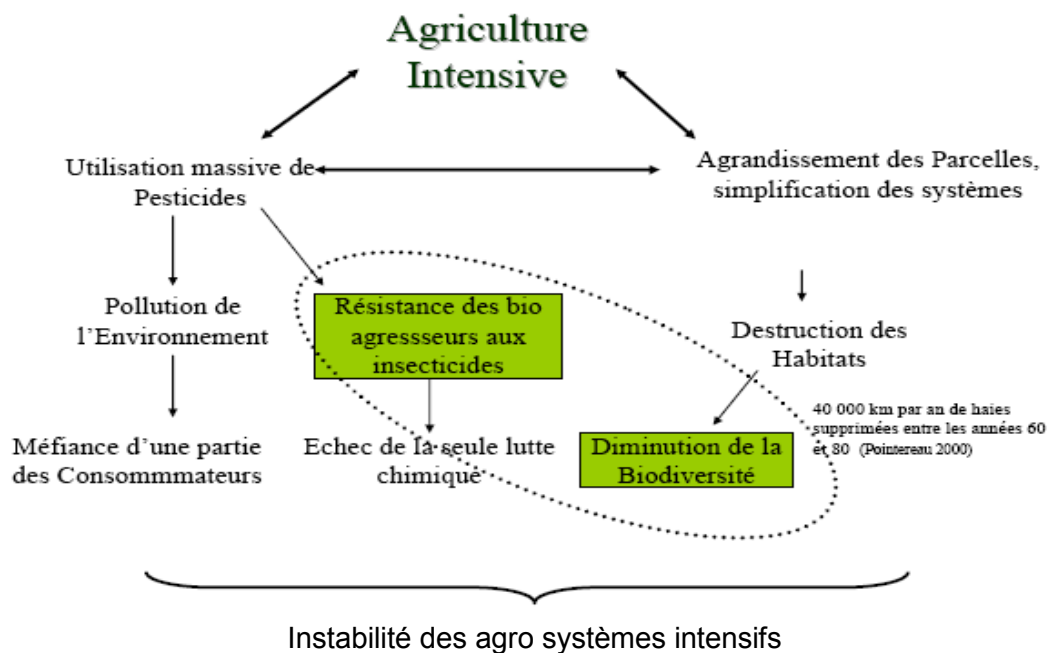


Figure 2.6 : Conséquences de l'agriculture intensive sur les agrosystèmes [200].

Les diverses pratiques culturales de l'itinéraire technique agronomique (labour, enherbement...) et les épandages de produits phytosanitaires sont autant de facteurs qui peuvent agir sur la pédofaune et moduler dès lors le fonctionnement biologique du sol [45].

Selon CITEAU et *al.* [201], la pédofaune est sensible aux modifications physico-chimiques du sol induites par les modes de gestion et les pratiques culturales tels que le labour (destruction de l'habitat) et la présence d'une litière ou l'apport de matière organiques exogènes (apports de ressources trophiques).

On constate en effet une diversité, une densité et une biomasse souvent inférieure en milieu cultivé, ce constat peut être expliqué par trois effets que sont, la ressource en carbone, une mortalité directe liée à l'épandage de produits toxiques, et le travail du sol [202].

2.5.1. La ressource en carbone

La ressource en carbone est moins abondante et moins diverse en parcelle agricole qu'en milieu naturel. En général, la ressource en matière organique n'est donc disponible qu'à de brefs moments dans l'année (après la récolte). Dans la plupart des cas, les résidus de culture sont enfouis au sein du profil de sol [203].

Seules les espèces adaptées à ces conditions ainsi qu'à la qualité et à la quantité de matière organique disponible seront donc capables de survivre et de se développer dans les milieux cultivés. C'est la raison pour laquelle ces milieux abritent moins de diversité, de densité et de biomasse que les systèmes naturels [204]. Par ailleurs, la présence d'autres espèces et/ou individus de la même espèce peut induire de la compétition inter et/ou intra-spécifique pour la ressource alimentaire [205, 206].

2.5.2. L'épandage de produits phytosanitaires

Les pesticides généralement utilisés en culture maraîchère telle que la pomme de terre sont les herbicides et les fongicides. Leur nuisibilité vis-à-vis des populations de la pédofaune dépend du type d'application (épandage de granulés, pulvérisation, etc.), de la période d'application, de la matière active qu'ils renferment, de la fréquence et de l'intensité d'application mais également, des conditions climatiques [207].

2.5.3. Le travail du sol

Le labour affecte négativement les populations de la faune du sol qui sont atteintes directement via des dommages mécaniques, une exposition aux prédateurs et un phénomène de dessiccation dû au retournement du sol [208, 207]. De plus, le labour provoque des dommages indirects comme la destruction des galeries (habitat pour certaines espèces), l'enfouissement de la matière organique ainsi que des changements de conditions physiques comme la

température et l'humidité du sol, induits par une modification de la structure du sol [209].

De même, la compaction du sol est une conséquence du passage des engins agricoles. Ce phénomène peut détruire les habitats mais également tuer les espèces eux-mêmes, par écrasement [210]. Le tassement peut donc réduire la densité et la diversité des populations pédofaunique [211].

Les systèmes de culture alternatifs au système de culture conventionnel, tels que les systèmes en travail réduit du sol (sans labour ni travail superficiel) et le système de culture biologique, ont eu un impact positif sur l'abondance et la diversité de la pédofaune du sol. Cela souligne donc l'intérêt de telles pratiques comme moyen de gestion indirecte de la faune du sol dans la recherche de systèmes de production agricole durables [157].

CHAPITRE 3

LES BIOMARQUEURS

CHAPITRE 3

LES BIOMARQUEURS

3.1. Conséquences d'une exposition à un stress chimique

Depuis une trentaine d'années, les progrès de la biologie cellulaire ont permis une identification des mécanismes moléculaires de l'action toxique. Ces connaissances fondamentales ont ouvert la possibilité de forger de nouveaux outils d'évaluations et de surveillance basés sur les cascades d'événements moléculaires induits par l'exposition d'organismes vivants à des xénobiotiques [212, 213, 28].

Dans un environnement vierge de toute influence, en supposant que toutes les ressources nécessaires à la vie soient disponibles et sans aucun stress, les organismes sont dans un état d'homéostasie. Lorsque ces organismes sont exposés à des conditions environnementales différentes (milieux pollués, impact de facteurs biotiques ou abiotiques), ils deviennent sujets à un syndrome de stress. Leurs réponses sont propres à chaque stress et impliquent une réaction adaptée [214].

Quand la concentration en un contaminant augmente dans un environnement, l'organisme subit un état de stress chimique grandissant. Il en résulte la synthèse des protéines de stress au niveau de la cellule (Figure 3.1) qui jouent le rôle de détecteur. Ces dernières ont pour fonction l'élimination des polluants ou leur produit de dégradation, la réparation ou le remplacement des composés cellulaires endommagés et le rétablissement de l'équilibre métabolique dans la cellule [215, 216].

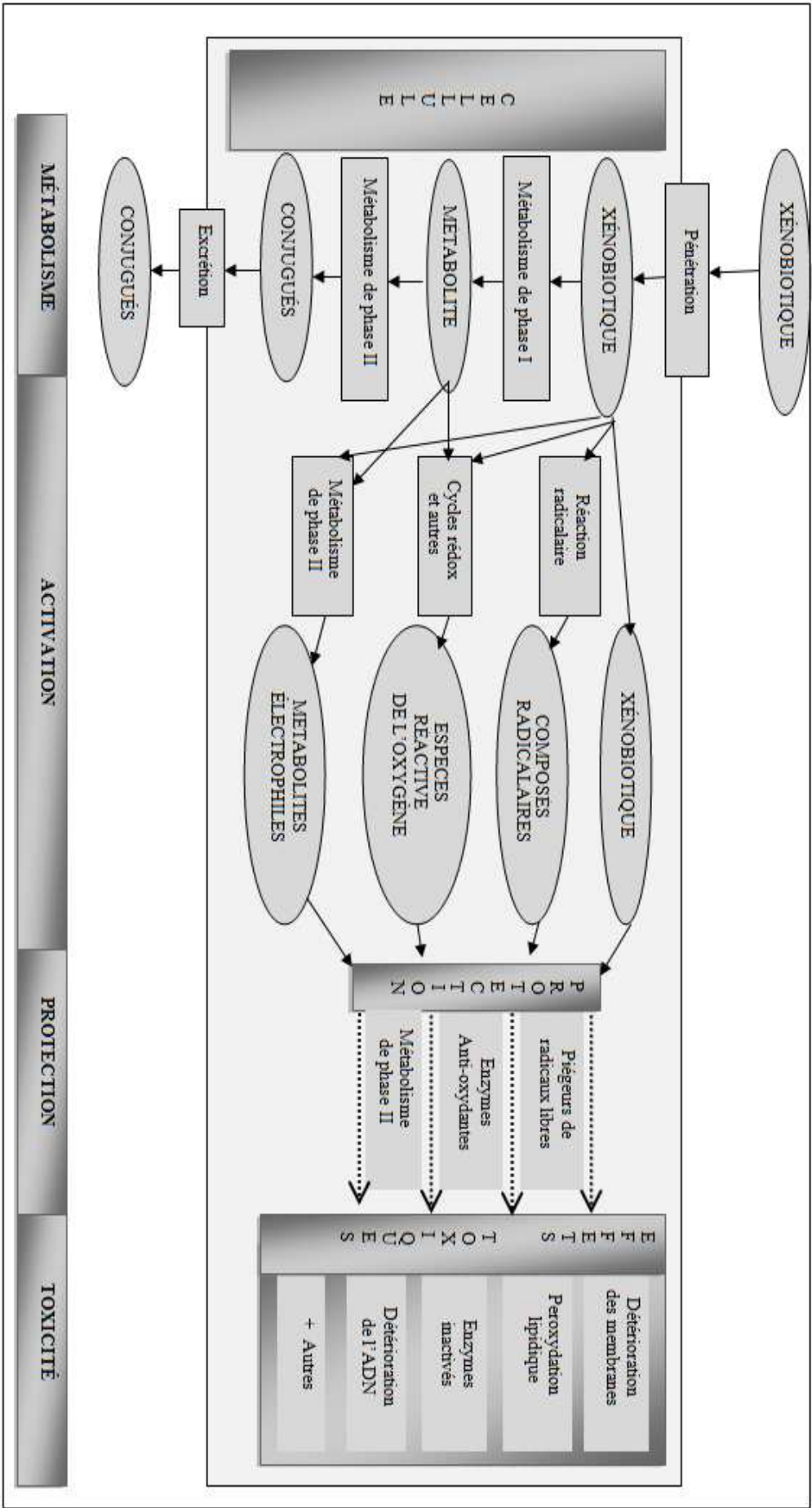


Figure 3.1 : Schéma des voies majeures conduisant à la détoxification et la toxication des xénobiotiques organiques chez les animaux [216].

Dès que le détecteur réalise la présence d'un stress dû à un polluant, il déclenche une réaction de stress au niveau cellulaire. Le détecteur transmet le signal aux éléments régulateurs de certains gènes de stress qui sont ainsi activés. Ceci entraîne la production des ARN messagers (ARNm) correspondants qui serviront de matrice aux ribosomes pour la synthèse des protéines de stress (figure 3.2). Ces dernières ont pour fonction d'éliminer des polluants ou leur produit de dégradation, de réparer ou de remplacer les composés cellulaires endommagés et de rétablir l'équilibre métabolique dans la cellule. Dans le cas contraire le stress occasionné par le ou les polluants peut se répercuter à un niveau d'organisation supérieur; de l'organe; de l'organisme; de la population; de la biocénose ou l'écosystème [217].

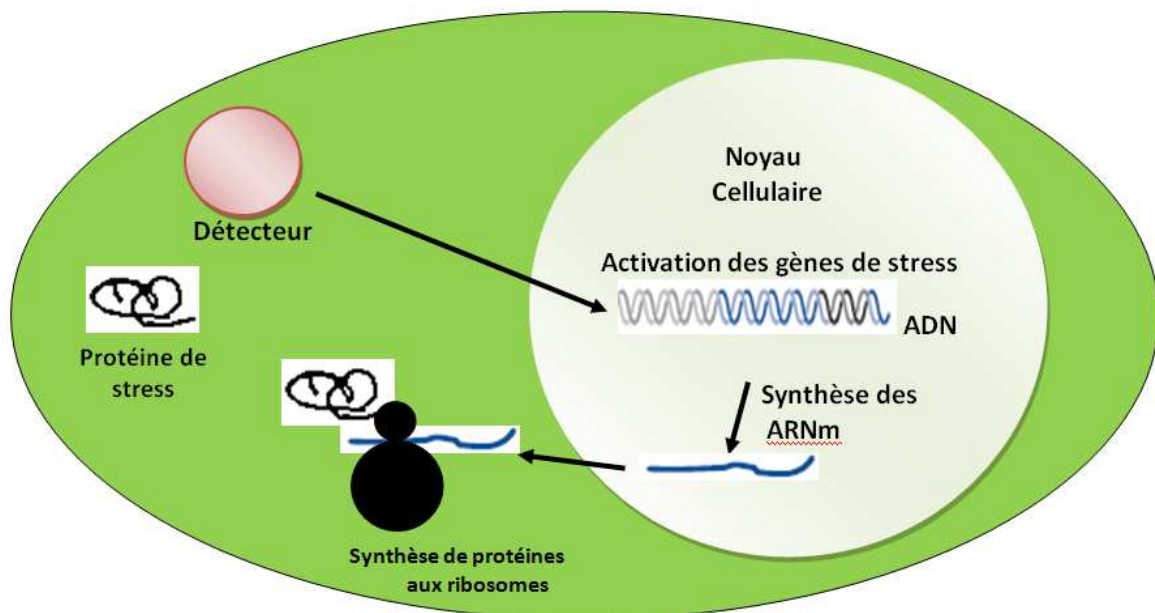


Figure 3.2: chaîne de réactions cellulaires allant de la détection du stress à la synthèse des protéines de stress [217].

Durant les phases de ces processus, l'organisme peut être capable de compenser le stress subi, mais arrivé à un certain point, il lui devient impossible d'effectuer cette compensation. Cependant, si le contaminant est retiré de l'environnement, il peut retrouver son état normal (l'altération est réversible). Lorsque la quantité de polluant devient trop importante, l'organisme atteint un

stade où son altération devient irréversible et la compensation n'est plus possible, entraînant inéluctablement sa mort (figure 3.3) [218].

Les organismes peuvent mettre en place des systèmes de défense qui leur permettent de tolérer le stress chimique engendré par les polluants bioaccumulés [218]. Une fois les processus de défense (biomarqueurs d'exposition) dépassés, l'organisme va subir des altérations pathologiques. Ces altérations des grandes fonctions peuvent servir de base pour la sélection des biomarqueurs d'effets [28, 219].

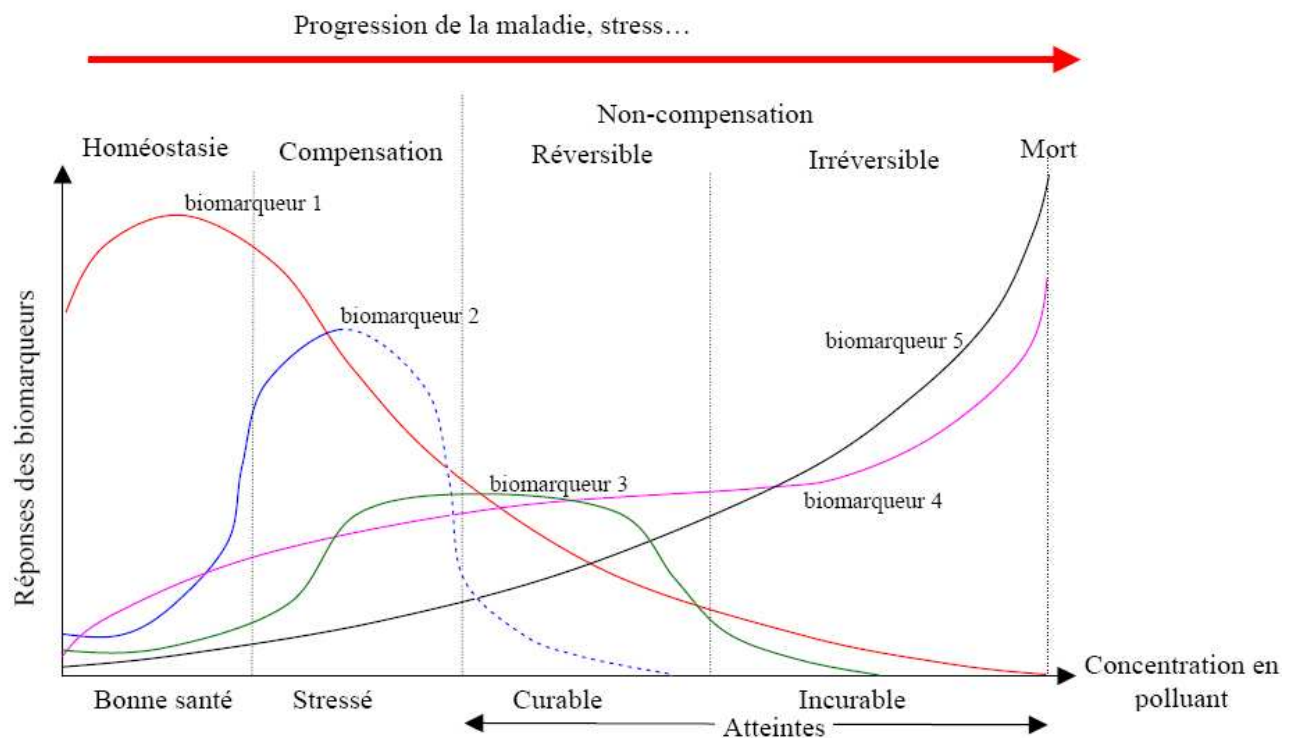


Figure 3.3 : Progression de l'état de santé d'un individu à l'exposition d'une augmentation de la concentration d'un polluant [220].

Les biomarqueurs 1 à 3 peuvent correspondre aux biomarqueurs d'exposition, 4 et 5 aux biomarqueurs d'effets.

3.2. Biomarqueurs de stress

Grâce au développement de la toxicologie moléculaire, à partir des années soixante dix, des effets moléculaires biochimiques cellulaires, physiologiques ou comportementales relativement sensibles et spécifiques ont pu être mis en évidence chez des espèces ayant un intérêt écotoxicologique tels que les oiseaux, les poissons ou les mollusques [221, 222, 223, 224], et chez les invertébrés terrestres comme les vers de terre et les collemboles [225]. Dans les années quatre-vingt, la notion de biomarqueurs prend forme [226, 227, 214].

En 1989, les biomarqueurs ont trouvé leur définition: « Ils représentent la réponse biologique initiale des organismes face à des perturbations ou des contaminations du milieu dans lequel ils vivent » comme étant des variations biochimiques, physiologiques, histologiques ou morphologiques, mesurées chez des organismes exposés à des conditions de stress liées à la présence de substances chimiques dans l'environnement [120, 119, 28].

La réponse des organismes à la pollution des sols peut être mesurée à l'aide de biomarqueurs tels que l'inhibition, l'induction d'enzymes telles que celles citées ci-dessus, l'induction de dommages moléculaires, cellulaires. Ces altérations précoces peuvent engendrer des perturbations au niveau physiologique touchant la dynamique de croissance, de reproduction voire la survie des populations exposées [142, 228, 229].

Selon BUCHELIE et FENT [230], il existe différents biomarqueurs tels que les biomarqueurs hormonaux et les biomarqueurs de l'activité enzymatique de protéines de stress dont le plus répandu est le cytochrome P450 monooxygénase. Ces divers paramètres cellulaires peuvent être mesurés lorsqu'une réaction de stress se produit (au niveau cellulaire).

3.3. Intérêts des biomarqueurs

L'approche « biomarqueur » peut être illustrée par une relation entre l'état de santé d'un organisme et sa réponse à des concentrations croissantes de contaminants dans son environnement [217].

L'étude des marqueurs biologiques de pollution permet de détecter de manière précoce, au niveau cellulaire, l'impact des polluants sur les organismes, afin de prévenir une éventuelle détérioration des écosystèmes [215].

Cependant, c'est un outil qui doit être manipulé avec précaution car il nécessite une parfaite connaissance des facteurs biotiques et abiotiques du milieu ainsi que les fluctuations naturelles du biomarqueur lui-même. Ces connaissances permettent de se préserver d'une confusion possible entre les variations naturelles et les perturbations causées par les xénobiotiques [216].

Les effets toxiques se manifestent par l'interaction du xénobiotique avec des molécules endogènes, puis par une atteinte à l'intégrité de la cellule, du tissu, de l'organisme et enfin de la population et de l'écosystème. Différents biomarqueurs peuvent être utilisés tout au long de ce continuum pour évaluer l'état de santé des organismes. Le développement de leur utilisation comme outil de surveillance et d'évaluation de l'environnement est étroitement lié à la connaissance des mécanismes moléculaires des processus toxiques chez différentes espèces, animales ou végétales, appartenant aux différents écosystèmes [28].

3.4. Différents type de biomarqueurs

Les travaux réalisés en laboratoire ont permis de classer les biomarqueurs suivant la spécificité de leur réponse à certaines molécules [223]. Classiquement, les auteurs distinguent les biomarqueurs d'exposition, d'effets et de sensibilité/susceptibilité [231, 217] selon les événements toxicologiques.

Selon DUROU et *al.* [218], en fonction de ce qu'ils indiquent, les biomarqueurs sont classés en trois catégories principales (figure 3.4):

- 1- **les biomarqueurs d'exposition**, sont généralement caractérisés par leur réponse précoce et leur spécificité de réaction, qui indiquent la présence dans l'organisme d'un ou plusieurs polluants. Un biomarqueur d'exposition peut être considéré comme une réponse biologique à des interactions entre un type de polluant et une cellule ou une molécule cible à l'intérieur de l'organisme, sans que cette réponse n'ait pour autant de répercussions néfastes sur l'état de santé de l'individu.
- 2- **Les biomarqueurs d'effet**, correspondent à une altération biologique qui, en fonction de l'intensité de la réponse, peut être associée à une altération possible de l'état physiologique de l'individu. Comme des effets sur la croissance ou sur le succès reproducteur. Il révèle l'action des contaminants par la mesure de paramètres biologiques. Ces derniers sont très nombreux et variés suivant le niveau biologique considéré (biochimique, cellulaire, physiologique,...). Contrairement aux biomarqueurs d'exposition, ils ne sont pas spécifiques d'un polluant mais intègrent plutôt tous les types de toxicités complexes.
- 3- **Les biomarqueurs de sensibilité individuelle**, indiquent l'existence d'une sensibilité différente à certains toxiques dans une partie de la population. Ces biomarqueurs utilisent la mise en évidence de caractères de résistance d'origine génétique des organismes à certains contaminants, comme la synthèse d'enzymes moins sensibles ou une augmentation du pouvoir de détoxification (résistance des insectes aux pesticides).

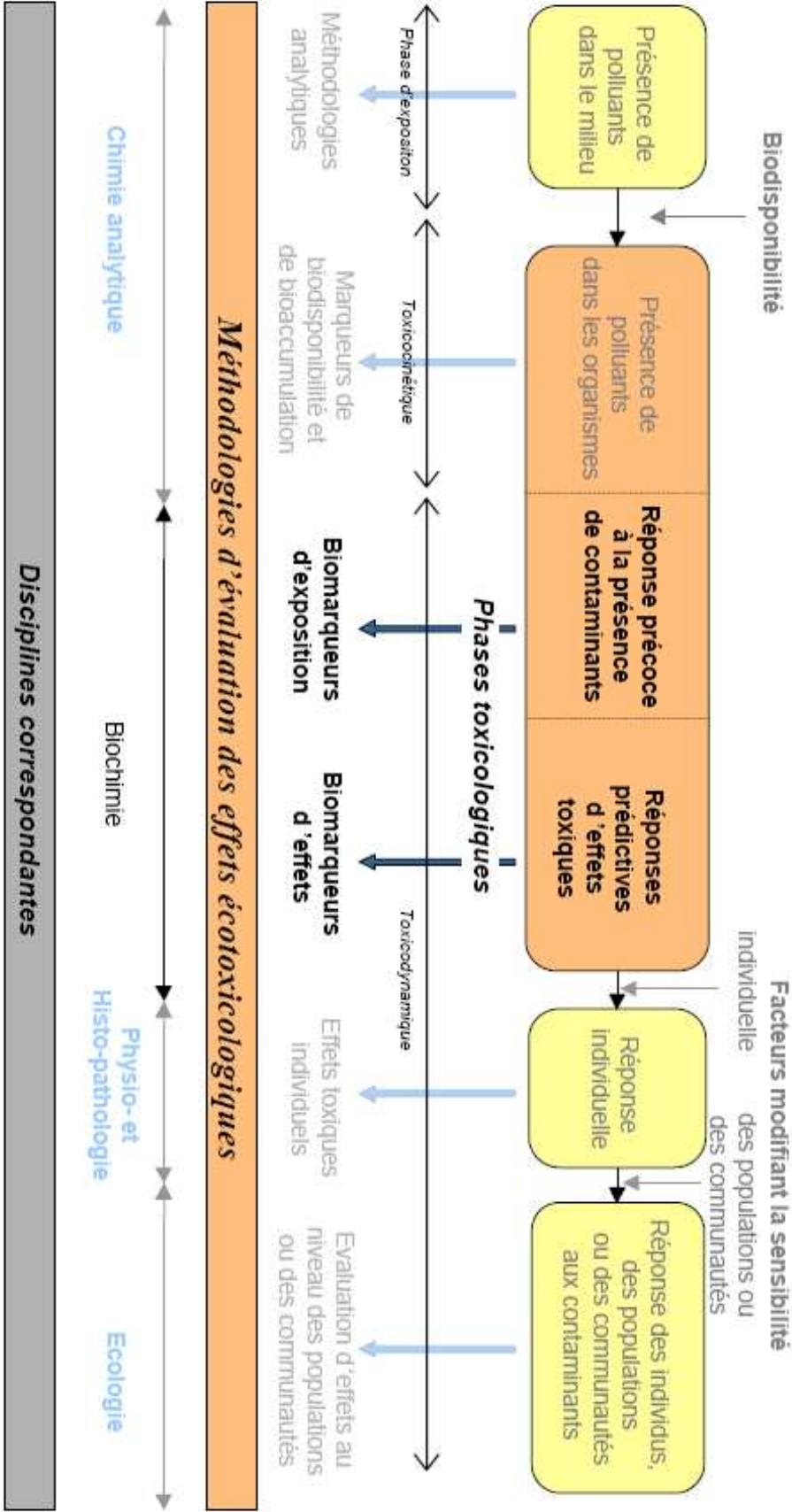


Figure 3.4 : représentation des méthodologies permettant d'évaluer les risques écotoxicologiques modifiés d'après LAGADIC et al. [231].

Des biomarqueurs biochimiques et cellulaires ont été étudiés chez les organismes marins, et particulièrement chez les poissons [221, 232, 222, 224], les mollusques bivalves [225, 226, 227], rats [233], les vers de terre [234, 235] et les collemboles [236, 237, 238, 239, 240, 204].

3.5. Les réserves énergétiques en tant que biomarqueurs

Les organismes mettent en place différents moyens de lutte face à un xénobiotique (état de stress), tels que l'élimination par des enzymes de biotransformation ou l'excrétion [118]. Toutes ces réponses coûtent à l'organisme de l'énergie et en d'autres termes des ressources métaboliques (figure 3.5).

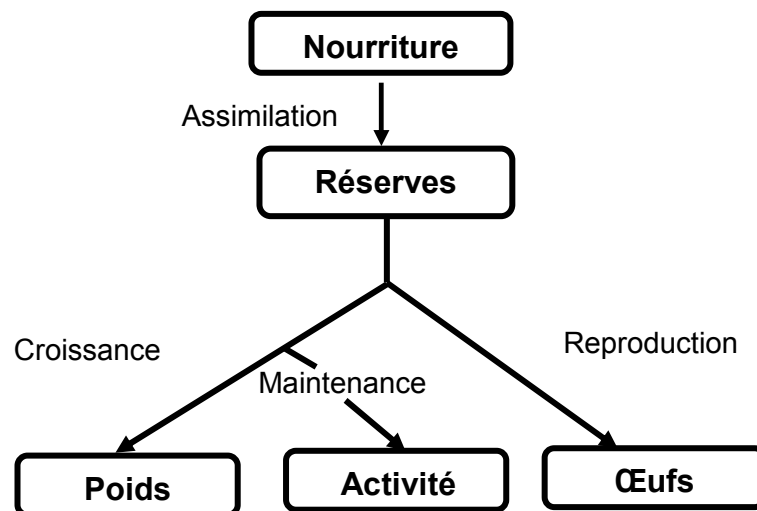


Figure 3.5: représentation schématique de la répartition de l'énergie dans la théorie [241].

Les paramètres métaboliques ont été choisis pour leur implication dans les réponses à un stress chimique [242]. Les substrats énergétiques subissent de forts remaniements en fonction de la saison et du cycle de reproduction [243, 244].

LE GAL et *al.* [245], ont mentionné que, chez les animaux, les principales formes de stockage de l'énergie sont représentées par les lipides et le glycogène,

à la suite d'un stress ce phénomène s'opère cependant au détriment de leur rôle structural ou fonctionnel puisque ces biomolécules ne sont pas synthétisées et stockées dans le but de fournir de l'énergie.

Les lipides sont des produits complexes ayant un rôle énergétique, structural et fonctionnel [246]. Ils jouent un rôle important comme réserves énergétiques chez de nombreux groupes d'animaux, incluant les arthropodes en général [247] et spécialement les insectes [248], pour lesquels ils sont d'une importance vitale [249]. La quantité de lipides disponible pour les réserves semble être le résultat d'une balance entre la prise de nourriture et les demandes de réserves par des processus tels que la reproduction, la maintenance et la croissance [250] (figure 3.6).

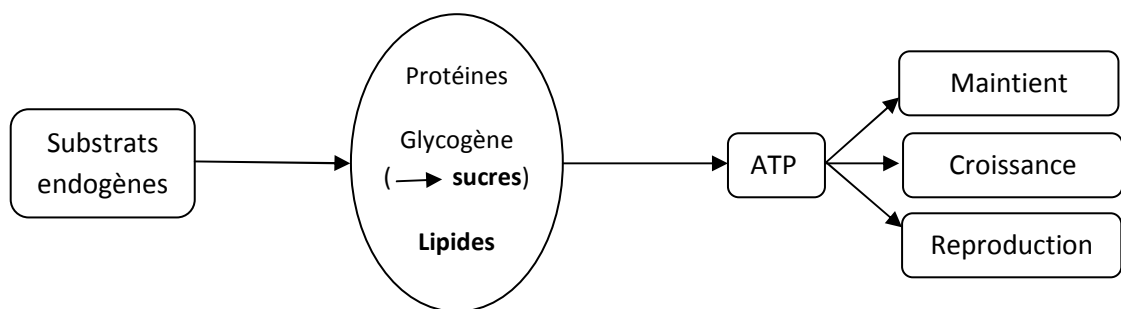


Figure 3.6: flux des réserves énergétiques (assimilation par la nourriture et mobilisation lors des besoins énergétiques) [245].

Le site principal de réserve pour les lipides (triglycérides : 90% lipides neutres) chez les insectes est le corps gras [247]. On peut considérer les triglycérides comme une source d'énergie secondaire puisqu'ils doivent être hydrolysés avant que l'énergie ne soit disponible pour la cellule [249].

D'autres biomarqueurs sont représentés par les réserves glucidiques qui varient en accord avec les différentes étapes de développement. Elles augmentent pendant les périodes de repos et diminuent pendant les périodes de croissance. Pendant les différentes étapes de développement, le catabolisme du sucre peut être affecté via la voie de glycolyse classique ou la voie des pentoses phosphates [251].

CHAPITRE 4

MATÉRIEL ET MÉTHODES

CHAPITRE 4

MATÉRIEL ET MÉTHODES

4.1. Introduction aux objectifs de l'étude

En Algérie, la culture de la pomme de terre est devenue la spéculation la plus importante parmi les cultures maraîchères. Sa production représente à ce jour 38,20% de l'ensemble de la production maraîchère [252] (figure 4.1, 4.2).

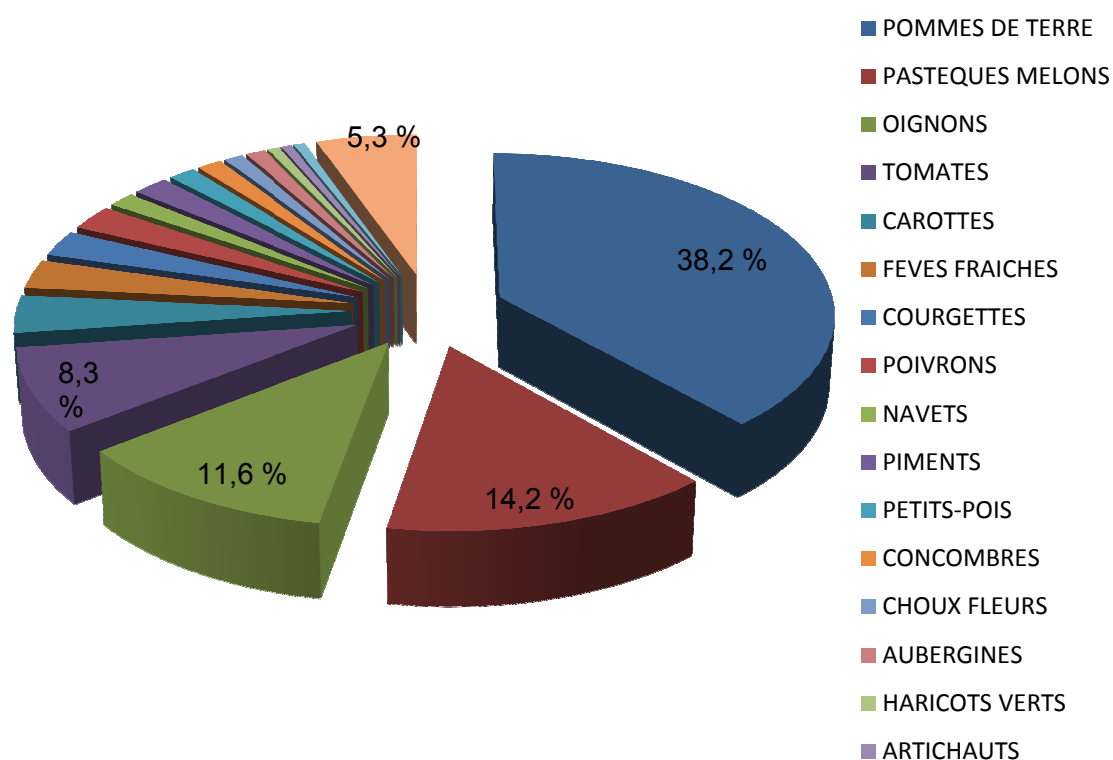


Figure 4.1 : Production globale des cultures maraîchères en Algérie pour l'année 2010 [252].

Cette importante production de pomme de terre a connue une forte et constante augmentation sur une courte période de quatre années, de 2007 (1,5 millions de tonnes) à 2010 (3,3 millions de tonnes) [353] (APPENDICE B) (figure 4.2).

Million de tonne

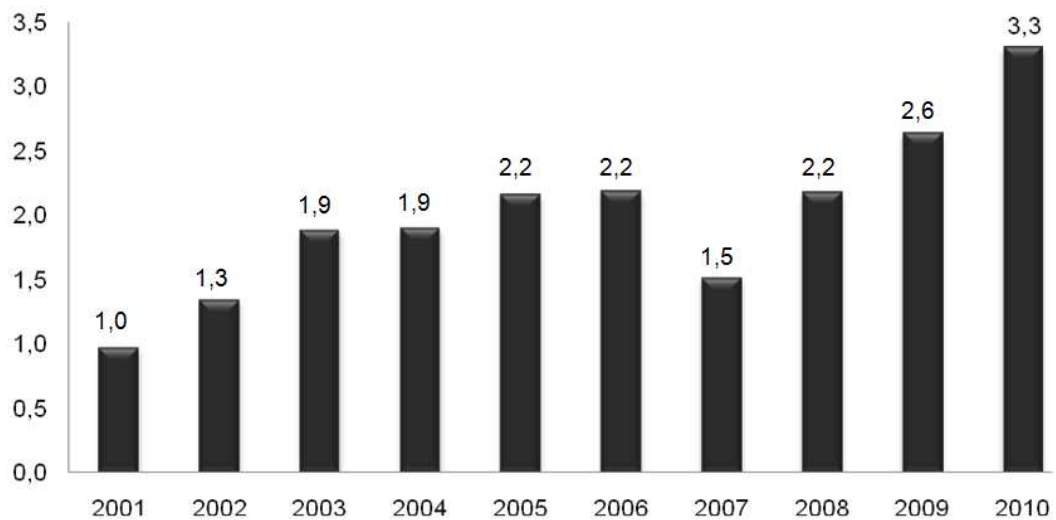


Figure 4.2 : évolution de la production de la pomme de terre en Algérie de 2001 à 2010 [252].

Cette performance est liée à un accroissement régulier des superficies cultivées en pomme de terre conjoint à une meilleure maîtrise de la culture par son intensification (figure 4.3). Au regard de la forte pression parasitaire que connaît cette culture par son développement, l'emploi des pesticides a permis de mieux contrôler les attaques de ses ennemis et d'assurer des productions élevées. Cependant, ceci n'est pas sans conséquence sur l'environnement [79].

Superficie (ha)

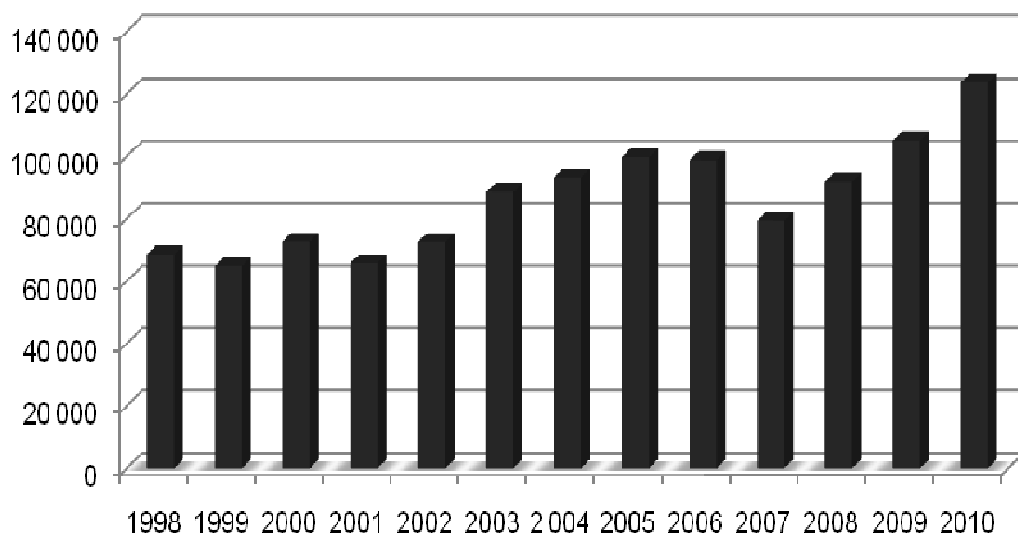


Figure 4.3 : évolution de la superficie de la culture de pomme de terre en Algérie de 1998 à 2010 [252].

En effet, en Algérie, les sols des zones maraîchères ont été en permanence exposés aux traitements phytosanitaires et aux fertilisants depuis plus de 40 ans. Ils n'ont jamais été suivis du point de vue de leur contamination par les résidus des pesticides [254].

La figure 4.4 montre l'évolution des importations des fertilisants qui ont connus une régression remarquable de 2004 à 2008 et une rapide et massive augmentation de 2009 à 2010 ayant atteint les 320 000 tonnes. Quant aux pesticides, les importations ont été régulières et sans cesse croissante de 2006 à 2010 avec respectivement de 8 512 tonnes à 49 938 tonnes. Soit un accroissement moyen de 10356 tonnes par an en l'espace de quatre années.

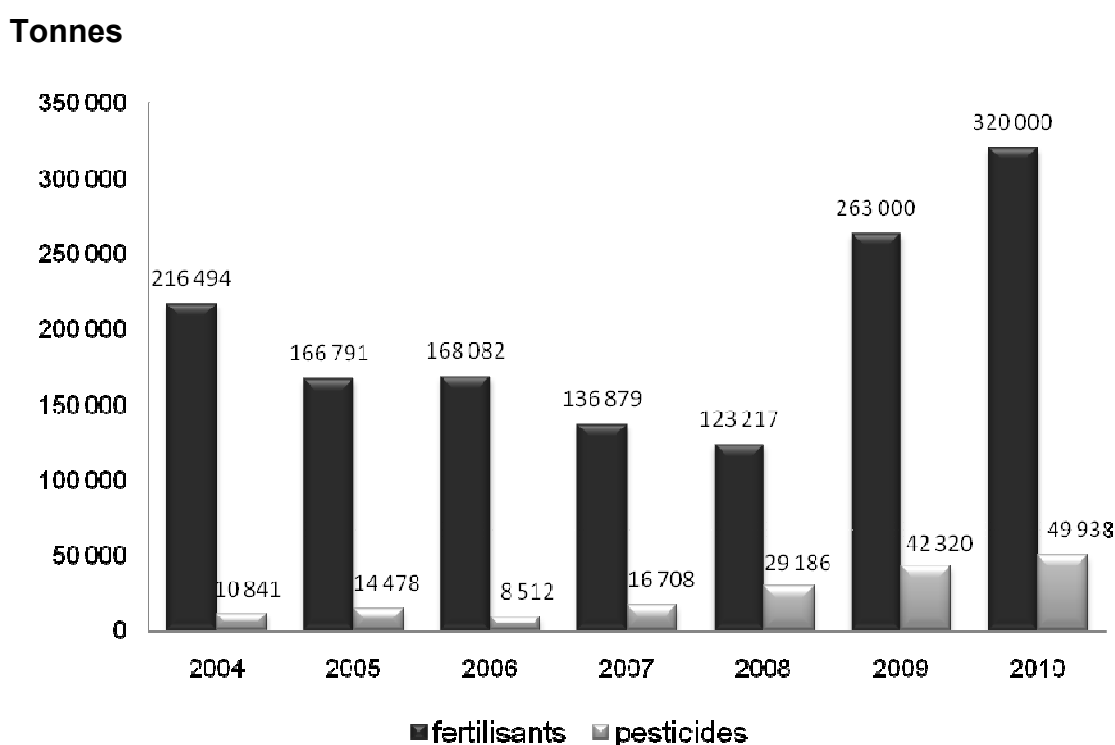


Figure 4.4: volumes des fertilisants et pesticides commercialisés en Algérie (en tonne de matières actives/an) de 2004 à 2010 [252].

Ces tonnages ne donnent qu'une indication très brute en termes de pression sur l'environnement car les différentes substances présentent des niveaux de danger très hétérogènes car les substances nouvelles sont en général plus toxiques à faibles doses [255, 256, 257, 258]. Aussi, l'aptitude d'un sol à retenir ou à libérer les molécules de pesticides dépend de plusieurs facteurs dont,

ses propriétés physico-chimiques et minéralogiques [259, 260], la nature chimique du pesticide, la capacité et l'adaptation des microorganismes à la biodégradation de ces résidus [261, 262].

Les invertébrés du sol jouent en effet un rôle majeur dans l'évaluation de la toxicité d'une substance chimique. De façon générale, ces organismes témoins peuvent être utilisés pour évaluer le degré de contamination du milieu [263].

Dans ce travail, dans le souci d'une meilleure gestion culturale à moyen et long terme, nous cherchons à démontrer comment évolue l'impact de l'application des pesticides ainsi que leurs résidus sur l'abondance et la diversité de la pédofaune d'un sol maraîcher et les réponses métaboliques en matière d'évolution des réserves énergétiques des organismes les plus prépondérants, pour leur maintien et leur survie, tout en les corrélant avec l'évolution des compositions physico-chimiques et minéralogiques de ce sol.

4.2. Présentation du site d'étude : la Mitidja

4.2.1. Situation géographique

La Mitidja est la plus vaste plaine sub-littorale d'Algérie. Elle s'étend sur 140.000 hectares, s'étirant sur une centaine de kilomètres en longueur et de 5 à 20 kilomètres en largeur. Elle est isolée de la mer par le ride du Sahel, prenant appui sur le vieux massif du Chenoua à l'Ouest. A l'Est d'Alger par l'oued Reghaia et l'oued Boudouaou. Au sud sur les marges orientales et occidentales, elle est bornée par tout un ensemble de montagnes. Au nord-ouest et à l'ouest, le Djebel Chenoua et la retombée de la chaîne de Boumaad avec le Djebel Zaccar ferment la plaine. Au sud, l'Atlas Mitidjien constitue une barrière continue. A l'extrême Est, le relais est pris par les premières chaînes calcaires du massif Kabyle (Djebel Bouzegza). En fin, ce sont les hauteurs et les collines de Basse Kabylie qui ferment la plaine à l'est (figure 4.5) [264].



Figure 4.5 : limites géographiques de la Mitidja [264].

Le cercle en rouge indique la région d'étude

4.2.2. Le climat

Vu le rôle important que joue le climat dans la dynamique des sols et les applications de pesticides, il est nécessaire de donner un aperçu sur les fluctuations climatiques, à savoir les précipitations et les températures.

4.2.2.1. La pluviométrie

L'eau est un facteur écologique d'importance fondamentale pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres afin d'assurer un équilibre biologique [265].

Les précipitations annuelles en Mitidja ont un régime typiquement méditerranéen avec un maximum en hiver et un minimum en été [266]. Elles varient de 600 mm à 900 mm en fonction de la région considérée (localisation

géographique et l'altitude) [265]. Cette distribution inégale des précipitations au cours d'un cycle annuel et l'alternance saison humide et saison sèche conditionnent les activités biologiques des ravageurs. Les données ont été recueillies au niveau de l'Institut Technique de l'Arboriculture Fruitière (I.T.A.F.) de Tessala El Merdja.

La figure 4.6, présente la courbe des précipitations annuelles de 2000 à 2010 dans la wilaya de Boumerdes, les relevés des précipitations moyennes mensuelles et annuelles de la même période sont reportés en APPENDICE C1.

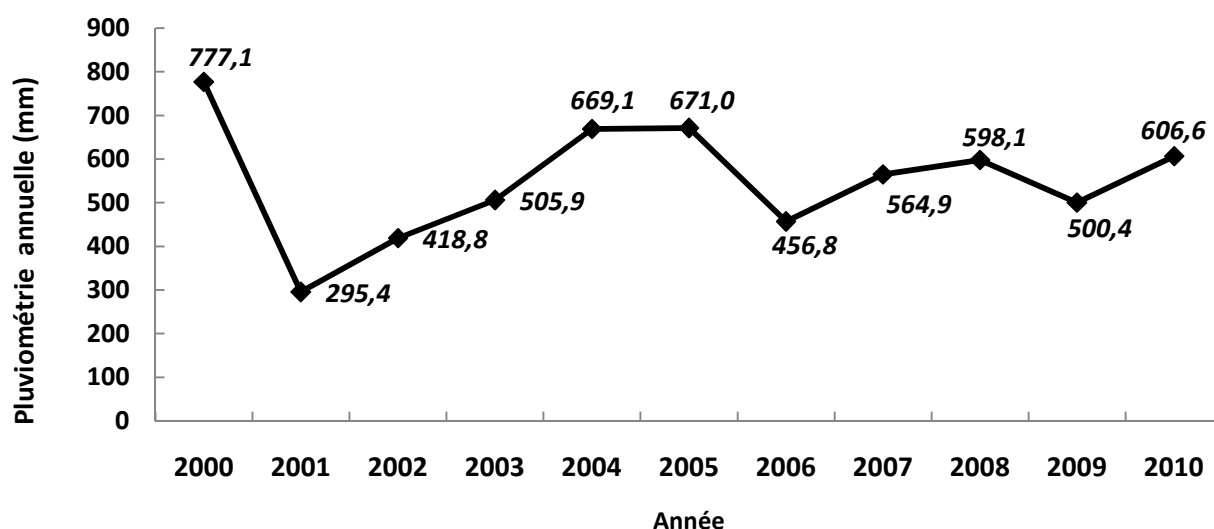


Figure 4.6 : courbe des précipitations annuelles de 2000 à 2010 dans la wilaya de Boumerdes.

La pluviométrie dans la wilaya de Boumerdes est marquée par une grande irrégularité interannuelle (figure 4.6) et inter-mensuelle (APPENDICE C1). Les précipitations annuelles ont lieu principalement durant l'hiver et le printemps, c'est en été, saison sèche que les plus faibles précipitations sont enregistrées.

4.2.2.2. La température

La température représente un facteur limitant de toute première importance, car elle contrôle l'ensemble des phénomènes métaboliques et conditionne de ce fait la répartition de la totalité des espèces et des communautés d'êtres vivants dans la biosphère.

Les relevés des températures minimales (m), maximales (M) ont été recueillis auprès de l'Institut Technique de l'Arboriculture Fruitière (I.T.A.F.) de Tessala El Merdja pour la décennie 2000-2010 (APPENDICE C2).

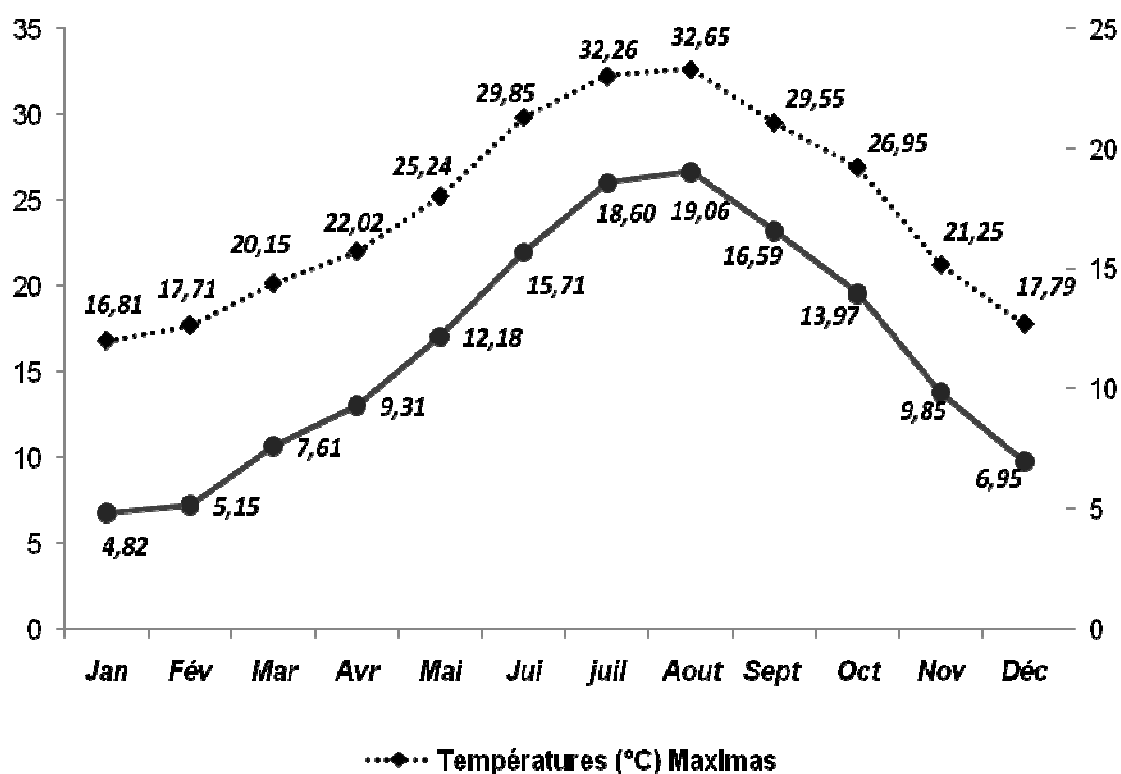


Figure 4.7 : courbe des températures moyennes mensuelles des minimas et des maximas de la période 2000-2010 dans la wilaya de Boumerdes.

L'analyse des températures de cette décennie fait ressortir que les basses températures sont enregistrées de décembre à janvier.

Les hautes températures sont observées durant les mois de juillet et d'août. La moyenne des minimas du mois le plus froid a été enregistrée le mois de janvier de l'année 2005 avec une température de 1,5 °C. La moyenne des maxima du mois le plus chaud a été observée au mois d'août 2003 avec 35 °C (APPENDICE C2).

4.2.3. Synthèse climatique

Les données ainsi recueillies nous a permis d'établir la synthèse climatique qui suit.

4.2.3.1. Étage bioclimatique

L'indice d'Emberger permet la caractérisation des climats et leurs classifications dans les différents étages bioclimatiques. L'indice d'EMBERGER où coefficient pluviométrique (Q_2) est calculé selon la formule modifié par STEWART [267] :

$$Q_2 = 3,43 \frac{P}{M-m}$$

Avec : p : pluviométrie annuelle (mm) ; M : moyenne des températures maximales du mois le plus chaud ; m : moyenne des températures minimales du mois le plus froid.

En plaçant les valeurs (T_{min} et Q_2) sur le diagramme d'Emberger, l'étage bioclimatique de notre zone d'étude correspond à l'étage sub-humide à hiver doux pour la période de 2000 à 2010, ainsi que pour l'année 2010 (figure 4.8).

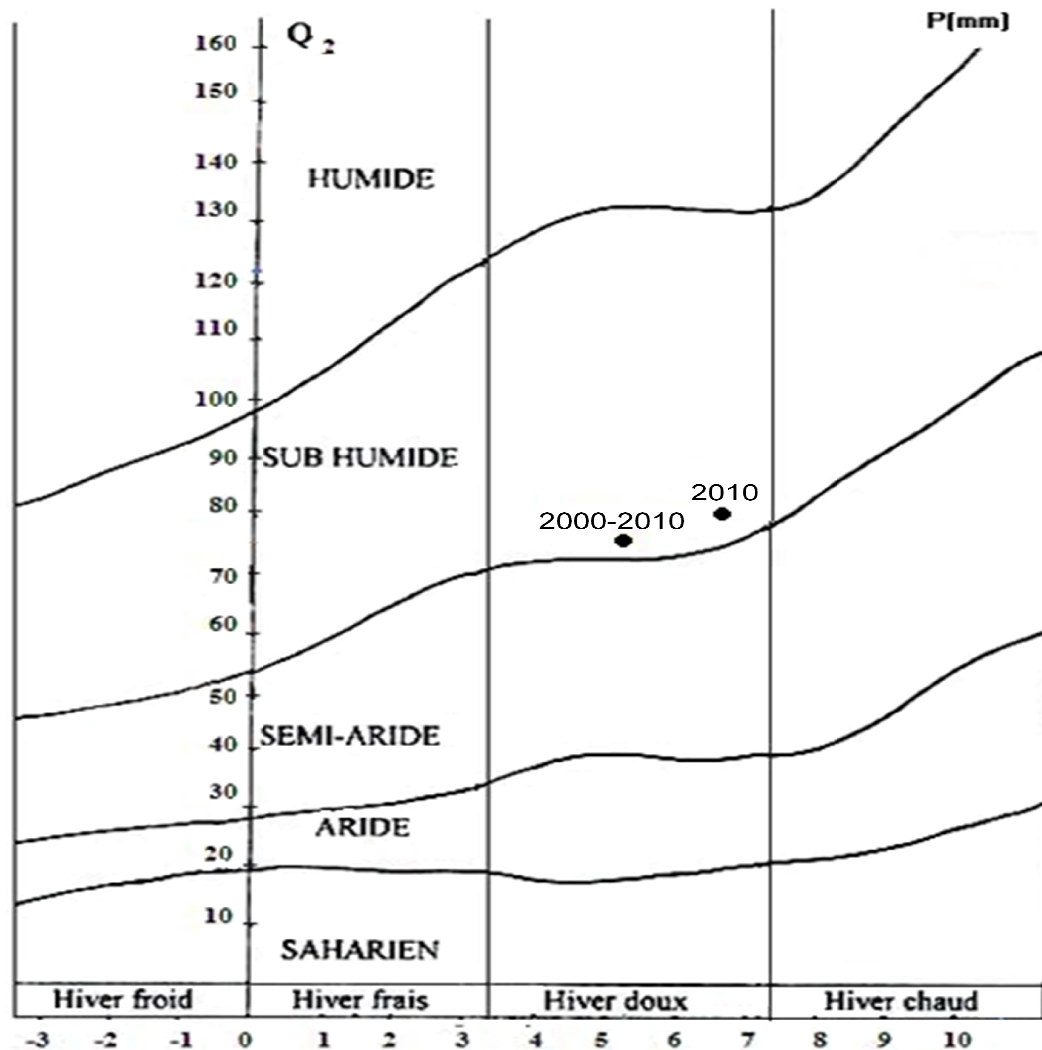


Figure 4.8: localisation de l'étage bioclimatique de la Mitidja sur le climagramme d'Emberger.

4.2.3.2. Diagrammes ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN (1953)

BAGNOULS et GAUSSEN [268], DAJOZ [269], définissent un mois sec lorsque la somme des précipitations moyennes exprimées en (mm) est inférieure au double de la température de ce même mois ($P < 2 T$). Ils ont proposé un diagramme où sont juxtaposés les précipitations et le double des températures.

Lorsque la courbe des précipitations rencontre celle des températures et passe en dessous de cette dernière, nous avons une période sèche. Le diagramme ombrothermique de la décade 2000–2010 établis dans la figure 4.9 (a)

ci-dessous met en évidence une période sèche de huit mois de mars à Octobre et une période humide de quatre mois de novembre à février.

L'année 2010, en figure 4.9 (b) est caractérisée par une saison sèche dont sa durée est deux fois la saison humide. Avec une saison humide de quatre mois (novembre-février) et une saison sèche de huit mois (mars-octobre) et l'apparition de pics de précipitations de février à avril et des précipitations d'août à octobre, ces derniers, sans aucune influence sur les cultures maraîchères qui par leur nature sont très exigeantes en eaux.

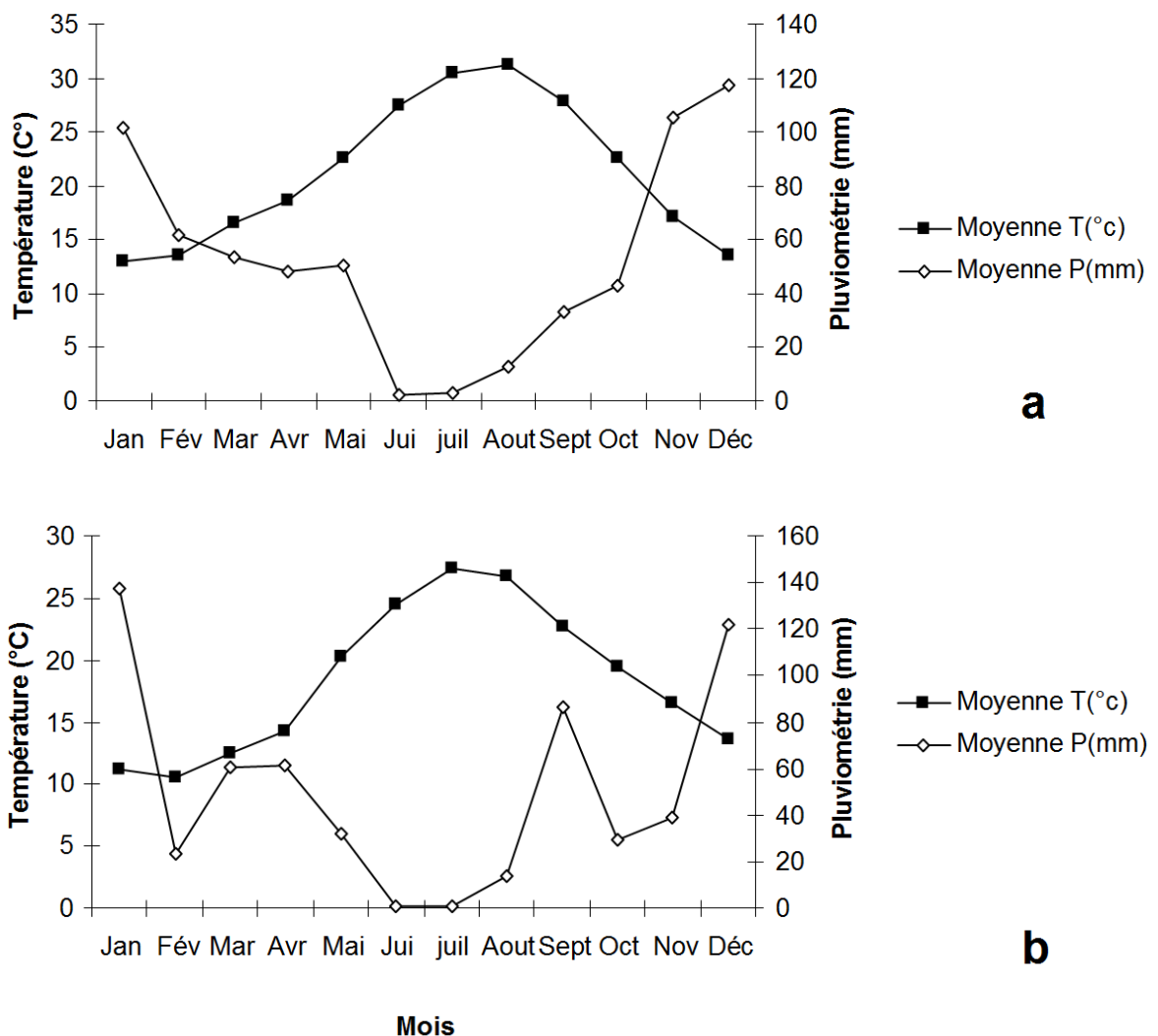


Figure 4.9 : diagramme ombrothermique Bagnouls et Gaussen relatif à la région d'étude (a : décade 2000 -2010, b : année 2010).

4.2.4. Historique et description du site expérimental : l'exploitation agricole

Bouchneb

Notre étude a été réalisée dans la région de Khemis El Khechna située à l'est d'Alger dans la Mitidja centrale (figure 4.10:photo satellite), les coordonnées géographiques étant : 36° 41' 02.37" Nord, 3° 19' 08.54" Est, altitude : 44,53 m.



Figure 4.10 : localisation du site d'étude.

Nos parcelles d'études sont situées dans l'exploitation agricole privée BOUCHNEB (figure 4.11) dans la commune de Khemis EL Khechna, wilaya de BOUMERDES. Cette exploitation maraîchère occupe une superficie de 50 ha dont la vocation principale est la culture de la pomme de terre et deux cultures en rotation qui sont la betterave et la laitue. Trois parcelles ont été sélectionnées pour être le lieu de prélèvement des échantillons de sol en leur milieu, de sorte à éviter les effets de bordure.

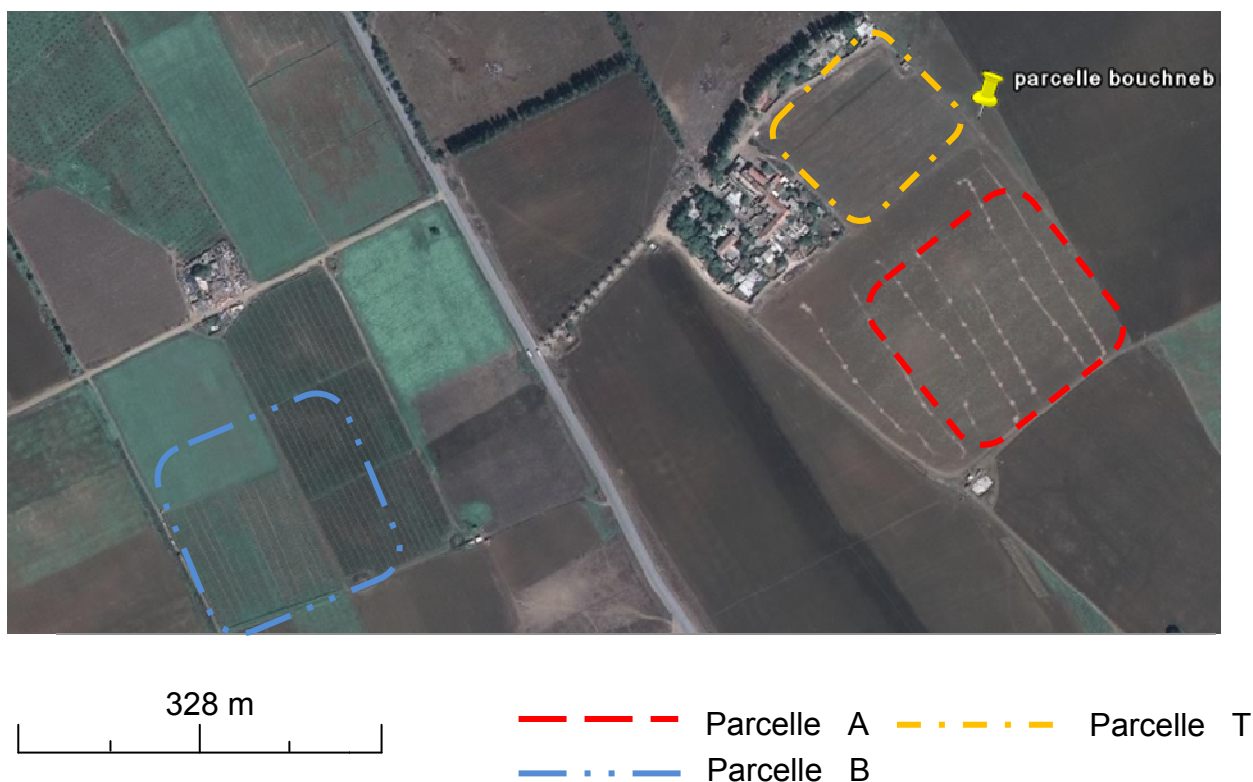


Figure 4.11 : localisation des parcelles d'études.

La parcelle "A" est cultivée depuis plus de dix ans en pomme de terre (variété Spunta) avec une rotation de betterave/laitue. La parcelle "B" est cultivée en pomme de terre depuis deux ans avec la même variété, le précédent cultural était du pêcher avec la même rotation que la parcelle A. Ces deux parcelles (A et B) sont cultivées deux fois par an en pomme de terre (primeur et saison). La parcelle témoin "T" est un terrain nu non cultivé. Les principales caractéristiques du sol des différentes parcelles sont présentées en tableau 4.1 (APPENDICE D).

Tableau 4.1 : Les principales caractéristiques du sol des différentes parcelles.

Désignation	Propriétés
Texture	Limono-sablo-argileuse pour les trois parcelles.
CaCo₃	Calcaire total moyen dans les trois parcelles.
pH	Neutre pour la parcelle A et T, légèrement basique pour la parcelle B.
C.E.	Les sols des trois parcelles sont exempts de salinité.
P₂O₅	Les trois parcelles sont bien pourvues en phosphore assimilable.
K₂O	Teneur élevée dans la parcelle A et B et moyenne pour la parcelle T.
M.O.	Les parcelles A et B ont une teneur pauvre à très pauvre en matière organique, tandis que la parcelle T est moyennement pourvue

4.3. Méthode d'échantillonnage et de prélèvement sur le terrain

La période d'échantillonnage s'est étalée de la mi-février à la mi-juin 2010. Nous avons réalisé deux sorties par mois, dont l'une pour l'observation et le suivi de l'état phytosanitaire de la culture, l'autre pour la réalisation des prélèvements des échantillons de sol.

Nos prélèvements de sols ont été effectués aléatoirement selon la méthode des transects proposé par FRONTIER [270] avant semis et durant trois stades végétatifs (en post levée, à la floraison, après récolte) avec 3 répétitions pour chaque échantillon sur les 3 parcelles, soit au total 36 échantillons par prélèvement.

Pour chaque site, 9 prélèvements de 20 cm² de sol ont été réalisés à 5 cm, 10 cm et 20 cm de profondeur. Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'un carottier spécifique aux prélèvements pour analyse du sol (figure 4.12).



Figure 4.12 : prélèvement d'échantillon de sol à l'aide d'une tarière (Personnelle, 2010).

Les échantillons de sol accompagné d'une fiche de renseignement ont été conservés dans des sacs en plastique hermétiques puis acheminés au laboratoire le jour même du prélèvement.

4.4. Méthode d'étude au laboratoire

4.4.1. Pesées et préparations des échantillons

Une quantité de 250 gr de chaque échantillon de sol a été pesée, puis mise sur un de tamis de l'appareil Berlese.

Les échantillons de sol récoltés ont subi diverses analyses. Comme le conditionnement des échantillons a pour objectif de pouvoir soumettre chaque échantillon de sol aux analyses élémentaires auxquelles il est destiné, la plupart des dosages ont nécessité un aliquote finement broyé et représentatif de la totalité de l'échantillon prélevé. Les opérations suivantes sont opérées sur chaque échantillon :

- un séchage d'abord à l'air libre à une température ambiante du laboratoire lors de l'exposition au Berlese ensuite à une température normalisée de 40° C au maximum à l'étuve.
- Les opérations d'émottage ont consisté à écraser les agrégats à l'aide d'un mortier sans broyer les particules de calcaire qui pourraient modifier les caractéristiques de l'échantillon (pH, % de CaCO_3).
- Le tamisage des échantillons de terre est réalisé grâce à un tamis dont le maillage est de 2 mm, sauf pour les échantillons destinés à la mesure du Carbone organique (M.O.) et du Fer oxalate (IPC) qui nécessitent un tamisage plus fin de 0,315 mm. Des pesées fines avec une balance de précision ont été nécessaires à la réalisation d'une analyse complète.

4.4.2. Extraction de la pédofaune

La méthode utilisée pour extraire les microarthropodes du sol est la méthode dite de «Berlese Tullgren» [271] (figure 4.13). Son principe consiste à placer un volume de terre connu pendant sept à dix jours sur un tamis surplombant l'extracteur constitué d'un entonnoir afin de dessécher lentement l'échantillon du haut vers le bas. Chassée ainsi par la dessiccation progressive de la terre, la faune (collembolles, acariens, myriapodes, et petites larves d'insectes) quittent l'échantillon par le bas et tombent dans l'entonnoir jusqu'à un b cher contenant de l'alcool à 70% [13]. Dans notre étude, l'alcool a été remplacé par du Formaldéhyde à 10 %, afin de mieux conserver les espèces récoltées, surtout par rapport aux lipides car ces derniers sont solubles dans l'alcool.



Figure 4.13 : Batterie de dispositif de Berlese réalisée au laboratoire pour l'extraction de la pédofaune (Personnelle, 2010).

4.4.3. Identification comptage et conservation des microarthropodes

Les microarthropodes ainsi récoltés à partir des échantillons ont été comptés. Ils ont ensuite été identifiés sous loupe binoculaire à l'aide de diverses clés de détermination au niveau des ordres pour les collembolles (*Poduromorpha*, *Entomobryomorpha*, *Neelipleona*, *Symphyleona*) [272, 273, 274, 275, 276] et au niveau des sous-ordres (*Gamasida*, *Actinedida*, *Acaridida*, *Oribatida*) pour les acariens [174, 172, 171] (APPENDICE E). La détermination plus affinée au

niveau spécifique est en cours au Muséum d'Histoire Naturelle de Paris en France. Les résultats seront exploités ultérieurement dans d'autres études de recherches.

1.4.4. Analyses des échantillons

1.4.4.1. Analyses physico-chimiques et minéralogiques des sols

Le pH et la conductivité électrique (CE) ont été déterminés par les méthodes AFNOR [277]. L'azote total et le carbone organique ont été dosés respectivement dans les sols par la méthode de Kjeldahl [278] et la méthode de Walkley-Black [279]. L'analyse physique en cinq fractions granulométriques (argile, limons fin et grossiers, sables fins et grossiers) a été réalisée par la méthode de la pipette Robinson. Les différentes analyses de sol ont été réalisées à l'institut technique d'arboriculture fruitière (I.T.A.F.) de Tessala el Merdja, et à SADEF PÔLE D'APACH (France), les résultats sont présentés dans l'APPENDICE F.

4.5.1.2. Analyse chimique des résidus de pesticides

Les pesticides sont présents dans les différents milieux terrestres et aquatiques à des concentrations très faibles de l'ordre de quelques nanogrammes ou microgrammes par kilogramme (ng.kg^{-1} ou $\mu\text{g.kg}^{-1}$) ou par litre (ng.L^{-1} ou $\mu\text{g.L}^{-1}$) [280, 281]. Diverses méthodes permettent de les doser dans les sols, les eaux, les sédiments et les denrées alimentaires [282].

L'analyse des résidus de pesticides dans les matrices environnementales (sol, eau, air etc.) et les denrées alimentaires, nécessite des méthodes hautement spécifiques, sensibles et fiables comme la chromatographie en phase gazeuse (CPG) et la chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC), selon leur volatilité, leur polarité et leur susceptibilité à la dégradation thermique. La problématique de détection des pesticides est fonction de la matrice et du pesticide recherché [283, 284, 285].

Selon KISHIMBA et *al.* [281], le schéma général de toute technique d'analyse de résidus de pesticides comprend :

- ♦ les opérations de prélèvement et d'échantillonnage de la matrice ;
- ♦ le prétraitement des échantillons ;
- ♦ l'extraction des substances actives de la matrice par des solvants organiques appropriés ;
- ♦ la purification qui permet de séparer les molécules recherchées des impuretés issues de la matrice, susceptibles d'interférer lors du dosage ;
- ♦ l'analyse instrumentale par chromatographie en phase gazeuse (CPG) ou en phase liquide haute performance (HPLC) couplée à des détecteurs spécifiques et sensibles comme la spectrométrie de masse qui est un mode de détection hautement sélectif.

Dans notre étude, les pesticides testés sont choisis parmi ceux communément utilisées pour les traitements phytosanitaires de la pomme de terre en Algérie. Trois matières actives ont été retenues. Il s'agit de la métribuzine, le métalaxyl et le mancozèbe. Certaines de leurs caractéristiques et indices toxicologiques pour la culture de la pomme de terre sont données dans le tableau 4.2.

Tableau 4.2 : caractéristiques des pesticides testés [109].

Matière active	Famille chimique	Formule	Activité	Mode d'action	LMR (mg.kg)	DL ₅₀ (mg.kg)	Solubilité dans l'eau	D.A.R. (jours)
Métribuzine	triazinones	C ₈ H ₁₄ N ₄ OS	Herbicide	contact	0,1	2200	1.05 g/l	7
Métalaxyl-M	Amines, amides	C ₁₅ H ₂₁ NO ₄	Fongicide	systémique	0,02	667	26 g/l	14
Mancozèbe	carbamate	(C ₄ H ₆ Mn N ₂ S ₄) x (Zn)y	Fongicide	contact	0,3	> 8 000	2 - 20 mg/l	7

4.5.2.2. Extraction et dosage des réserves énergétiques

Ces tests consistent à observer l'évolution des réserves énergétiques (lipides, mono et oligosaccharides), des espèces pédofauniques (collembolles et acariens oribates), dans le temps et de corréler ces évolutions avec celles des résidus de pesticides.

L'extraction des lipides a été réalisée selon la méthode de VAN BRUMMELEN et ATUIJFZAND [286]. La concentration des sucres par la méthode de WIN DECOEN [287, 288], qui permet de déterminer les monosaccharides et les oligosaccharides. Les protocoles d'extractions des lipides et des sucres sont mentionnés en APPENDICE G1, G2.

4.6. Analyse des données d'observation

4.6.1. Etude des abondances et de la diversité pédofaunique

Les abondances des deux principaux taxons rencontrés, collembolles, acariens oribates et autres acariens ainsi que les autres arthropodes (divers : spécifier) ont été exprimées en nombre total d'individus par mètre carré. Chaque mois, l'abondance de chaque taxon a été rapportée au nombre total d'individus récoltés pour avoir l'abondance relative de ces taxons. Les diversités pédofauniques dans les trois parcelles étudiées ont été analysées à l'aide du modèle de Motomura (1932) [289], basé sur les diagrammes rang des espèces et leur fréquence calculée à partir de la transformation logarithmique des abondances. Les différences entre les diversités pédofauniques des parcelles sont obtenues par la comparaison des pentes des équations des droites de régression du modèle de Motomura, en utilisant la procédure décrite dans PASTvers 1.81 [290].

4.6.2. Analyses de variance

Les variations temporelles des réserves énergétiques des collemboles et des acariens, des teneurs en résidus des matières actives appliquées dans le sol ainsi que les teneurs en éléments minéraux selon les trois profondeurs, ont été testées par des tests One Way ANOVA (PASTvers 1.81) [290], sur l'ensemble des périodes d'échantillonnage. Dans les conditions paramétriques où la distribution de la variable quantitative doit être normale, nous avons appliqué l' (ANOVA pour *ANalysis Of VAriance*) soit pour tester les interactions entre différents facteurs ou le modèle linéaire général pour tester l'effet de chaque facteur séparément.

4.6.3. Analyses de corrélation

Des corrélations ont été recherchées entre les différentes variables analysées (relations abondances des taxons et leurs réserves lipidiques et glucidiques avec les teneurs en éléments minéraux et les teneurs en résidus des matières actives phytosanitaires) à l'aide du logiciel PAST. La significativité des corrélations a été mesurée par le coefficient r de Pearson.

4.6.4. Analyse en composantes principales

Le principe de cette analyse est de représenter un phénomène multidimensionnel par un graphique à deux ou plusieurs dimensions. Ce test permet de résumer la plus grande variabilité temporelle des réserves énergétiques quantifiées, les éléments minéraux quantifiées avec les résidus en matières actives de l'herbicide et des fongicides utilisés dans les parcelles pour un nombre plus réduit de variables synthétiques appelées axes factoriels. Ces axes définissent le premier plan factoriel de l'ACP dans lequel sont projetés les différents groupes étudiés.

Dans l'ACP, les réserves énergétiques et les matières actives projetés ont des coordonnées comprises entre -1 et $+1$ et appartiennent à un cercle des corrélations. L'interprétation de l'ACP se fait à partir de l'examen du cercle des corrélations et de la position de chaque variable sur les axes factoriels [291].

CHAPITRE 5

RÉSULTATS

CHAPITRE 5

RÉSULTATS

5.1. Variation de la diversité pédofaunique globale dans les parcelles étudiées

La diversité pédofaunique globale des échantillons de sol issus des trois parcelles (A, B et T) a été évaluée dans le temps pour quatre dates de prélèvements (D1: avant semis, D2: post levée, D3: floraison, D4: après récolte) et dans l'espace pour les trois niveaux des profondeurs (5cm, 10cm et 20cm).

5.1.1. Variation temporelle de la diversité pédofaunique

La figure 5.1, fait apparaître dans le temps une tendance générale à l'augmentation des effectifs de la pédofaune. On remarque une augmentation sensible de ses effectifs en parcelles A et B. Sauf qu'en D3 (floraison) apparait une légère diminution pour la parcelle B. A la D4 (après récolte) on assiste à une reconstitution remarquable des effectifs sur l'ensemble des parcelles bien que pour la parcelle témoin T elle demeure de moindre importance.

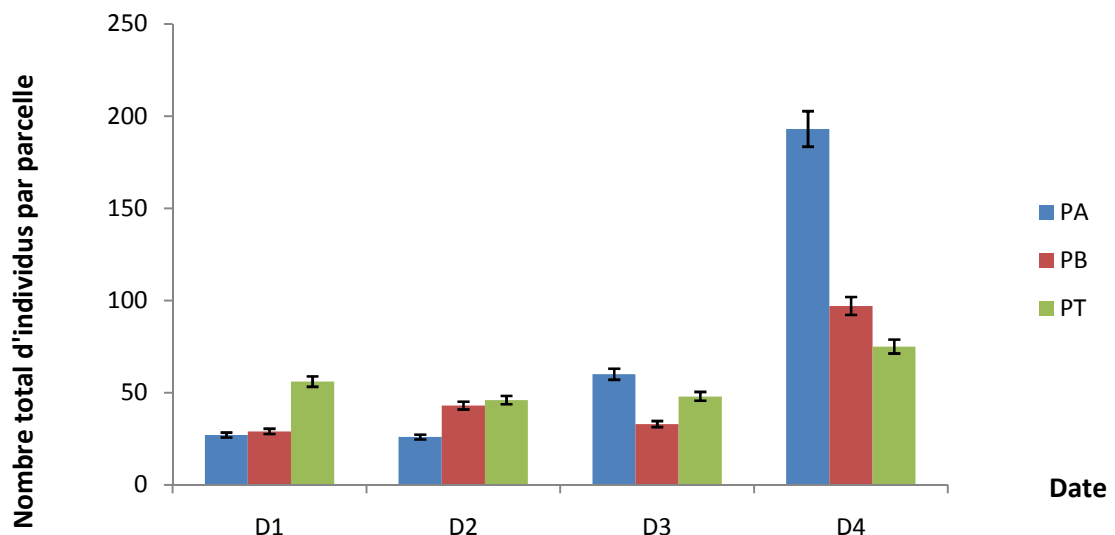


Figure 5.1 : variation temporelle de la diversité pédofaunique globale dans les parcelles A, B et T. [(PA) : Parcelle A, (PB): Parcelle B, (PT): Parcelle T- Témoin, D1: date1 (28 fév. 2010), D2: date2 (24 Mars 2010), D3: date3 (02 Mai 2010), D4: date4 (17 Juin 2010)].

5.1.2. Variation de la diversité pédofaunique selon les profondeurs

Le prélèvement des échantillons de sol sur trois niveaux de profondeur (5 cm, 10 cm et 20 cm) aux mêmes dates permet d'apprécier les variations de la diversité pédofaunique dans les sols des trois parcelles.

La figure 5.2, montre à l'évidence que seules les deux premières profondeurs (PRF1: 5cm et PRF2: 10cm) présentent une diversité importante dans les trois parcelles. Avec une prépondérance remarquable pour la parcelle A, site où la diversité est la plus élevée comparée aux parcelles B et T.

En parcelle témoin (T) par contre, c'est au sein du troisième horizon (PRF3: 20cm), que la diversité est la plus importante.

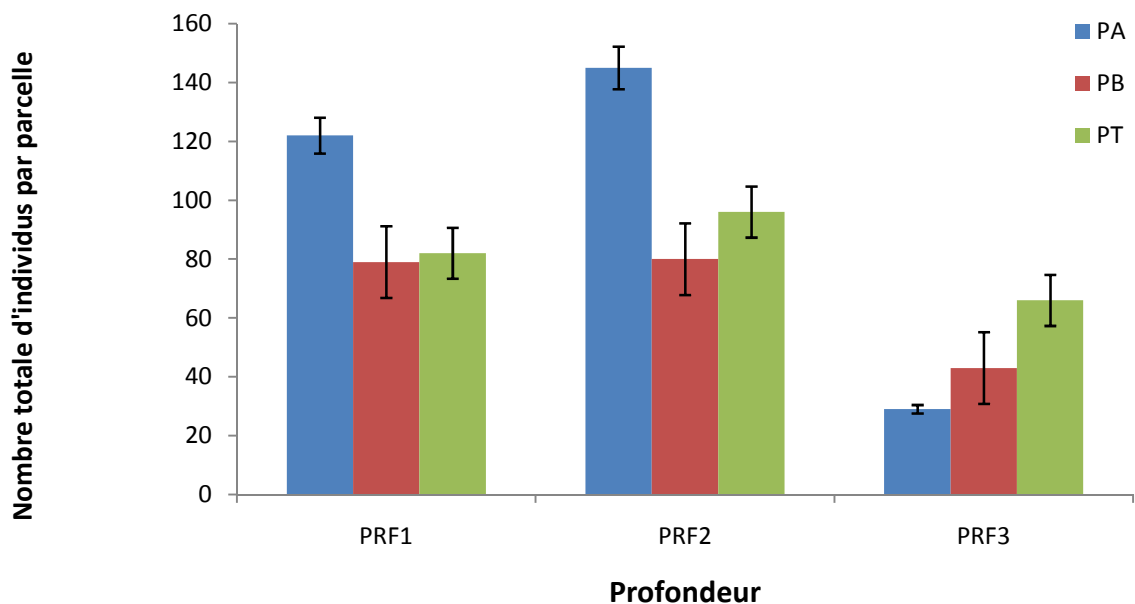


Figure 5.2: variation de la diversité globale des communautés selon les horizons considérés.

[(PA) : Parcelle A, (PB): Parcelle B, (PT): Parcelle T- Témoin, PRF1: profondeur 1 (05 cm), PRF2: profondeur 2 (10 cm), PRF3: profondeur 3 (20 cm)].

5.1.3. Analyse comparative de la diversité globale des communautés

Nous avons noté dans le tableau 5.1, les probabilités (P) du rapprochement de l'évolution de la diversité pédofaunique dans le temps et dans l'espace (temporelle et par profondeurs) au sein des trois parcelles d'après le modèle standard de MOTOMURA (Figure 5.3).

Tableau 5.1 : comparaison des pentes des droites de régressions des assemblages pédofauniques deux à deux.

	PA	PB	PT	PRF1	PRF2	PRF3
Pente	-1,1799	-1,0587	-1,0181	-0,63046	-0,4857	-0,68191
Ajustement MOTOMURA (P)	$7,39 \times 10^{-3**}$	$1,42 \times 10^{-3**}$	$3,13 \times 10^{-2*}$	$8,60 \times 10^{-4**}$	$8,24 \times 10^{-4**}$	$1,14 \times 10^{-2*}$
PA	—					
PB	0,81554	—				
PT	$6,72 \times 10^{-10**}$	$1,76 \times 10^{-8**}$	—			
PRF1	0,021576*	0,013608*	0,276	—		
PRF2	0,0076994**	0,047818*	0,12052	0,60697	—	
PRF3	0,46471	0,34001	0,48331	0,08636*	0,03171*	—

* : Probabilité significative à 5 %, ** : Probabilité hautement significative à 1 ‰, NS : non significative.

L'ajustement de l'évolution de la diversité pédofaunique dans les trois parcelles en fonction des profondeurs au modèle de MOTOMURA présente une différence significative pour la parcelle T ($P=3,13 \times 10^{-2}$) et le troisième niveau de prélèvement (20cm) PRF3 ($P=1,14 \times 10^{-2}$). Cette différence est hautement significative pour les parcelles A et B (respectivement $P = 7,39 \times 10^{-3}$ et $P = 1,42 \times 10^{-2}$) et les PRF1 ($P = 8,60 \times 10^{-4}$) et PRF2 ($P = 8,24 \times 10^{-4}$).

La comparaison des pentes (coefficient R de Pearson) de la diversité des trois parcelles a révélé une différence hautement significative entre la parcelle A et T ($P=6,72 \times 10^{-10}$) et entre la parcelle B et T ($P=1,76 \times 10^{-8}$).

La comparaison des pentes de la diversité des trois parcelles en fonction de la profondeur à montré une différence significative, soit $P = 0,021576$ pour la PRF1 de la parcelle A, $P = 0,013608$ pour la PRF1 de B, et $P = 0,047818$ pour la PRF2 de la parcelle B ($P < 5\%$). Mais aussi entre profondeurs, soit $P = 0,08636$ de la PRF1 et $P = 0,03171$ de la PRF2 avec la PRF3 ($P < 5\%$) et une différence hautement significative avec $P = 0,0076994$ ($P < 1\%$) pour la PRF2 de la parcelle A.

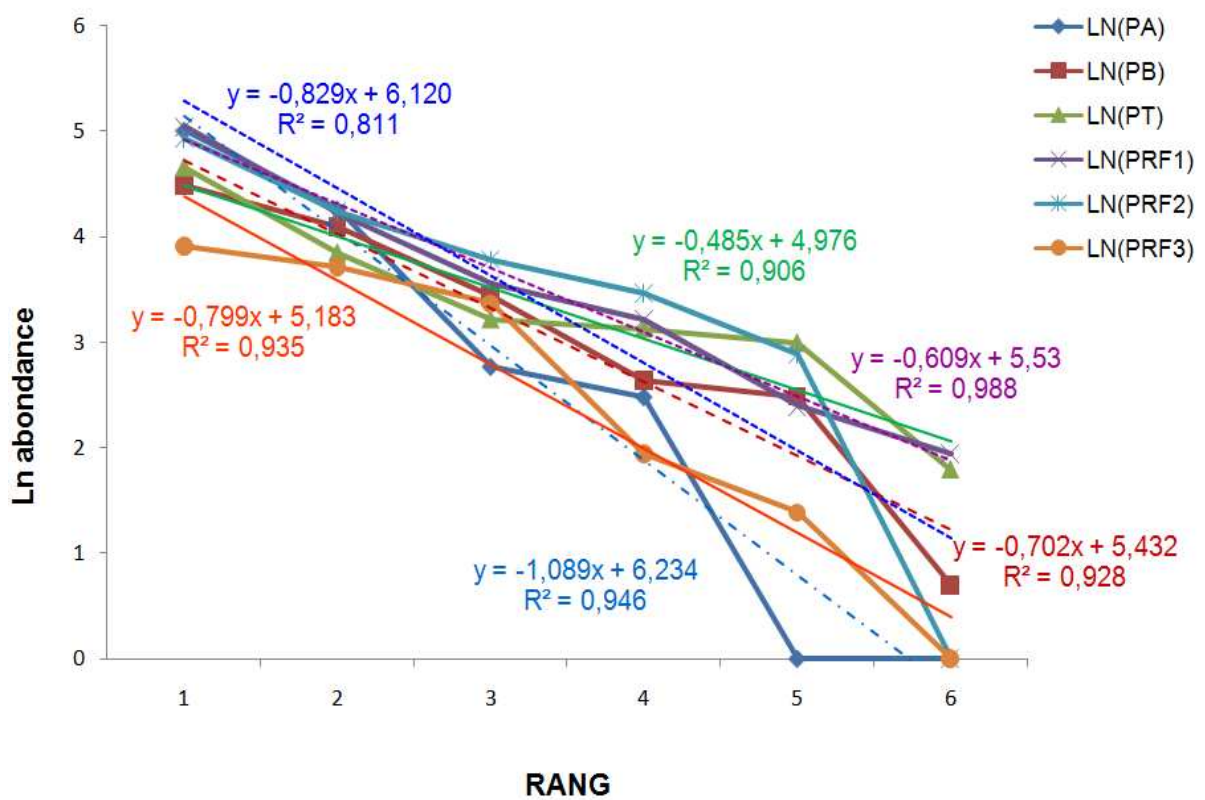


Figure 5.3 : diagrammes rang-fréquence des assemblages de la pédofaune dans les trois parcelles selon la profondeur.

[(PA) : Parcelle A, (PB): Parcelle B, (PT): Parcelle témoin, PRF1: profondeur 1 (05 cm), PRF2: profondeur 2 (10 cm), PRF3: profondeur 3 (20 cm)].

5.2. Variation de la diversité pédofaunique des taxons dans les trois parcelles en fonction des profondeurs

La dynamique de colonisation du sol des trois parcelles étudiées est relativement identique sur les deux parcelles B et T, alors que pour la parcelle A elle est très différente. Les collemboles représentent environ 50% de la communauté sur les 3 parcelles au cours de la période d'étude. Ces collemboles, qui font essentiellement partie de l'ordre des *Entomobryomorpha* (28%), *Symphyleona* (14%) et *Poduromorpha* (8%), sont parmi les premiers colonisateurs (Figure 5.4).

Du mois de Février au mois de juin 2010, les acariens représentent 37% des effectifs sur les 3 parcelles, 26% d'entre eux sont essentiellement des *Oribatida*. Le prélèvement de la D4 (mi-juin) est caractérisé par une dominance des collemboles et des acariens oribates sur la parcelle A, équivalente au double voir au triple que celles des parcelles B et T. Les larves de coléoptères (7%) et de myriapodes (5%) présentent de faibles taux par rapport aux autres groupes pédofauniques.

Au cours de la période d'étude de Février à Juin, la seule différence notable entre la parcelle T (témoin) et les parcelles A et B, est matérialisée par la présence d'un faible taux (1%) de vers de terre en parcelle T et leur absence totale dans les deux autres parcelles.

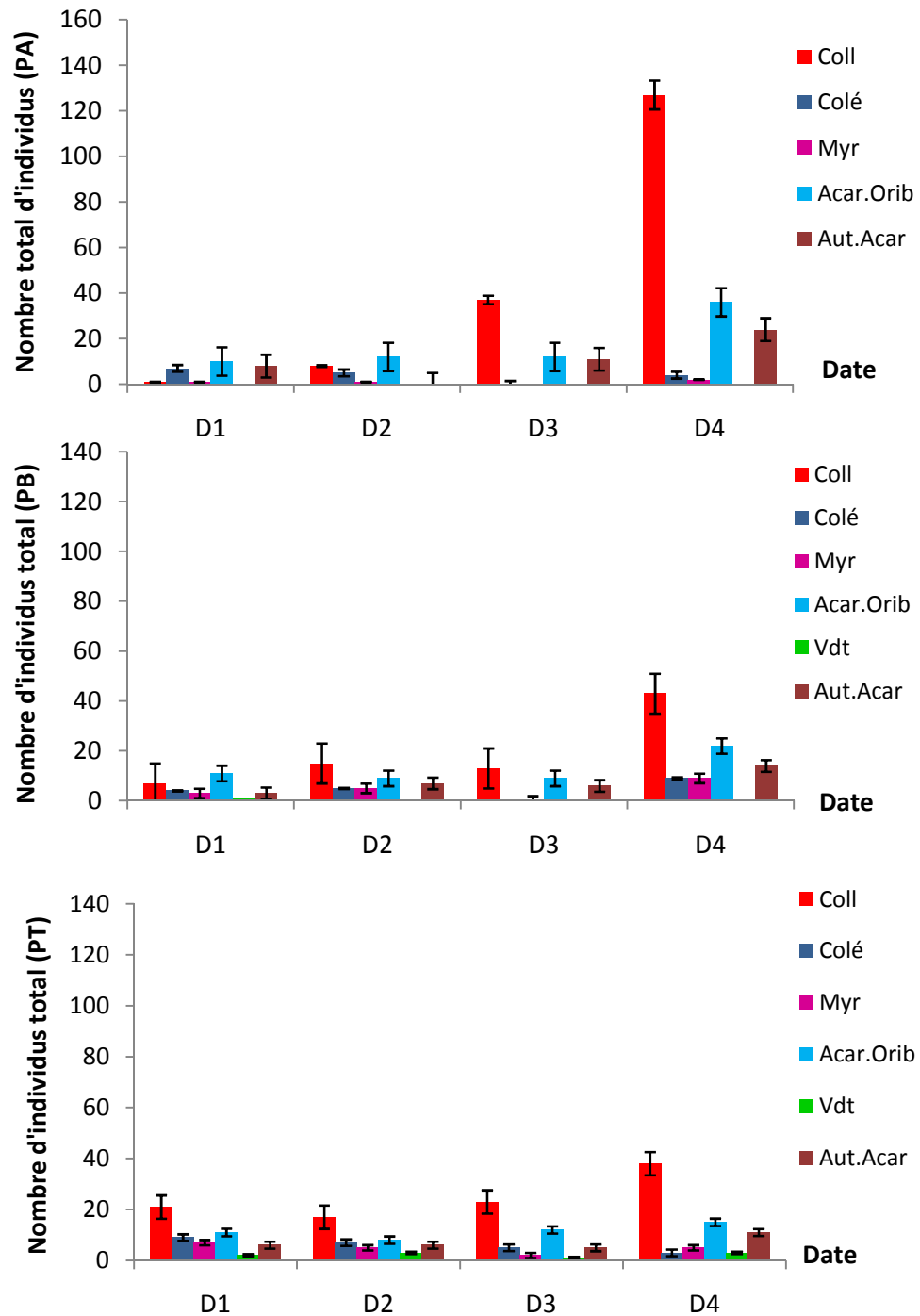


Figure 5.4 : Variation temporelle de la diversité des taxons dans les trois parcelles étudiées.

[(PA) : Parcelle A, (PB) : Parcelle B, (PT) : Parcelle Témoin, coll. : Collembolles, Colé : Coléoptère, Myr : Myriapodes, Acar.Orib : Acariens oribates, Vdt : Ver de terre et Aut.Acar/ Autre acariens, D1 : date1 (28 fév. 2010), D2 : date2 (24 Mars 2010), D3 : date3 (02 Mai 2010), D4 : date4 (17 Juin 2010)].

5.2.1. Abondance relative des taxons dans les parcelles étudiées selon la profondeur

5.2.1.1. Abondance relative des taxons par parcelle

Quelle que soit la parcelle considérée, les collemboles sont le groupe dominant. Ils représentent plus de la moitié (59%) des effectifs collectés en parcelle A et 44,46% des effectifs en parcelle B et T (parcelle témoin).

Les taux en acariens oribates sont à quelques pourcentages près quasiment identiques dans les parcelles A, B et T avec respectivement 28%, 29% et 20 %. Les autres acariens représentent 6% dans la parcelle A, tandis que leurs effectifs sont environ deux fois plus important (11 à 14 %) dans les parcelles B et T (figure 5.5).

Globalement, les collemboles et les acariens oribates sont les deux taxons dominants par rapport aux autres groupes pédofauniques dans les trois parcelles étudiées.

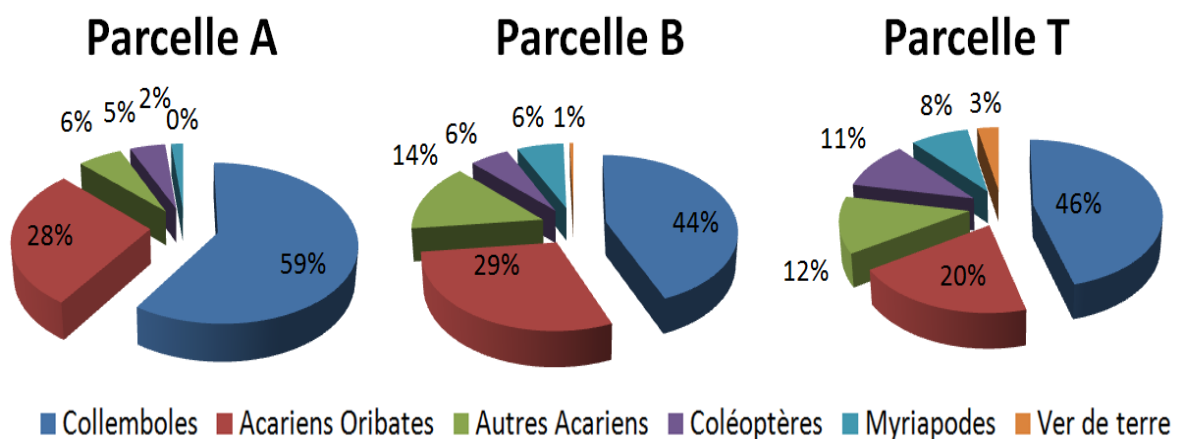


Figure 5.5: Abondance relative des principaux taxons dans les parcelles étudiées.

(PA : Parcelle A, PB : Parcelle B et PT : parcelle T- témoin).

5.2.1.2. Abondance relative des taxons par profondeur

Quelle que soit la profondeur du prélèvement, les collemboles sont la communauté la plus présente, ils représentent plus de la moitié (55%) des effectifs collectés dans la PRF1, presque la moitié (49 %) dans la PRF2 et 37% dans la PRF3.

La proportion des acariens oribates est pratiquement identique dans les profondeurs PRF2 (20%) et PRF3 (23%) et légèrement inférieure dans la PRF1. (15%). Par ailleurs, les coléoptères, les myriapodes et les autres acariens présentent une distribution différente dans chaque profondeur car en PRF1 ce sont les autres acariens (12%) et les coléoptères (11%) qui dominent. Dans la PRF2 ce sont les autres acariens et les Myriapodes avec respectivement 18% et 7 % et en PRF3 nous avons les Myriapodes et les coléoptères avec 23% et 13%. Quant aux vers de terre, ils sont totalement absents en PRF3 et très faiblement présent en PRF1 (2%) et PRF2 (1%) (Figure 5.6).

Dans l'ensemble, les résultats montrent que la diversité pédofaunique relative en PRF1 et PRF2 se ressemble, et que ces mêmes groupes pédofauniques n'ont pas montré la même diversité dans la PRF3.

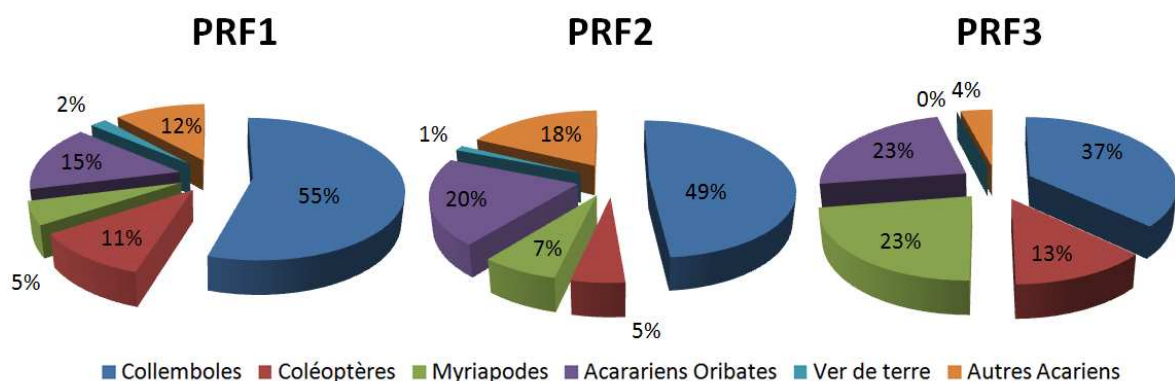


Figure 5.6: Abondance relative des principaux taxons dans chaque profondeur.

[PRF1 : profondeur 1 (05 cm), PRF2 : profondeur 2 (10 cm), PRF3 : profondeur 3 (20 cm)].

5.3. Indice de diversité spécifique de la pédofaune dans les trois parcelles

La comparaison des richesses est similaire sur les deux parcelles B et T, tandis qu'elle est moindre sur la parcelle A, par ailleurs, on note une absence totale des vers de terre dans cette dernière. Quant au nombre d'individus, la parcelle A présente le nombre le plus important par rapport à la parcelle B et T. L'indice de diversité «H'» calculé et comparé pour les différents taxons dans les trois parcelles pour la période d'étude sont reportés dans le tableau 5.2a.

L'analyse des valeurs de l'indice de diversité (H') enregistré dans les trois parcelles durant toute la période d'étude nous montre que l'abondance dans la parcelle A est plus importante comparée à celle des autres parcelles.

Tableau 5.2a: Caractéristiques écologiques de la pédofaune dans les sols des trois parcelles étudiées.

	Parcelle « A »	Parcelle « B »	Parcelle « T »
S	4	5	5
Nb. Individus	1343	850	988
H'	0,937	1,093	1,307

S : Richesse spécifique, Nb : Nombre d'individu, H' : Indice de diversité Shannon_Weaver.

Les probabilités associées reportées dans le tableau ci dessous (tableau 5.2b), nous indiquent que la diversité pédofaunique dans les sols des trois parcelles étudiées est très hautement significative et que l'abondance des différents taxons se révèle différente d'une parcelle à l'autre. Cependant, la parcelle A présente l'abondance la plus importante par rapport aux parcelles B.

Tableau 5.2b: Comparaison des diversités pédofauniques dans les sols des trois parcelles étudiées (***) : Probabilité hautement significative à 1 %).

	Parcelle A	Parcelle B	Parcelle T
Parcelle A	-		
Parcelle B	$7,044 \times 10^{-7***}$	-	
Parcelle T	$3,35 \times 10^{-35***}$	$3,34 \times 10^{-10***}$	-

5.4. Évaluation de l'effet de la composition minéralogique et organique des sols étudiés sur l'abondance pédofaunique

L'analyse en composantes principales, effectuée avec le logiciel PAST version 1.95 [290], à partir des résultats, montre l'évolution de la diversité pédofaunique au cours du temps en fonction de la composition minéralogique du sol et de la profondeur dans chaque parcelle. L'analyse est satisfaisante dans la mesure où plus de 50% de la variance sont exprimés sur les 2 premiers axes.

5.4.1. Évaluation de l'effet de la composition minéralogique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle A

L'axe 1 qui explique 32,25% de la variance totale, montre que les collembolés sont corrélés positivement avec les taux de potassium (K) de manganèse (Mn) et de zinc (Zn). Par ailleurs, ce groupe pédofaunique est inversement corrélé avec le phosphore (P). L'axe 2 (27,67%) révèle que les myriapodes sont corrélés positivement avec le taux du fer (Fe) et négativement avec le taux du calcium (Ca) et le magnésium (Mg) (figure 5.7).

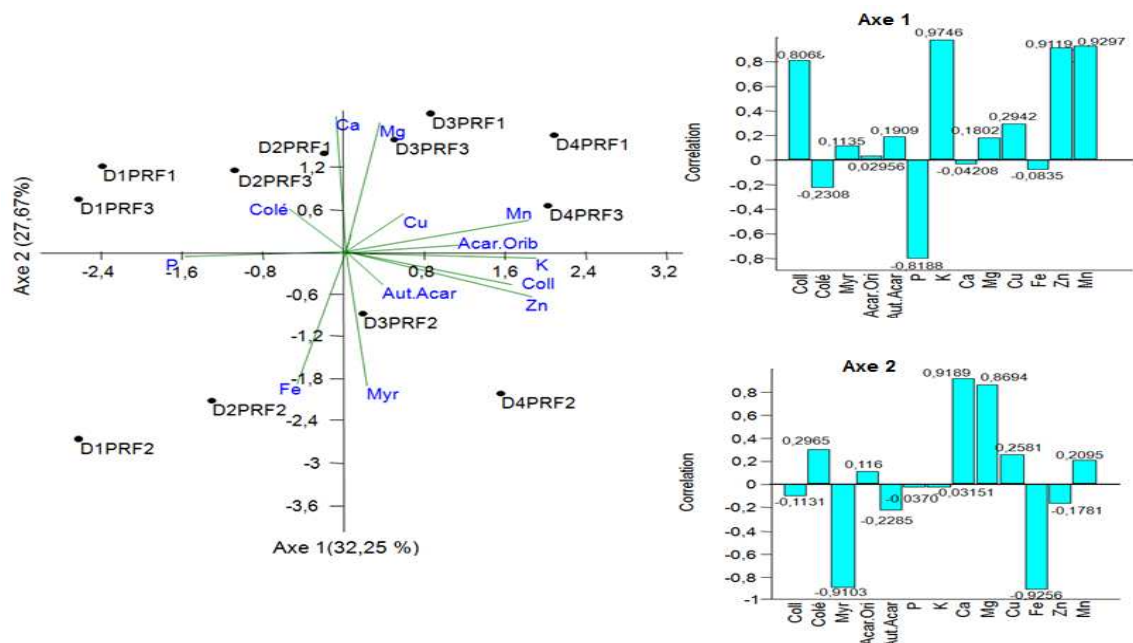


Figure 5.7 : Projections des variables des profondeurs, des abondances des taxons pédofauniques et de la fraction minérale sur le plan d'ordination F1XF2 de l'ACP, dans la parcelle A. [PRF1 : profondeur 1 (05 cm), PRF2 : profondeur 2 (10 cm), PRF3 : profondeur 3 (20 cm), coll.: Collembolés, Colé.: Coléoptère, Myr.: Myriapodes, Acar.Orib.: Acariens oribates, Vdt.: Ver de terre et Aut.Acar.: Autre acariens. D1 : date1 (28 fév. 2010), D2 : date2 (24 Mars 2010), D3 : date3 (02 Mai 2010), D4 : date4 (17 Juin 2010)].

5.4.2. Évaluation de l'effet de la composition organique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle A

L'axe 1 (46,79%) révèle que les coléoptères et les acariens oribates sont corrélés négativement avec le taux d'azote (N) et de la matière organique (MO).

L'axe 2 (43,33 %) montre que la diversité des différents groupes pédofauniques est corrélée positivement avec le taux de l'azote et la matière organique sauf les coléoptères et les acariens oribates (figure 5.8).

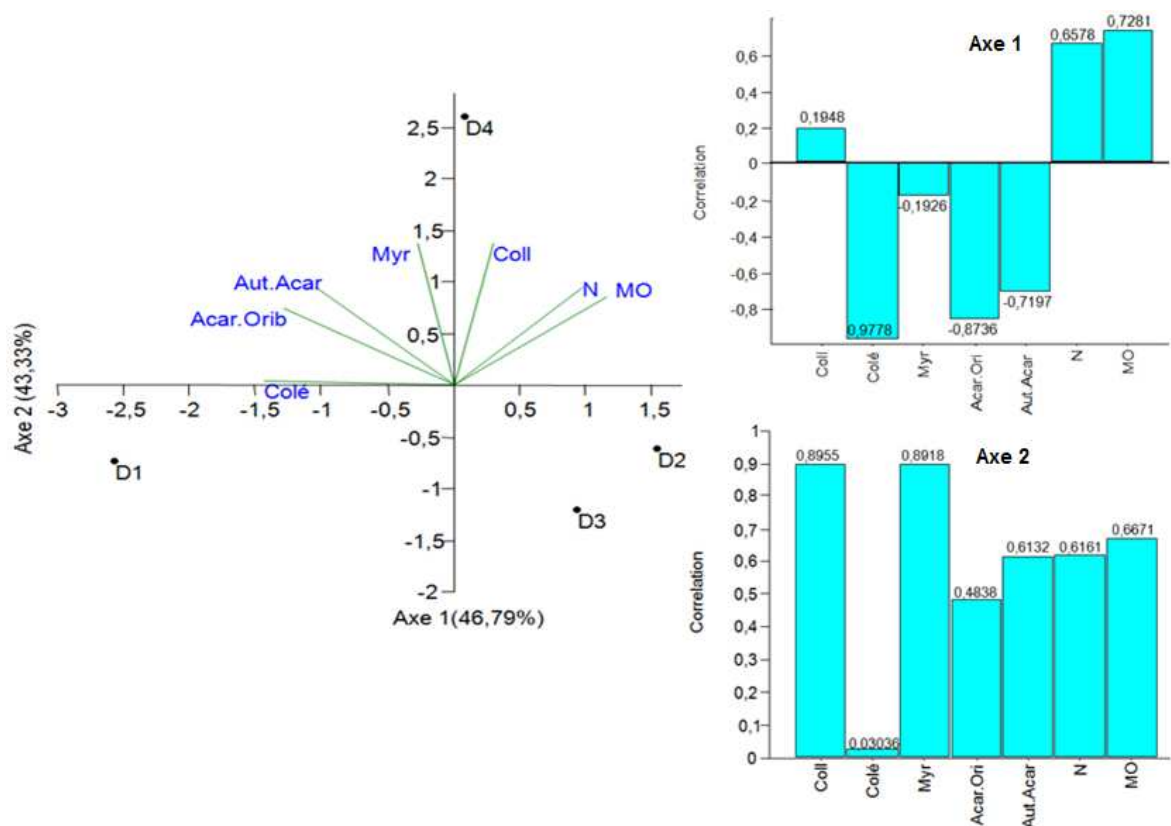


Figure 5.8 : Projections des variables des profondeurs, des abondances des taxons pédofauniques et de la fraction organique sur le plan d'ordination F1XF2 de l'ACP, dans la parcelle A.

[D1 : date1 (28 fév. 2010), D2 : date2 (24 Mars 2010), D3 : date3 (02 Mai 2010), D4 : date4 (17 Juin 2010), coll. : Collembolés, Colé : Coléoptère, Myr : Myriapodes, Acar. Orib : Acariens oribates, Vdt : Ver de terre et Aut. Acar : Autre acariens, MO : Matière organique, N : Azote].

5.4.3. Évaluation de l'effet de la composition minéralogique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle B

L'axe 1 (36,50%) montre que les taux de zinc (Zn), de manganèse (Mn), de fer (Fe) et de potassium (K) sont corrélés positivement avec les collemboles, les acariens oribates et les autres acariens.

L'axe 2 (23,51%) révèle que les myriapodes et les coléoptères sont inversement corrélés au taux du manganèse (Mn) et de magnésium (Mg) (figure 5.9).

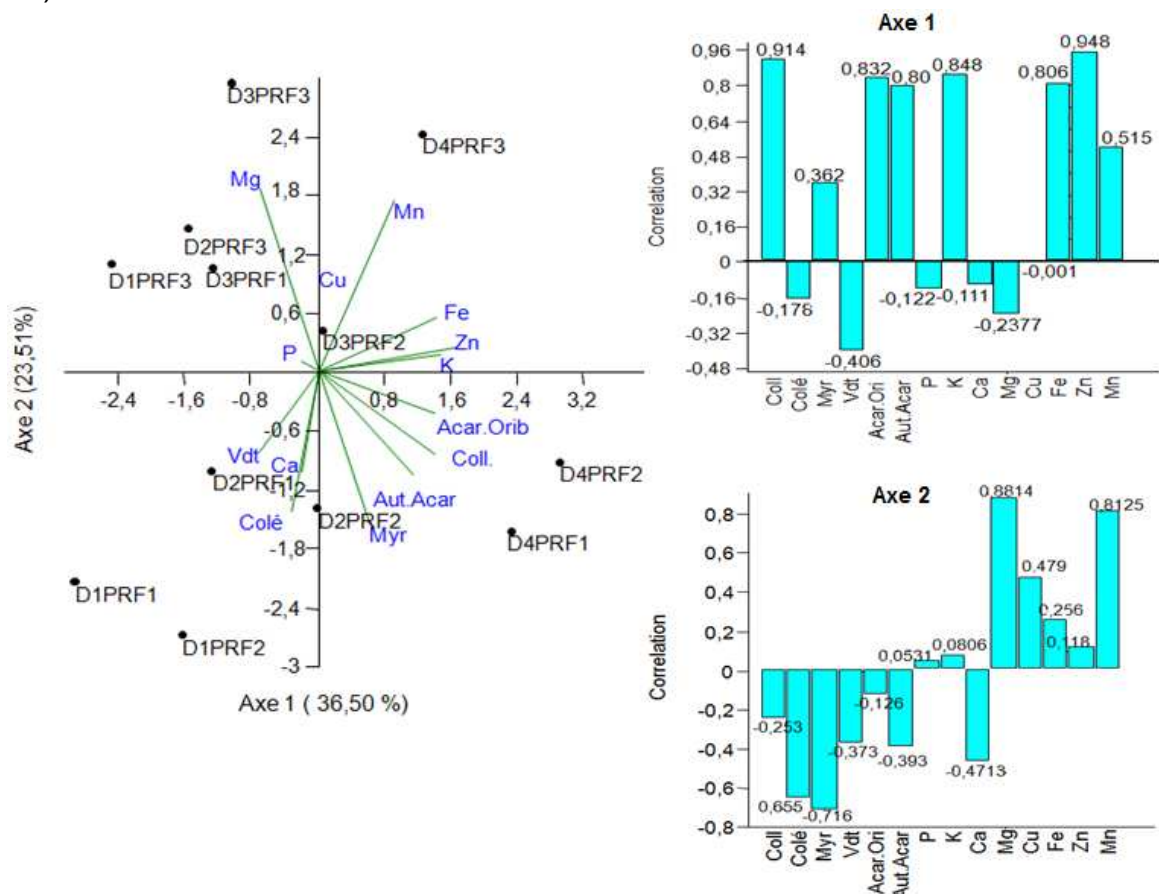


Figure 5.9 : Projections des variables des profondeurs, des abondances des taxons pédofauniques et de la fraction minéralogique sur le plan d'ordination F1XF2 de l'ACP, dans la parcelle B.

[PRF1 : profondeur 1 (05 cm), PRF2 : profondeur 2 (10 cm), PRF3 : profondeur 3 (20 cm), coll. : Collemboles, Colé : Coléoptère, Myr : Myriapodes, Acar.Orib : Acariens oribates, Vdt : Ver de terre et Aut.Acar : Autre acariens, D1 : date1 (28 fév. 2010), D2 : date2 (24 Mars 2010), D3 : date3 (02 Mai 2010), D4 : date4 (17 Juin 2010)].

5.4.4. Evaluation de l'effet de la composition organique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle B

L'axe 1 (61,76 %) montre que la diversité pédofaunique de la parcelle B (collemboles, acariens oribates, autres acariens) est corrélée positivement avec le taux de la matière organique (MO). Parallèlement, les coléoptères et les vers de terre sont corrélés négativement avec la matière organique (MO).

L'axe 2 (23,65%) révèle que les vers de terre sont corrélés négativement avec le taux d'azote (N) (figure 5.10).

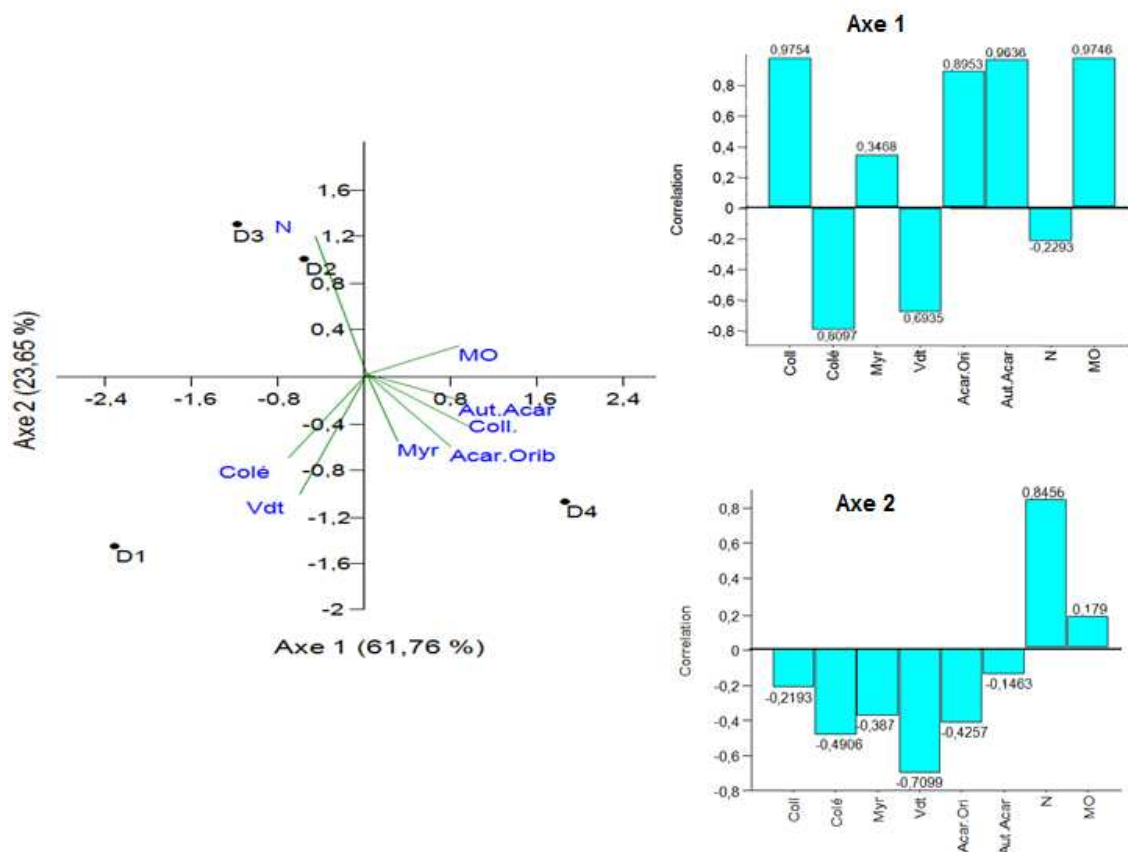


Figure 5.10: Projections des variables des profondeurs, des abondances des taxons pédofauniques et de la fraction organique sur le plan d'ordination F1XF2 de l'ACP, dans la parcelle B.

[D1 : date1 (28 fév. 2010), D2 : date2 (24 Mars 2010), D3 : date3 (02 Mai 2010), D4 : date4 (17 Juin 2010), coll. : Collemboles, Colé : Coléoptère, Myr : Myriapodes, Acar.Orib : Acariens oribates, Vdt : Ver de terre et Aut.Acar : Autre acariens, MO : Matière organique, N : Azote].

5.4.5. Évaluation de l'effet de la composition minéralogique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle T (témoin)

L'axe 1 (26,49%) révèle que les coléoptères, les vers de terre et les autres acariens sont corrélés positivement avec le potassium (K) et sont inversement corrélés avec le fer (Fe) et le manganèse (Mn).

L'axe 2 (24,44%) montre que les collemboles, les acariens oribates sont inversement corrélés avec le potassium (K) mais corrélés positivement avec le phosphore (P), le magnésium (Mg) et le manganèse (Mn) (figure 5.11).

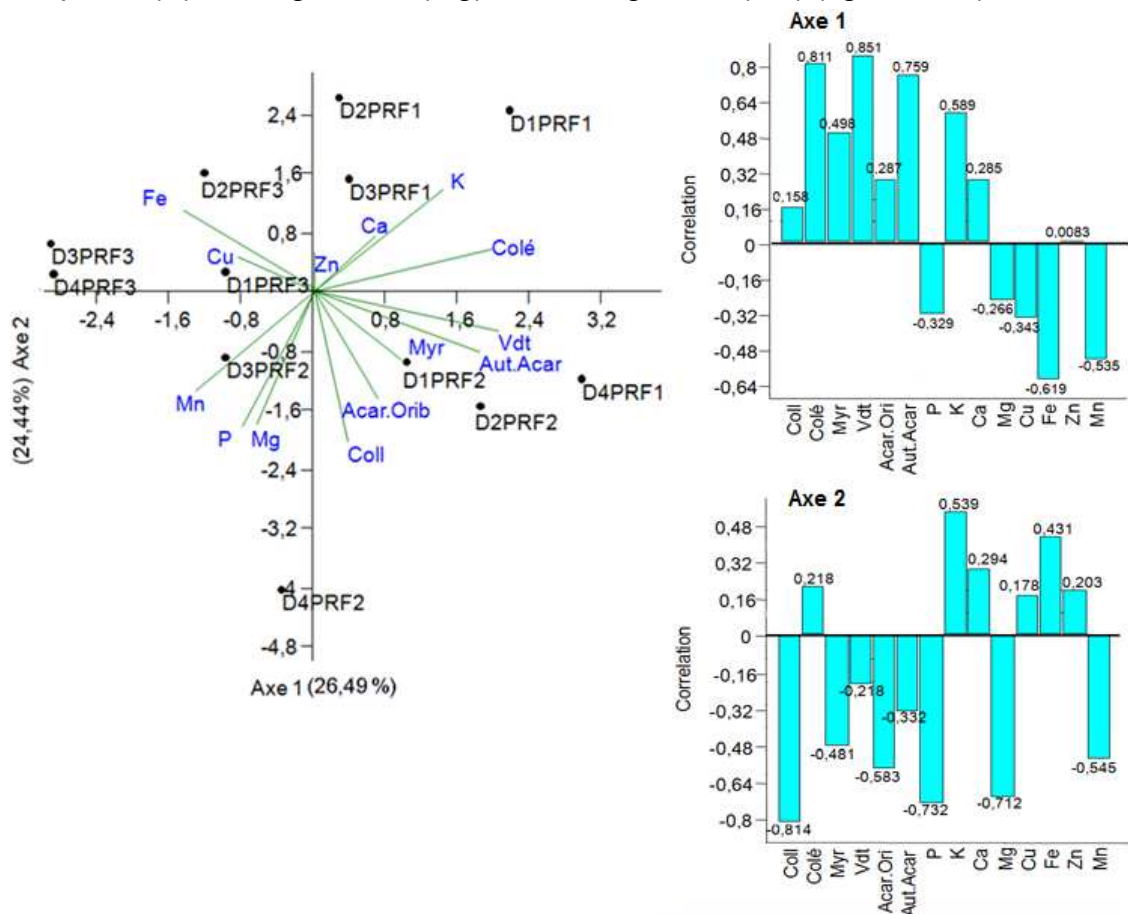


Figure 5.11 : Projections des variables des profondeurs, des abondances des taxons pédofauniques et de la fraction minéralogique sur le plan d'ordination F1XF2 de l'ACP, dans la parcelle T.

[PRF1 : profondeur 1 (05 cm), PRF2 : profondeur 2 (10 cm), PRF3 : profondeur 3 (20 cm), coll. : Collemboles, Colé : Coléoptère, Myr : Myriapodes, Acar.Orib : Acariens oribates, Vdt : Ver de terre et Aut.Acar : Autre acariens, D1 : date1 (28 fév. 2010), D2 : date2 (24 Mars 2010), D3 : date3 (02 Mai 2010), D4 : date4 (17 Juin 2010)].

5.4.6. Évaluation de l'effet de la composition organique sur l'abondance pédofaunique de la parcelle T (témoin)

L'axe 1 (59,42 %) révèle que les collemboles, les acariens oribates et les autres acariens sont corrélés positivement avec le taux de la matière organique et inversement corrélés avec le taux d'azote (N). Parallèlement, les coléoptères sont positivement corrélés avec l'azote (N) et inversement corrélés avec la matière organique (MO)

L'axe 2 (31,28 %) montre que les myriapodes et les vers de terre sont corrélés négativement avec le taux de matière organique (MO) (figure 5.12).

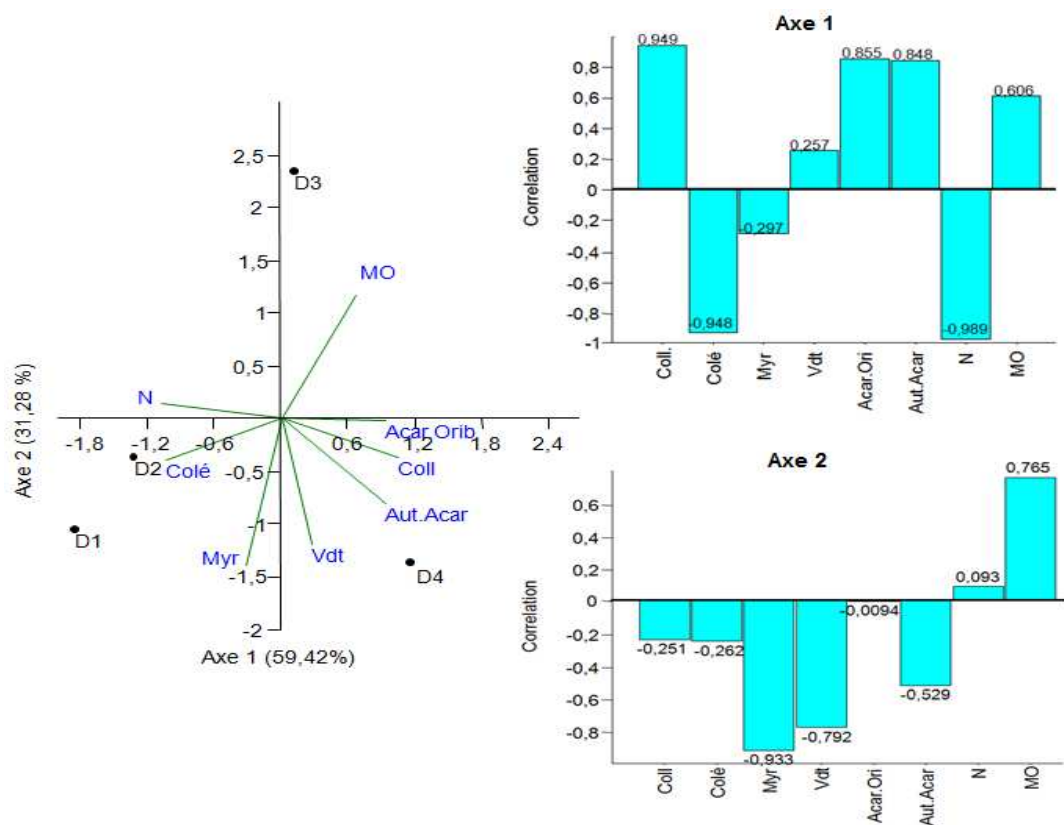


Figure 5.12 : Projections des variables des profondeurs, des abondances des taxons pédofauniques et de la fraction organique sur le plan d'ordination F1XF2 de l'ACP, dans la parcelle T.

[D1 : date1 (28 fév. 2010), D2 : date2 (24 Mars 2010), D3 : date3 (02 Mai 2010), D4 : date4 (17 Juin 2010), coll. : Collemboles, Colé : Coléoptère, Myr : Myriapodes, Acar.Orib : Acariens oribates, Vdt : Ver de terre et Aut.Acar : Autre acariens, MO : Matière organique, N : Azote].

5.5. Analyse comparée de l'évolution spatio-temporelle des taux de la fraction organique dans les trois parcelles étudiées

Le modèle G.L.M. a été appliqué en considérant deux facteurs sans interaction, que sont, la variation des taux d'azote et de matière organique en fonction de la parcelle et de la période.

Le facteur parcelle révèle l'existence d'une différence des taux d'azote entre les trois parcelles hautement significative (F-ratio= 15,117; $p=0,008$; $p<1\%$), à l'opposé de la période qui n'en montre pas (F-ratio=1,322 ; $p=0,376$; $P>5\%$) (Tableau 5.3a).

Tableau 5.3a : Modèle G.L.M. appliqué au taux d'azote dans les différentes parcelles d'étude (N=12).

Source	Somme des carrés	DDL	Moyen des écarts	F-ratio	P
Parcelle	5,398	2	2,699	15,117	0,008**
Période	0,944	4	0,236	1,322	0,376
Var. intra	0,893	5	0,179	-	-

N.S.: non significative, * : Probabilité significative à 5 % ; ** : Probabilité significative à 1 % ; *** : Probabilité significative à 1 ‰.

Le tableau 5.3b, indique que le facteur période présente une différence significative des teneurs en matière organique ($p=0,012$, F-ratio=10,392, $P<5\%$), et une différence très hautement significative de ces teneurs par parcelle ($p=0,000$, F-ratio=242,803, $P<1\%$).

Tableau 5.3b : Modèle G.L.M. appliqué au taux de la matière organique dans les différentes parcelles d'étude (N=12).

Source	Somme des carrés	DDL	Moyen des écarts	F-ratio	P
Parcelle	4,038	2	2,019	242,803	0,000***
Période	0,346	4	0,086	10,392	0,012*
Var. intra	0,042	5	0,008	-	-

N.S.: non significative, * : Probabilité significative à 5 % ; ** : Probabilité significative à 1 % ; *** : Probabilité significative à 1 ‰.

L'étude comparée de la variation des taux de la fraction organique dans les sols des trois parcelles indique que la teneur la plus élevée en azote est enregistrée dans la parcelle A ($N > 2\%$) et la plus faible dans la parcelle T (témoin) ($N < 1\%$). Par ailleurs, la teneur en matière organique est plus importante dans la parcelle T (témoin $MO > 2\%$) que la parcelle A ($MO < 1\%$). La parcelle B présente un taux presque identique en azote et en matière organique soit ($1\% < N < 3\%$, $1\% < MO < 3\%$) (Figure 5.13).

Les résultats de l'évolution de la teneur en fraction organique des prélèvements montrent que la variation des teneurs en azote et en matière organique présentent une faible progression dans le temps, sauf qu'en D2 un pic a été enregistré (Figure 5.13).

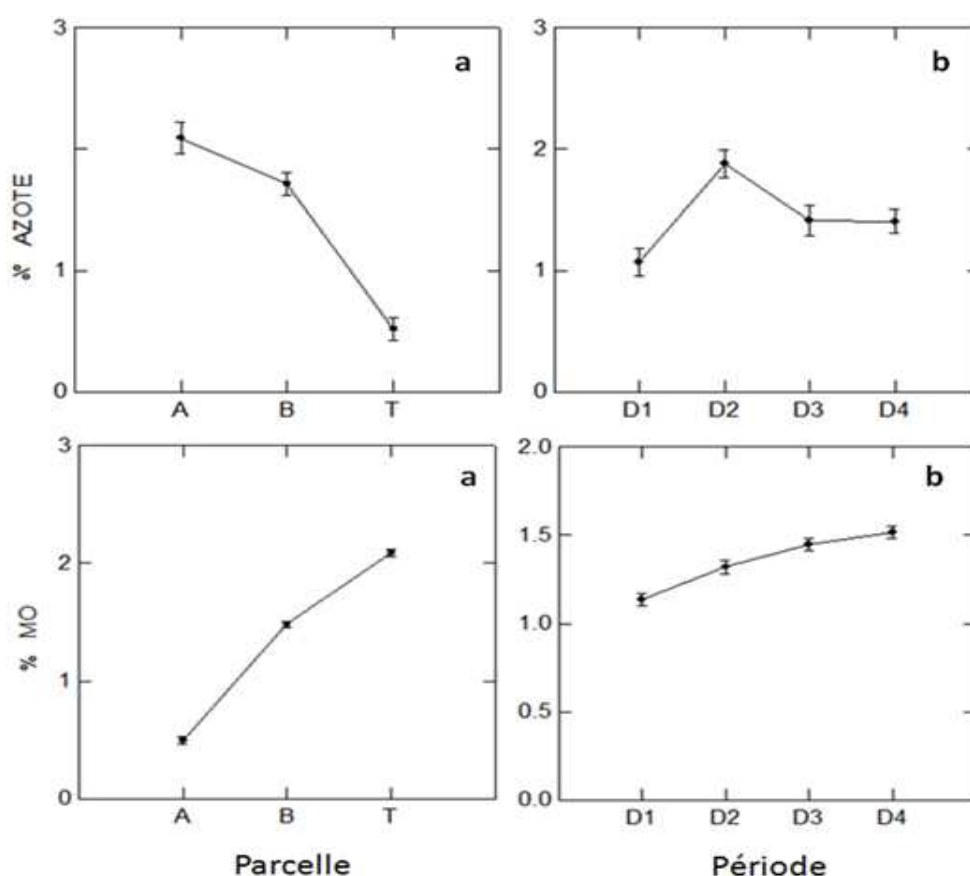


Figure 5.13: Variation spatiotemporelle des teneurs en azote et en matière organique dans les parcelles étudiées.

(a : les parcelles : (PA) : Parcelle A, (PB) : Parcelle B, (PT) : Parcelle Témoin), [b : périodes D1 : date1 (28 fév. 2010), D2 : date2 (24 Mars 2010), D3 : date3 (02 Mai 2010), D4 : date4 (17 Juin 2010)].

5.6. Analyse comparée de l'évolution spatiotemporelle des taux de résidus des trois matières actives appliquées dans les parcelles étudiées

5.6.1. Variation des teneurs en résidus dans les parcelles (A, B et T)

La figure 5.14 présente la variation spatiale des taux de résidus des trois matières actives dosées à savoir le mancozèbe, le métalaxyl et la métribuzine dans les trois parcelles (A, B et T).

La parcelle A présente le taux le plus élevé en résidus de mancozèbe par rapport aux parcelles B et T, cette dernière contenant le taux le plus faible en cette matière active.

Le taux de résidus de métalaxyl est plus important dans la parcelle B comparée à la parcelle A. Contrairement au taux de résidus de la métribuzine qui est plus élevé en parcelle A qu'en parcelle B. On note l'absence totale de résidus de ces deux molécules actives dans la parcelle témoin (T).

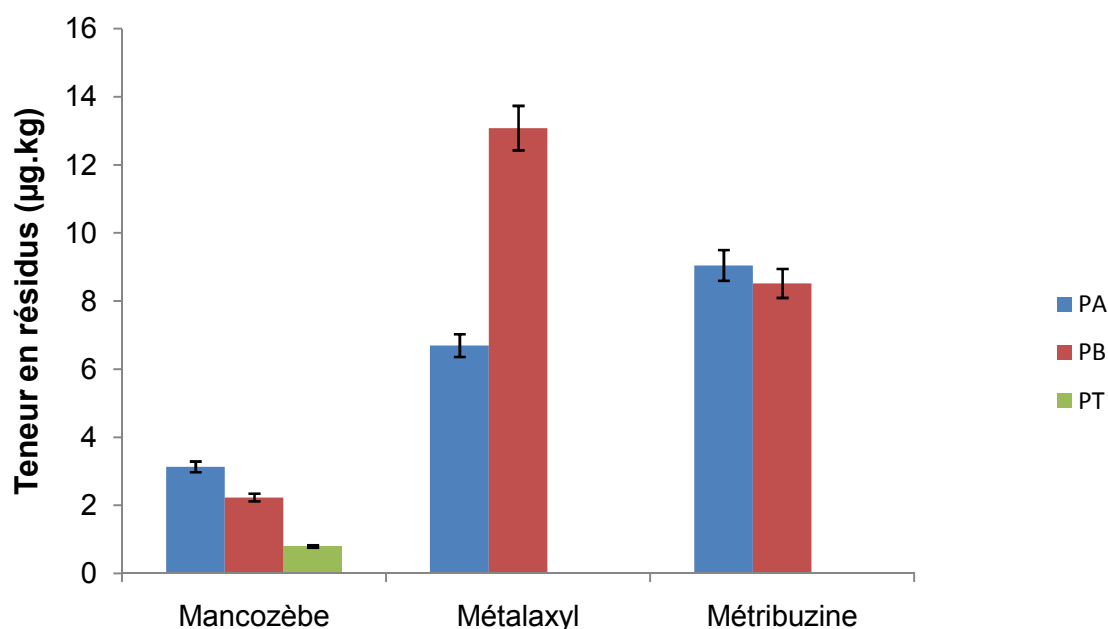


Figure 5.14 : Évaluation des taux de résidus de pesticides dans les parcelles A, B et T. [(PA) : Parcelle A, (PB) : Parcelle B, (PT) : Parcelle Témoin].

5.6.2. La variation temporelle des teneurs en résidus dans les parcelles

La recherche de résidus de pesticides a concerné deux fongicides et un herbicide. Les résultats sont rapportés dans l'APPENDICE I. La figure 5.15, fait apparaître un taux de résidus de métribuzine très élevé (21,66 µg/kg) dans les parcelles A et B à la date du premier prélèvement (Février). Cette concentration est plus faible en juin (17,09 µg/kg) au sein des mêmes parcelles par rapport à la parcelle témoin (T).

Cette teneur a tendance à diminuer dans le temps car à la D4 (après récolte en juin), le taux le plus faible en métribuzine est enregistré dans la parcelle A. Ce taux est nul dans la parcelle B. Pour la même période, (Février 2010 à Juin 2010), la parcelle témoin (T) contient de très faibles concentrations de métribuzine, inférieures à la limite de détection.

En février-Mars (hiver-printemps), les valeurs mesurées en résidus des deux fongicides métalaxyl et mancozèbe, restent relativement inférieure durant les deux premiers dosages pour les parcelles A et B. Ces teneurs variant de 1,5 µg/kg à 4,64 µg/kg de sol pour le métalaxyl et de 0,86 µg/kg à 4,05 µg/kg de sol pour le mancozèbe. Par contre, en Mai-Juin (printemps-été) le métalaxyl se retrouve dans le sol à des concentrations importantes de 16 µg/kg à 17 µg/kg en parcelles A et B. Malgré une légère augmentation du taux de résidus en mancozèbe dans la parcelle A par rapport à la parcelle B en D1, la dynamique de cette matière active paraît similaire sur les deux parcelles traitées (A et B). Quant aux concentrations en métalaxyl et en mancozèbe, elles sont inférieures à la limite de détection dans le sol de la parcelle T (témoin). Le taux de résidus de mancozèbe est le seul enregistré sur la parcelle T lors du premier dosage. Cette teneur est probablement due à l'incorporation accidentelle de cette matière active lors des applications

Dans l'ensemble, les résidus de métribuzine ont tendance à diminuer dans le temps dans les parcelles A et B. Les teneurs en résidus de mancozèbe sont les plus faibles comparées aux résidus des autres matières actives. Les concentrations en résidus de métalaxyl augmentent avec le temps dans la parcelle

B, contrairement à la parcelle A où les teneurs sont relativement faibles au 1^{er}, 2^{ème} et 4^{ème} dosage, sauf en D3 correspondant à la floraison où l'on observe un pic supérieur à 15 µg/kg).

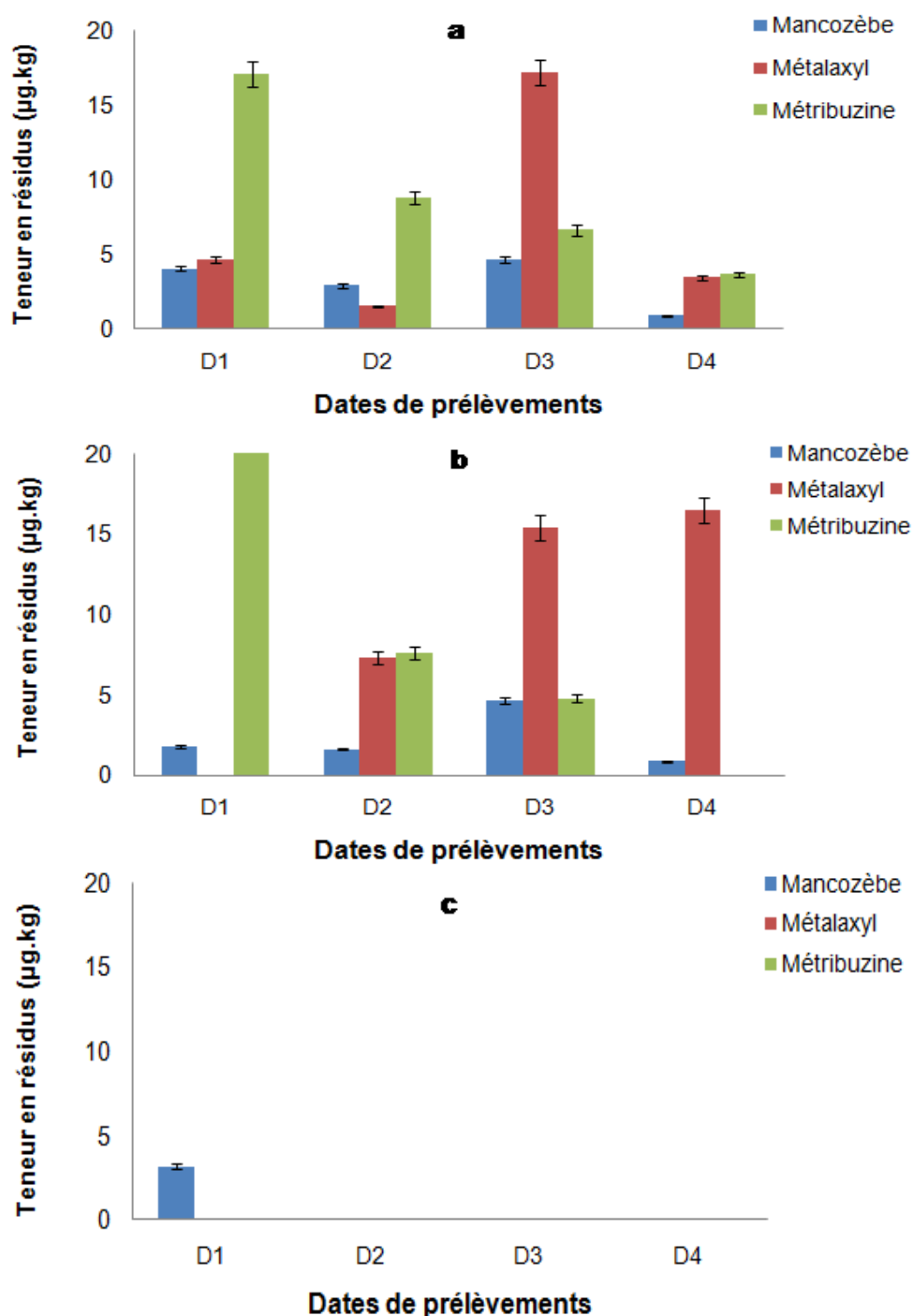


Figure 5.15: Évolution spatiotemporelle des taux de résidus des trois matières actives dans les parcelles étudiées.

[(a): Parcelle A, (b): Parcelle B, (c): Parcelle Témoin, D1: date1 (28 fév2010), D2: date2 (24 Mars 2010), D3: date3 (02 Mai 2010), D4: date4 (17 Juin 2010)].

5.6.3. Étude de l'effet spatiotemporel des résidus des trois matières actives sur l'abondance des taxons

La figure 5.16 représente la variation temporelle de la diversité pédofaunique, parallèlement à l'évolution dans le temps des concentrations ($\mu\text{g/kg}$ de sol) de résidus des trois matières actives de chacune des parcelles.

L'abondance relative au niveau spécifique montre que, non seulement la composition de la communauté mésofaunique diffère significativement d'une parcelle à l'autre ($p < 1\%$) (tableau 5.2b), mais qu'elle évolue également au cours du temps sur une même parcelle. A l'exception des vers de terre, prélevés essentiellement sur la parcelle témoin (T), les différents taxons identifiés sont présents en plus grand nombre sur les parcelles A et B, il s'agit plus particulièrement des collemboles et des acariens Oribatida. Les différents taxons d'acariens (oribates et autres acariens) ainsi que les différentes espèces de collemboles, voient leurs proportions respectives évoluer selon la concentration des résidus.

De l'hiver à l'été, la teneur en résidus de la métribuzine a tendance à diminué dans les parcelles A et B. Durant la même période la proportion en collemboles augmente progressivement sur l'ensemble des parcelles (A: de 22% à 23,41%, B: de 2,65% à 18,41% et T: de 6,66 à 13,96 %). Tandis que celle en oribates présente une grande variation en parcelle A de 4,76% à 17,14% et en parcelle B de 6% à 15%, alors qu'en parcelle T la variation est plus stable (8% à 11%). La proportion en autres acariens reste relativement stable dans les parcelles B (8,05% à 16,1%) et T (7,14% à 13,09%) tandis qu'en parcelle A, leur proportion augmente de 3,88 à 17,77 %.

Durant la même période, on observe une légère augmentation en teneur de résidus de mancozèbe dans la parcelle A par rapport à la parcelle B. Mais globalement, la dynamique de cette matière active paraît similaire sur ces deux parcelles, de plus, elle ne semble pas avoir un effet sur les communautés pédofauniques.

Pendant la période Mai-Juin (printemps-été), les concentrations en résidus de métalaxyl dans le sol des parcelles A et B sont très élevées. On observe, simultanément dans ces parcelles une nette augmentation des individus de collemboles et d'acariens (oribates et autres acariens) entre le début et la fin de l'expérimentation. Le métalaxyl semble avoir eu un effet «booster» sur les populations de collemboles et d'acariens (oribates et autres acariens).

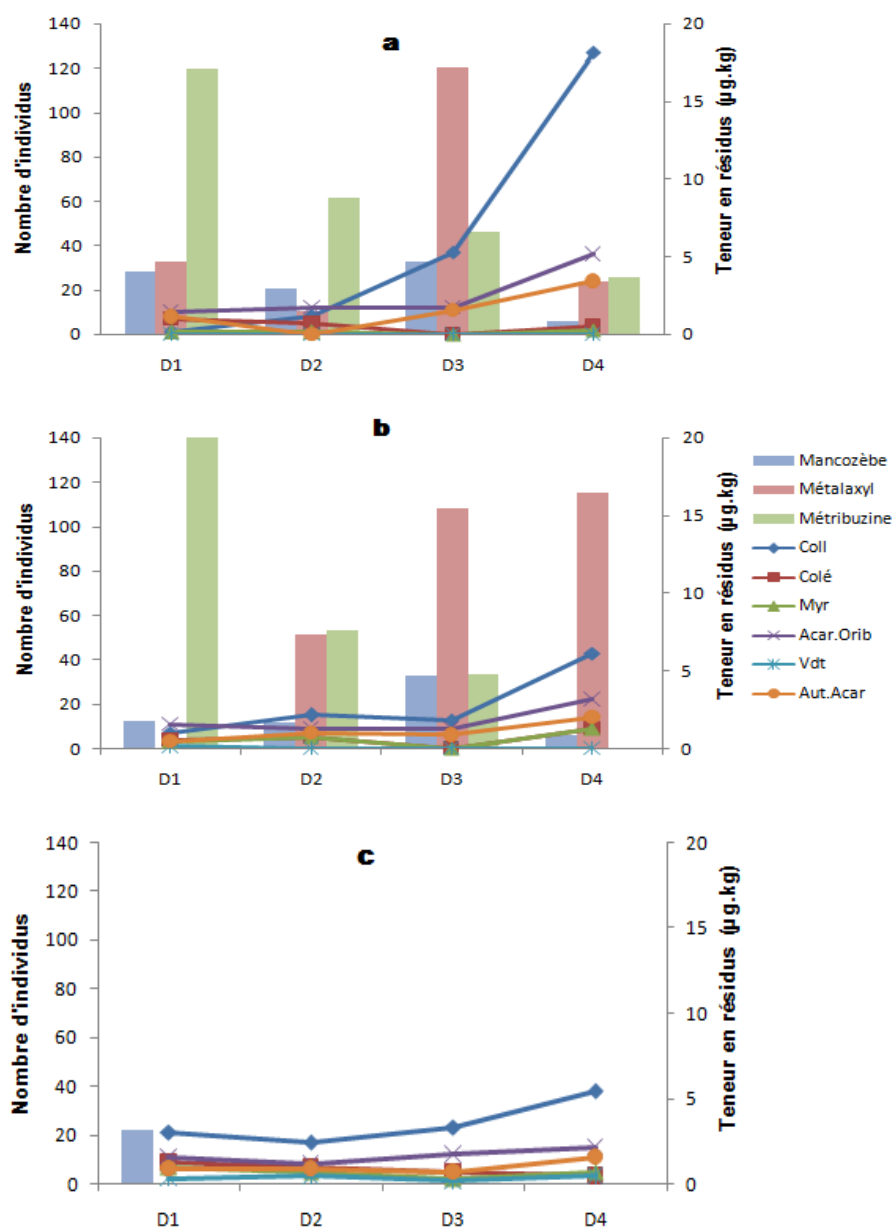


Figure 5.16 : Variation spatiotemporelle de l'abondance des taxons de la pédofaune dans les parcelles étudiées sous l'effet des résidus.

[(a) : Parcelle A, (b) : Parcelle B, (c) : Parcelle Témoin, coll. : Collemboles, Colé : Coléoptère, Myr : Myriapodes, Acar.Orib : Acariens oribates, Vdt : Ver de terre et Aut.Acar/ Autre acariens, D1 : date1 (28 fév. 2010), D2 : date2 (24 Mars 2010), D3 : date3 (02 Mai 2010), D4 : date4 (17 Juin 2010)].

5.6.4. Tendance générale de la variation de la diversité pédofaunique sous l'effet des résidus de pesticides dans le temps

L'analyse en Composantes Principales effectuée avec PAST vers 1.95 [290] est satisfaisante dans la mesure où plus de 50 % de la variance sont exprimés sur les 2 premiers axes.

L'axe 1 (36,02 %) montre que les myriapodes, les vers de terre et les autres acariens sont corrélés négativement avec les trois matières actives dans la parcelle A et B pour la période D1, D2 et D3. Parallèlement, les myriapodes et les vers de terre sont corrélés entre eux positivement dans la parcelle témoin T. Tandis que l'axe 2 (24,15%) révèle que la corrélation est positive pour les collemboles, les acariens oribates et les autres acariens avec les résidus du Métalaxyl dans le 3^{ème} prélèvement en parcelles A et B (figure 5.17).

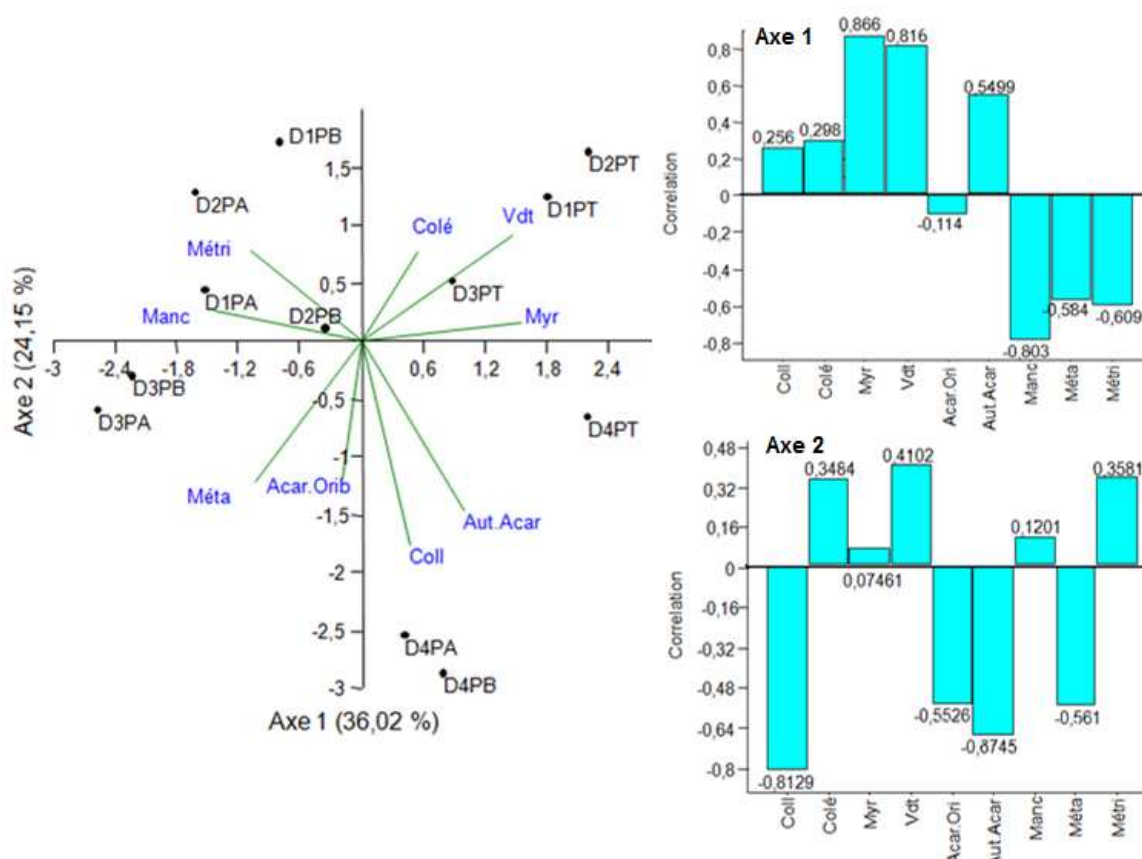


Figure 5.17 : Projections des variables des teneurs des différents résidus, des abondances des communautés et des périodes sur le plan d'ordination F1xF2 de l'ACP. [(PA) : Parcelle A, (PB) : Parcelle B, (PT) : Parcelle Témoin, D1 : date1 (28 fév2010), D2 : date2 (24 Mars 2010), D3 : date3 (02 Mai 2010), D4 : date4 (17 Juin 2010), Manc : Mancozèbe, Méta : Métalaxyl, Métri : Métribuzine].

5.6.5. Analyse comparée de l'évolution spatiotemporelle des teneurs en résidus dans les trois parcelles étudiées

Le modèle G.L.M. a été appliqué en considérant deux facteurs sans interaction, à savoir, la variation des teneurs en résidus des trois matières actives considérées en fonction de la parcelle et de la période de prélèvement.

Le facteur parcelle révèle l'existence d'une dissemblance hautement significative des teneurs en résidus de pesticides entre les trois parcelles (F-ratio=6,769; $p=0,004$; $p < 1\%$), contrairement à la période qui ne montre aucune différence significative (F-ratio=1,128; $p=0,355$; $P > 5\%$). Concernant les matières actives, ce facteur met en évidence l'existence d'une différence significative entre la teneur des résidus des trois matières actives dosées (F-ratio= 2,56; $p= 0,099$; $P < 5\%$) (Tableau 5.4).

Tableau 5.4 : Modèle G.L.M. appliqué à la comparaison des moyennes des teneurs en résidus des différentes matières actives dans les parcelles (N= 36).

Source	Somme des carrés	DDL	Moyen des écarts	F-ratio	P
Parcelle	330,489	2	165,244	6,769	0,004**
Période	82,604	3	27,535	1,128	0,355
Matière active	122,822	2	61,411	2,56	0,099*
Var. intra	683,543	28	24,412	-	-

N.S.: non significative, * : Probabilité significative à 5 % ; ** : Probabilité significative à 1 % ; *** : Probabilité significative à 1 ‰.

La dissemblance des teneurs en résidus des pesticides dosées en fonction de la période (quatre dates de prélèvements), ne présente pas de différences remarquables car les dates D1 et D3 coïncident avec les applications des traitements phytosanitaires. Par contre leurs concentrations diffèrent selon la parcelle et suivant la matière active. Les teneurs en résidus les plus élevées sont enregistrées dans les parcelles traitées B et A avec respectivement 7,94µg/kg et 6,28 µg/kg de sol, la plus faible teneur étant en la parcelle T (0,26 µg/kg de sol).

La différence des teneurs en résidus entre les trois matières actives sont nettement significatives (Figure 5.18). Ces résultats peuvent nous montrer la persistance absolue du métalaxyl par rapport à la métribuzine et encore plus par rapport au mancozèbe.

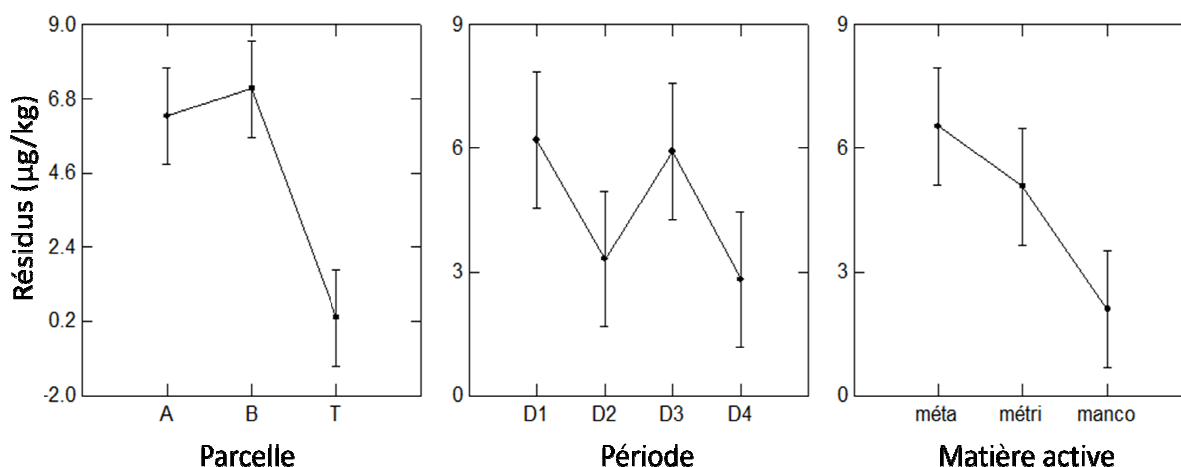


Figure 5.18: Variabilité temporelle comparée des teneurs en résidus des trois matières actives dans les parcelles étudiées.

[(A) : Parcelle A, (B) : Parcelle B, (T) : Parcelle Témoin, D1 : (28 fév2010), D2 : (24 Mars 2010), D3 : (02 Mai 2010), D4 : (17 Juin 2010), Manc : Mancozèbe, Méta : Métalaxyl, Métri : Métribuzine]

5.7. Analyses des variations spatiotemporelles des teneurs en réserves énergétiques des collemboles et des acariens oribates dans les différentes parcelles

En termes de qualité, les réserves énergétiques sont constituées majoritairement de réserves lipidiques [292], aussi bien pour les collemboles que pour les acariens oribates. On constate effectivement que la teneur en lipides est nettement plus importante que la teneur en glucides. Collemboles et acariens oribates présentent un taux d'accumulation lipidique très élevé (supérieur à 90%), avec 96% pour les premiers et 95% pour les seconds. Alors que leurs teneurs glucidiques sont très faibles (inférieur à 5%) voir minimales (collemboles 3,90%, acariens oribates 4,76%)

La figure ci-dessous (figure 5.19) représente la teneur des réserves énergétiques en glucides et en lipides chez les collemboles et les acariens oribates en fonction du temps dans les trois parcelles étudiées. L'évolution de ces réserves énergétiques présentent une variation spatiotemporelle hautement significatives avec des probabilités respectives (Test One Way ANOVA, $P=6,218 \times 10^{-5}$, $P=2,88 \times 10^{-5}$, $P < 1\%$). On observe qu'en l'espace de 90 jours (30-120 jours), la teneur des lipides des collemboles et des acariens oribates prélevés des parcelles A et B (traitées) et de la parcelle T témoin (non traitée), augmentent progressivement avec le temps. Alors que pour le même laps de temps les teneurs glucidiques diminuent.

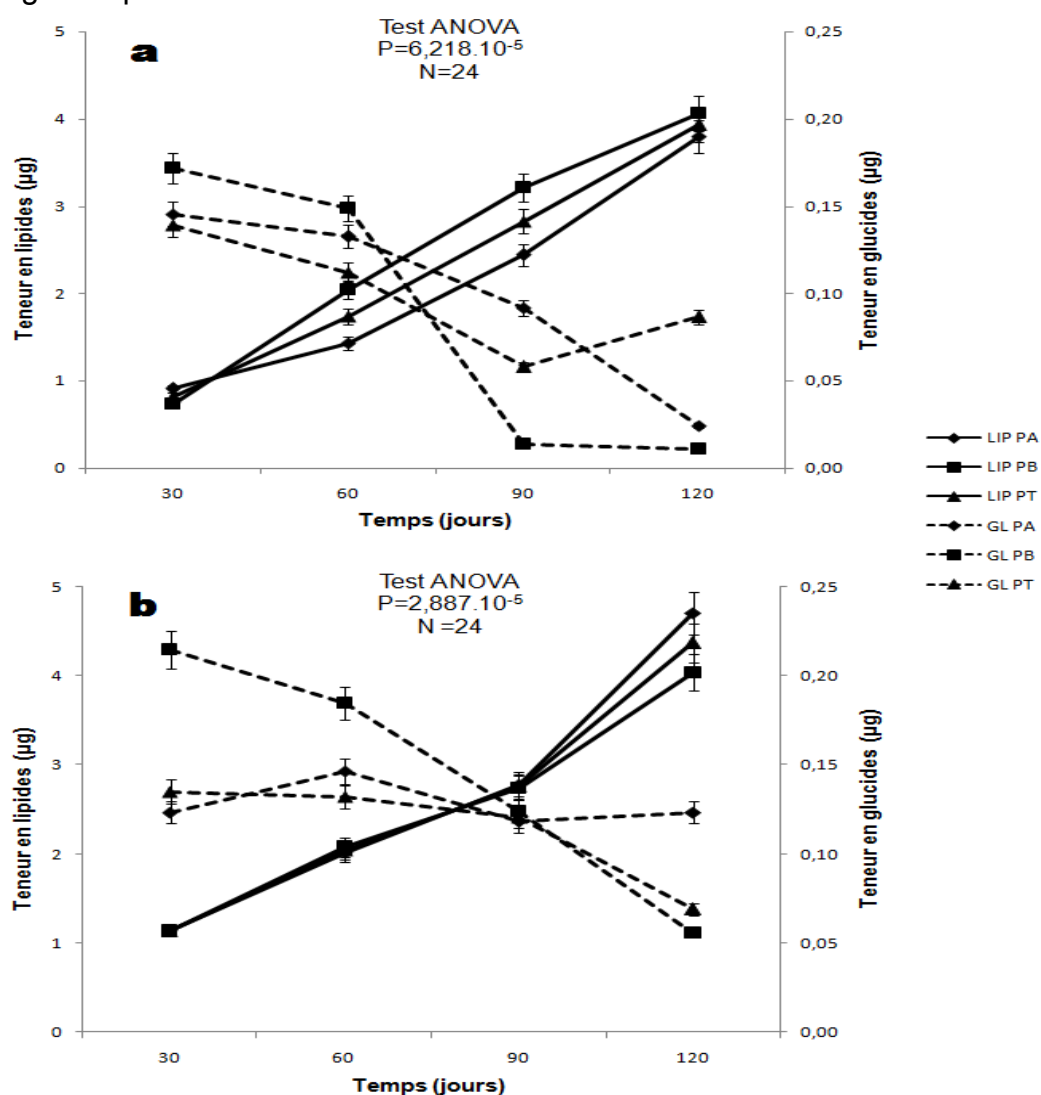


Figure 5.19 : Résultats du test de l'ANOVA à un seul facteur (Past ver.9.1) sur les Variations temporelles des teneurs en réserves énergétiques chez les collemboles (a) et les acariens oribates (b).

[(Lip): Lipides, (Glu): Glucides, (PA): Parcelle A, (PB): Parcelle B, (PT): Parcelle T].

5.8. Analyse comparée de l'évolution spatiotemporelle des teneurs des réserves énergétiques chez les taxons étudiés

Le modèle G.L.M. a été appliqué en considérant deux facteurs sans interaction, à savoir, la variation des teneurs en lipides et glucides des deux taxons (collemboles et acariens oribates) en fonction de la parcelle et de la période de prélèvement.

Le facteur parcelle ne montre pas de différence significative (F-ratio=0,152; $p=0,860$; $P>5\%$). À l'opposé, le facteur période révèle l'existence d'une dissemblance des teneurs lipidiques entre les différentes dates de prélèvements qui est hautement significative, avec les valeurs de F-ratio=6,769; de $p=0,009$ et de $p<1\%$. Concernant les teneurs en réserves lipidiques par taxons, ce facteur montre la présence d'une différence hautement significative (F-ratio= 56,592; $p=0,000$; $P<1\%$) (Tableau 5.5a).

Le facteur parcelle ne montre pas de différence significative (F-ratio=0,027; $p=0,477$; $p>5\%$). À l'opposé, le facteur période révèle l'existence d'une dissemblance des teneurs glucidiques entre les différentes dates de prélèvements qui est significative, avec les valeurs de F-ratio=4,807; de $p=0,013$; et de $p<5\%$. Concernant les teneurs en réserves glucidiques par taxons, ce facteur montre la présence d'une différence hautement significative (F-ratio= 68,071; $p=0,000$; $P<1\%$) (Tableau 5.5b).

Tableau 5.5a : Résultats de l'analyse du modèle linéaire global appliqué à la comparaison des moyennes de la variation spatiotemporelle des teneurs en réserves lipidiques des deux taxons étudiés (N= 24).

Source	Somme des carrés	DDL	Moyen des écarts	F-ratio	P
Parcelle	0,155	2	0,078	0,152	0,860 ^{NS}
Période	8,077	3	2,692	5,262	0,009 ^{**}
Taxons	28,955	1	28,955	56,592	0,000 ^{***}
Var. intra	8,698	17	0,512	-	-

N.S.: non significative, * : Probabilité significative à 5 % ; ** : Probabilité significative à 1 % ; *** : Probabilité significative à 1 ‰.

Tableau 5.5b: Résultats de l'analyse du modèle linéaire global appliqué à la comparaison des moyennes de la variation spatiotemporelle des teneurs en réserves glucidiques des deux taxons étudiés (N= 24).

Source	Somme des carrés	DDL	Moyen des écarts	F-ratio	P
Parcelle	0,030	2	0,015	0,027	0,477 ^{NS}
Période	7,835	3	2,612	4,807	0,013*
Taxons	36,980	1	36,980	68,071	0,000***
Var. intra	9,235	17	0,543	-	-

N.S.: non significative, * : Probabilité significative à 5 % ; ** : Probabilité significative à 1 % ; *** : Probabilité significative à 1 ‰.

L'étude comparée, de la variation des teneurs en réserves énergétiques des deux groupes pédofauniques (parcelles A, B et T), nous indique que la teneur en glucides y est presque identique. La teneur en lipides y est plus importante pour les taxons pédofauniques de la parcelle B comparée aux parcelles A et T (Figure 5.20, 5.21).

L'évolution temporelle des teneurs en réserves énergétiques chez les collembolles et les acariens oribates nous indiquent que la teneur des glucides augmente progressivement dans le temps pour les acariens oribates alors que celle des collembolles présente une certaine stabilité dans le temps. Au contraire, la teneur en lipides progresse dans le temps pour les collembolles comparée aux acariens oribates qui présentent une faible progression dans le temps (Figure 5.20, 5.21).

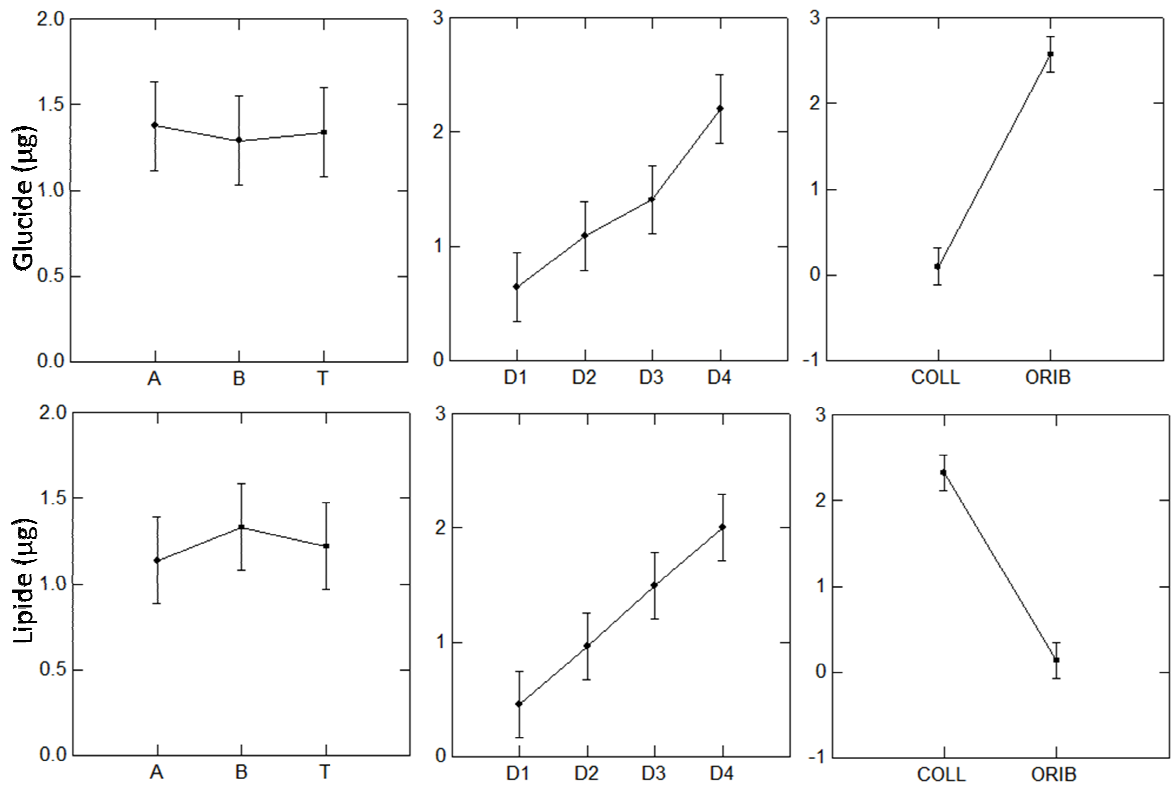


Figure 5.20: Variabilité temporelle comparée des teneurs en glucides et lipides des deux taxons étudiés dans les parcelles d'études.

[(A) : Parcelle A, (B) : Parcelle B, (T) : Parcelle Témoin, D1 : (28 fév2010), D2 : (24 Mars 2010), D3 : (02 Mai 2010), D4 : (17 Juin 2010), (Coll.) : Collemboles, (Orib) : Acariens oribates]

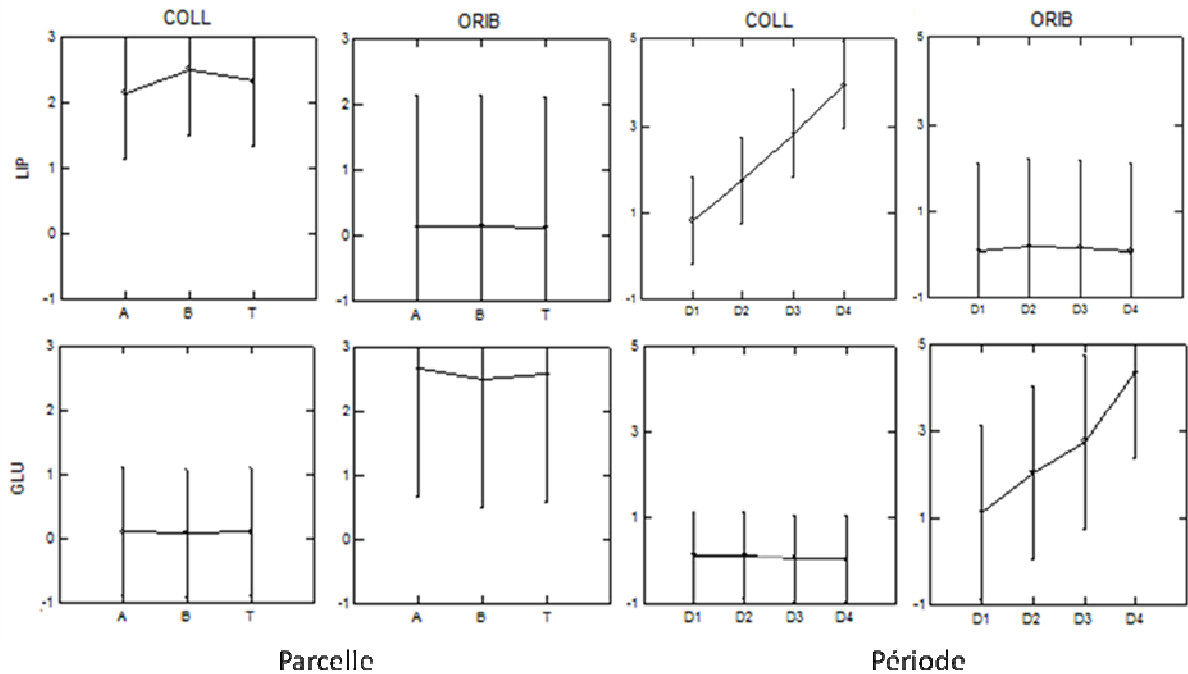


Figure 5.21: Variabilité spatiotemporelle des teneurs en glucides et en lipides pour chaque taxon respectif.

Lip): Lipides, (Glu): Glucides, (PA): Parcelle A, (PB): Parcelle B, (PT): Parcelle T].

5.9. Effet des quantités en résidus des trois matières actives sur la variation temporelle des teneurs lipidiques et glucidiques chez les collemboles et les acariens oribates

L'analyse en Composantes Principales effectuée avec PAST vers 1.95 [290] est satisfaisante dans la mesure où plus de 50 % de la variance sont exprimés sur les 2 premiers axes.

L'axe 1 (45,68%), montre que la teneur des réserves lipidiques des collemboles est corrélée positivement avec leur abondance et inversement corrélée avec la concentration en résidus de métribuzine. Quant à leurs réserves glucidiques, elles sont corrélées positivement avec la métribuzine. Concernant les acariens oribates, leurs teneurs en réserves lipidiques tout comme les collemboles sont corrélées positivement avec le taux de résidus de la métribuzine. L'axe 2 (19,88%) révèle que la corrélation est négative pour les teneurs en glucides chez les acariens oribates avec les résidus du métalaxyl et du mancozèbe. Ces derniers sont corrélés positivement entre eux mêmes (figure 5.22).

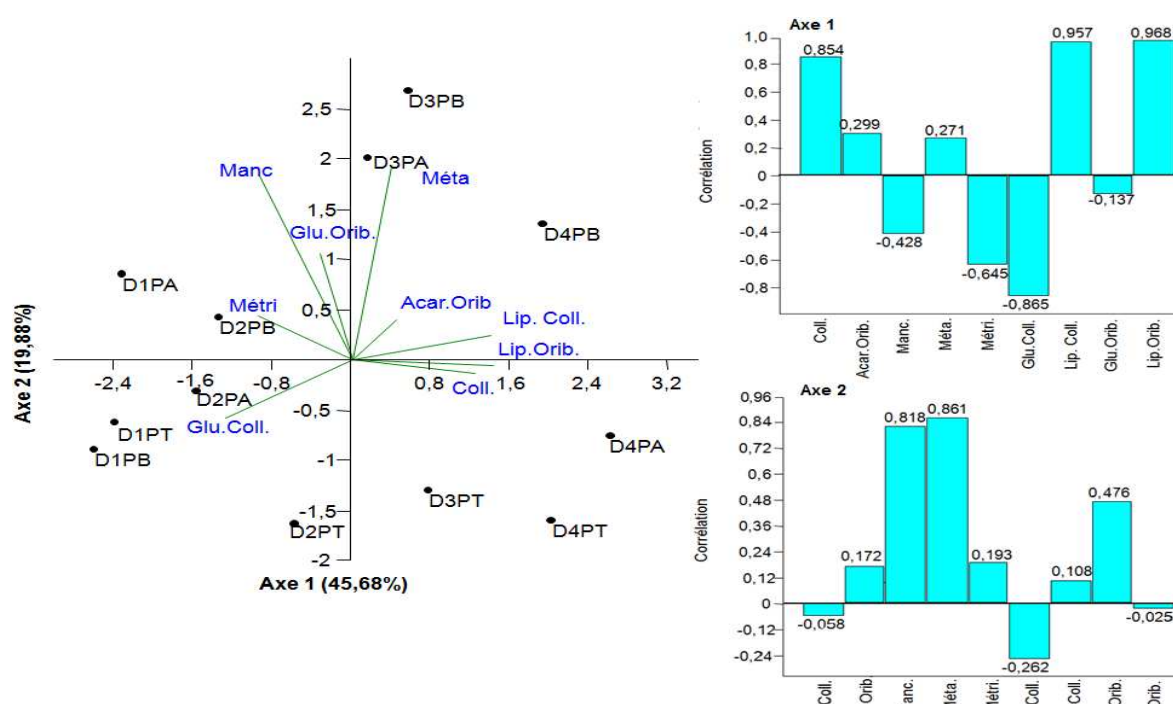


Figure 5.22: Projections des variables des abondances des collemboles et acariens oribates et de leurs teneurs en réserves énergétiques en fonctions des quantités de résidus sur le plan d'ordination F1XF2 de l'ACP.

[(Coll.) : Collemboles, (Acar.Orib) : Acariens oribates, (Manc) : Mancozèbe, (Méta) : Métalaxyl, (Métri) : Métribuzine, (Lip): Lipides, (Glu): Glucides].

5.10. Étude des interactions entre les abondances taxonomiques de la pédofaune et leurs réserves énergétiques avec les facteurs abiotiques des sols étudiés

Tous les paramètres et variables ont été soumis à une analyse de corrélation pour d'une part, mettre en relation la composition minéralogique et organique du sol et les concentrations en résidus de pesticides avec la composition et l'abondance de la communauté pédofaunique. D'autre part, mettre en rapport l'abondance des collemboles et acariens oribates, leurs teneurs en réserves énergétiques avec les concentrations en résidus de pesticides (tableau 5.6). En dessous de la diagonale sont indiqués les coefficients (r) de Pearson, au dessus les probabilités associées (P) en se référant aux valeurs des probabilités associées inférieures à 0,05.

Les corrélations existantes entre la composition minérale et organique du sol avec l'abondance des communautés pédofauniques dans les parcelles étudiées sont comme suit:

- La corrélation positive de l'abondance des collemboles avec la matière organique (MO) et le potassium (K) dans les sols de la parcelle A et B est similaire, leurs coefficients (r) et leurs probabilités sont ($r=0,996$, $P=0,004$; $r=0,907$, $P=0,093$) dans la parcelle A et ($r=0,908$, $P=0,092$; $r=0,940$, $P=0,06$) dans la parcelle B. Cependant, l'abondance de ce groupe pédofaunique dans ces parcelles diffère, car elle est corrélée positivement avec les réserves lipidiques ($r=0,977$, $P=0,007$), et négativement avec les réserves glucidiques ($r=-0,993$, $P=0,023$), dans la parcelle A, contrairement à la corrélation de l'abondance des collemboles de la parcelle B avec leurs réserves énergétiques qui est négative avec les teneurs en réserves lipidiques ($r=-0,976$, $P=0,024$), et inversement corrélée avec les glucides ($r=0,990$, $P=0,010$). Par ailleurs, Dans la parcelle témoin (T), la corrélation de l'abondance des collemboles avec la fraction minérale et organique ainsi qu'avec leurs réserves énergétiques s'est avéré différente de celle des deux parcelles anthropisées. Ce taxon est négativement corrélé avec l'azote (N) et le fer (Fe) dans cette parcelle avec respectivement ($r=-0,942$, $P=0,058$; $r=-0,948$, $P=0,016$).

- La corrélation de l'abondance des acariens oribates avec la fraction minérale et organique ainsi qu'avec la disponibilité des réserves énergétiques et les teneurs en résidus des trois matières actives dans les trois parcelles étudiées est distinctes. Le zinc (Zn) est corrélé avec l'abondance de ce taxon dans la parcelle A et B, avec une corrélation négative dans la parcelle A ($r = -0,981$, $P = 0,019$), et une corrélation positive dans la parcelle B ($r = 0,996$, $P = 0,004$). En plus du zinc, ce groupe pédofaunique est corrélé négativement avec le manganèse (Mn) dans la parcelle A ($r = -0,970$, $P = 0,03$), et positivement avec les résidus de la métribuzine dans la parcelle B ($r = 0,941$, $P = 0,059$). Dans la parcelle témoin, l'abondance des oribates est inversement corrélée avec l'azote (N) ($r = -0,974$, $P = 0,026$), tout comme les collemboles de cette parcelle, ce taxon présente une corrélation différente dans la parcelle témoin par rapport aux parcelles traitées.

Les corrélations existantes entre l'abondance des collemboles et des acariens oribates ainsi que leurs réserves énergétiques avec la composition minérale et organique et les teneurs en résidus des trois matières actives sont comme suit:

- L'abondance des collemboles est corrélée avec les teneurs glucidiques et lipidiques dans les parcelles A et B. Cette corrélation est positive pour les glucides et négative pour les lipides des collemboles présents dans la parcelle B avec ($r = 0,990$, $P = 0,010$ et $r = -0,976$, $P = 0,024$), par contre, l'abondance de ce taxon présente une corrélation positive avec les lipides et négative avec les glucides dans la parcelle A ($r = 0,977$, $P = 0,023$ et $r = -0,993$, $P = 0,007$).
- Le potassium (K) est corrélé avec les teneurs lipidiques des collemboles et des acariens oribates dans la parcelle A et B ($r = 0,907$, $P = 0,093$; $r = 0,975$, $P = 0,025$; $r = 0,967$, $P = 0,031$ et $r = 0,940$, $P = 0,060$). De même, cet élément est corrélé positivement avec les teneurs glucidiques des collemboles prélevés de la parcelle témoin ($r = 0,981$, $P = 0,019$), cet élément est

- inversement corrélé avec les glucides des collemboles dans la parcelle A ($r = -0,947$, $P = 0,53$).
- Les réserves lipidiques des collemboles et des acariens oribates sont positivement corrélées avec la matière organique (MO) dans la parcelle B ($r = 0,988$, $P = 0,013$ et $r = 0,998$, $P = 0,002$), tandis que seuls les lipides des acariens oribates sont corrélés positivement avec la matière organique dans la parcelle A ($r = 0,902$, $P = 0,098$). Dans la parcelle T, les réserves glucidiques des collemboles présentent une corrélation négative avec la matière organique (MO) ($r = -0,994$, $P = 0,006$), les réserves lipidiques sont corrélées positivement avec le manganèse (Mn) ($r = 0,946$, $P = 0,054$). Les acariens oribates dans la même parcelle, ont une corrélation positive pour le fer (Fe) avec les lipides et glucides ($r = 0,945$, $P = 0,055$; $r = 0,991$, $P = 0,004$). Par contre, l'azote (N) est corrélé de manière inverse avec les réserves énergétiques des acariens oribates à savoir, positive avec les glucides ($r = 0,986$, $P = 0,014$) et négative avec les lipides ($r = -0,983$, $P = 0,017$).

Il n'existe aucune corrélation entre l'abondance de ce groupe pédofaunique et la teneur en résidus des différentes matières actives dans la parcelle A ainsi que la parcelle témoin. En revanche, dans la parcelle B, il existe des corrélations entre certaines teneurs en résidus de pesticides des différents traitements avec les teneurs des réserves énergétiques des collemboles et des acariens oribates.

Tableau 5.6: Matrice de corrélation de l'abondance et de la disponibilité des réserves énergétiques des collemboles et des acariens oribates avec la composition minéralogique, la composition organique et les teneurs en résidus des trois matières actives dans les trois parcelles étudiées.

Parcelle A															
	Coll	Orib	MO	N	P	K	Zn	Mn	Manc	Méta	Métri	collGlu	collLip	oribGlu	oribLip
Coll	-	0,758	0,004	0,493	0,578	0,093	0,665	0,974	0,234	0,988	0,218	0,007	0,023	0,625	0,020
Orib	0,242	-	0,678	0,746	0,674	0,025	0,019	0,030	0,667	0,585	0,589	0,857	0,956	0,605	0,953
MO	0,996	-0,322	-	0,178	0,212	0,073	0,730	0,524	0,296	0,971	0,024	0,166	0,132	0,898	0,098
N	0,507	-0,254	0,822	-	0,005	0,438	0,682	0,715	0,190	0,462	0,307	0,505	0,488	0,397	0,394
P	-0,422	0,326	-0,788	-0,995	-	0,494	0,601	0,663	0,249	0,466	0,339	0,585	0,562	0,329	0,466
K	0,907	0,975	0,927	0,562	-0,506	-	0,933	0,604	0,415	0,766	0,040	0,053	0,025	0,723	0,033
Zn	-0,335	-0,981	0,270	0,318	-0,399	0,067	-	0,089	0,706	0,752	0,676	0,751	0,845	0,439	0,861
Mn	-0,026	-0,970	0,476	0,285	-0,337	0,396	0,911	-	0,758	0,475	0,414	0,919	0,818	0,778	0,835
Manc	-0,766	-0,333	-0,704	-0,810	0,751	-0,585	0,294	0,242	-	0,361	0,449	0,292	0,331	0,790	0,252
Méta	-0,012	-0,415	-0,029	-0,538	0,534	0,234	0,248	0,525	0,639	-	0,813	0,914	0,856	0,348	0,967
Métri	-0,782	0,411	-0,976	-0,693	0,661	-0,960	-0,324	-0,586	0,551	-0,187	-	0,166	0,119	0,964	0,109
collGlu	-0,993	-0,143	-0,834	-0,495	0,415	-0,947	0,249	-0,081	0,708	-0,086	0,835	-	0,005	0,606	0,010
collLip	0,977	0,044	0,868	0,512	-0,438	0,975	-0,155	0,182	-0,669	0,144	-0,881	-0,995	-	0,627	0,007
oribGlu	-0,375	-0,395	0,102	0,603	-0,671	-0,277	0,561	0,222	-0,210	-0,652	0,036	0,394	-0,373	-	0,732
oribLip	0,980	0,047	0,902	0,606	-0,534	0,967	-0,139	0,165	-0,748	0,033	-0,891	-0,990	0,993	-0,268	-

Parcelle B															
	Coll	Orib	MO	N	P	K	Zn	Mn	Manc	Méta	Métri	collGlu	collLip	oribGlu	oribLip
Coll	-	0,476	0,092	0,604	0,647	0,060	0,406	0,935	0,563	0,266	0,237	0,010	0,024	0,723	0,069
Orib	-0,524	-	0,213	0,497	0,836	0,031	0,004	0,120	0,815	0,224	0,059	0,515	0,180	0,329	0,256
MO	0,908	-0,787	-	0,866	0,999	0,014	0,159	0,558	0,935	0,063	0,051	0,195	0,013	0,917	0,002
N	-0,396	-0,503	-0,134	-	0,842	0,704	0,580	0,237	0,713	0,901	0,817	0,598	0,921	0,063	0,802
P	-0,353	-0,164	0,001	0,158	-	0,980	0,847	0,531	0,348	0,651	0,911	0,539	0,844	0,571	0,968
K	0,940	0,967	0,986	-0,296	-0,020	-	0,259	0,699	0,895	0,079	0,115	0,154	0,034	0,925	0,006
Zn	-0,594	0,996	-0,841	-0,420	-0,153	-0,741	-	0,159	0,839	0,174	0,031	0,448	0,131	0,397	0,197
Mn	0,065	-0,880	0,442	0,763	0,469	0,301	-0,841	-	0,470	0,445	0,307	0,715	0,468	0,074	0,620
Fe	-0,895	0,100	-0,677	0,758	0,400	-0,777	0,187	0,360	0,482	0,487	0,580	0,408	0,412	0,329	0,274
Manc	-0,437	-0,185	-0,065	0,287	-0,652	-0,105	-0,161	0,530	-	0,719	0,936	0,644	0,907	0,469	0,895
Méta	0,734	-0,776	0,937	-0,099	0,349	0,921	-0,826	0,555	0,281	-	0,089	0,075	0,022	0,799	0,075
Métri	-0,763	0,941	-0,949	-0,183	-0,089	-0,885	0,969	-0,693	-0,064	-0,911	-	0,309	0,040	0,611	0,074
collGlu	0,990	0,485	-0,805	0,402	-0,461	-0,846	0,552	-0,285	-0,356	-0,925	0,691	-	0,145	0,926	0,190
collLip	-0,976	-0,820	0,988	-0,079	0,156	0,966	-0,869	0,532	0,093	0,978	-0,960	-0,855	-	0,825	0,022
oribGlu	-0,277	-0,976	0,083	0,937	0,429	-0,075	-0,603	0,926	0,531	0,201	-0,389	0,074	0,175	-	0,985
oribLip	0,931	-0,744	0,998	-0,198	-0,032	0,994	-0,803	0,380	-0,105	0,925	-0,926	-0,810	0,978	0,015	-

Parcelle T															
	Coll	Orib	MO	N	P	K	Zn	Mn	Fe	Mg	Manc	collGlu	collLip	oribGlu	oribLip
Coll	-	0,662	0,657	0,058	0,286	0,856	0,805	0,400	0,016	0,706	0,711	0,667	0,176	0,015	0,119
Orib	0,338	-	0,670	0,026	0,106	0,499	0,882	0,939	0,609	0,306	0,826	0,581	0,867	0,618	0,726
MO	0,344	-0,330	-	0,447	0,993	0,612	0,380	0,085	0,825	0,220	0,166	0,006	0,201	0,551	0,303
N	-0,942	-0,974	-0,553	-	0,245	0,647	0,856	0,190	0,122	0,910	0,410	0,482	0,057	0,014	0,017
P	0,714	0,894	-0,007	-0,755	-	0,774	0,912	0,602	0,270	0,420	0,647	0,918	0,468	0,245	0,344
K	-0,144	0,501	-0,388	0,353	0,226	-	0,374	0,198	0,973	0,101	0,243	0,019	0,355	0,756	0,481
Zn	-0,195	0,118	0,620	-0,144	0,088	-0,626	-	0,391	0,662	0,377	0,124	0,450	0,666	0,979	0,723
Mn	0,600	0,061	0,915	-0,810	0,398	-0,802	0,609	-	0,549	0,518	0,089	0,122	0,054	0,286	0,097
Fe	-0,984	-0,391	-0,175	0,878	-0,730	-0,027	0,338	-0,451	-	0,553	0,868	0,832	0,289	0,055	0,004
Mg	-0,294	-0,694	0,780	0,090	-0,580	-0,899	0,623	0,482	0,447	-	0,453	0,200	0,753	0,797	0,905
Manc	-0,289	-0,174	-0,834	0,590	-0,353	0,757	-0,876	-0,911	0,132	-0,547	-	0,229	0,254	0,552	0,297
collGlu	-0,333	0,419	-0,994	0,518	0,082	0,981	-0,550	-0,878	0,168	-0,800	0,771	-	0,226	0,576	0,336
collLip	0,824	0,133	0,799	-0,943	0,532	-0,645	0,334	0,946	-0,711	0,247	-0,746	-0,774	-	0,106	0,013
oribGlu	-0,985	-0,382	-0,449	0,986	-0,755	0,244	0,021	-0,714	0,945	0,203	0,448	0,424	-0,894	-	0,055
oribLip	0,881	0,274	0,697	-0,983	0,656	-0,519	0,277	0,903	0,991	0,095	-0,703	-0,664	0,987	-0,945	-

CHAPITRE 6

DISCUSSION GÉNÉRALE

CHAPITRE 6

DISCUSSION GÉNÉRALE

6.1. Introduction

A travers cette étude, nous nous sommes fixés comme objectif de contribuer sous un angle appliqué au développement d'une gestion raisonnable des sols cultivés, tant sur le plan des apports en fertilisants que sur le plan de la protection phytosanitaire raisonnée. Dans ce chapitre nous allons exposer la synthèse des résultats acquis en élargissant autant que possible les débats sur l'impact de la gestion des sols maraichers cultivés en pomme de terre en littoral Est Algérois sur la pédofaune et en dégagant des résultats à vertu générique sur la meilleure stratégie de gestion des sols maraichers.

La culture de la pomme de terre se place au cinquième rang des productions mondiales, après le blé, le riz, le maïs et l'orge. A la fois potagère et industrielle, cette culture mérite une attention particulière parce qu'elle participe significativement au développement des populations rurales et à la lutte contre la faim [293]. En Algérie, la culture de la pomme de terre est la spéculation maraichère la plus convoitée par le consommateur algérien [294]. Son cycle est très court (trois à quatre mois), et comporte 9 principaux stades phénologiques (APPENDICE I). Dans la région littorale Est-Algérois, la pomme de terre peut être plantée sans interruption de la fin Août jusqu'à la fin Janvier. On distingue trois cultures successives, correspondantes à trois époques que sont, l'arrière-saison, la primeur et la saison [295].

Très souvent, le programme de fertilisation et de protection phytosanitaire de cette culture se répète au moins deux fois par an au sein d'une même parcelle. La production de cette culture exige actuellement une approche technico-économique de plus en plus complexe où le rendement maximal n'est plus le principal objectif à atteindre, mais plutôt un bon équilibre entre la quantité produite

et la qualité des tubercules [293]. Pour réussir ces objectifs, des principes de base de bonnes pratiques agricoles doivent être respectés [296].

Les propriétés intrinsèques des produits phytosanitaires, celles du sol (structure, type et quantité d'argiles, teneurs et nature de la matière organique, pH, propriétés redox), les paramètres et techniques d'application des produits phytosanitaires (mode, fréquence et taux d'application, surface traitée, cible,...), les pratiques culturales (labours, systèmes d'irrigation, de drainage,...) ainsi que les conditions climatiques et hydrologiques (intensité, fréquence et durée des pluies, évaporation potentielle) interviennent sur leur devenir dans l'environnement et doivent être considérés dans l'évaluation de leur probabilité d'occurrence et de leur risque potentiel de contamination [297, 298, 299, 300].

L'étude de la synthèse climatique de notre région d'étude, en particulier l'indice d'Emberger confirme son classement dans l'étage bioclimatique subhumide à hiver doux [301]. Des études, indiquent que les communautés de collemboles sont assez uniformes et différents dans les sols de la même localité [302]. Les populations de collemboles fluctuent tout au long de la saison, sans aucune tendance claire dans l'abondance relative [303].

Les études menées au niveau des communautés, ont également révélées l'existence de changement saisonnier imprévisible dans les populations de collemboles [304, 305]. WOLTERS [306], a conclu que les tendances des fluctuations saisonnières de la population donnent une image très confuse

Il nous a paru opportun d'entrevoir les corrélations des abondances des principaux taxons rencontrés dans chaque type de sol anthropisé avec la composition organique, minéralogique et les teneurs en résidus des trois matières actives appliquées sur la culture. D'autre part, les corrélations ont été étudiées en rapport avec les réponses métaboliques (variation des teneurs lipidiques et glucidiques) de ces mêmes taxons avec les mêmes paramètres.

A travers les analyses en composantes principales (ACP) ainsi que les différentes corrélations, nous avons mis en évidence la relation entre l'abondance des deux taxons étudiées (collembolles et acariens oribates) et leurs réserves glucidiques et lipidiques avec certains composés organiques et minéraux issus de la fertilisation en même temps que la teneur en résidus des trois matières actives à savoir le mancozèbe, le métalaxyl et la métribuzine dans la culture de pomme de terre étudiée. Par rapport à la durée d'exploitation de chaque parcelle considérée en comparaison avec la parcelle vierge. La synthèse est consignée dans le tableau 6.1.

Tableau 6.1. Relations entre la disponibilité pédofaunistique dans la culture de pomme de terre étudiée et la gestion culturale des parcelles.

Taxons	Variables		Parcelle « A » Anciennement anthropisée		Parcelle « B » Récemment anthropisée		Parcelle « T » Vierge	
			Corré (+)	Corré (-)	Corré (+)	Corré (-)	Corré (+)	Corré (-)
Collembolles	Abondance		MO, K, Lip	Glu	MO, K, Glu	Lip	/	N, Fe
	Réserves énergétiques	Glu	/	K	/	Méta	K	MO
		Lip	K	Glu	MO, K, Méta	Métri	Mn	N
Oribates	Abondance		/	Zn, Mn	Zn, Métri	/	/	N
	Réserves énergétiques	Glu	/	/	N, Mn	/	N, Fe	/
		Lip	MO, K	/	MO, K, Méta	Métri	Fe	N, Glu

6.2. Variation spatiotemporelle de la diversité et de l'abondance de la pédofaune dans la culture de pomme de terre

Nous avons choisi les collembolles et les acariens oribates pour notre étude, afin d'apprécier les conséquences de certaines pratiques agricoles sur la fertilité biologique des sols étudiés. Le choix des populations des deux taxons

étudiés a été en fonction de leur régime alimentaire spécifique et de leur abondance et disponibilité par rapport aux autres taxons. Au cours de cette expérimentation, des différences dans l'abondance et la composition spécifique et trophique des communautés pédofauniques des parcelles soumises aux traitements (PA et PB) ont été observées par rapport à la parcelle témoin. Ceci pourrait expliquer l'impact de l'anthropisation dans les deux parcelles épandues par rapport à la parcelle témoin.

De ce fait, nous avons pu remarquer que parmi les trois profondeurs étudiées, les deux premiers horizons [PRF1 et PRF2 (5cm et 10cm)] ont une diversité et abondance supérieure à l'horizon le plus profond [PRF3 (20cm)], quelque soit la parcelle. En effet, leur répartition biogéographique est très vaste, puisqu'ils sont présents dans les différentes régions du monde et sous tous types de climats. Dans les sols, les collemboles sont rencontrés jusqu'à 10 cm mais présentent une abondance maximale dans les 3 premiers centimètres. La taille des espèces diminue avec la profondeur [14].

De même, l'étude de PERENIN [15], montre que pour prélever un maximum de collemboles en sol cultivé, il est préférable de prélever des échantillons à 7cm de profondeur pour échantillonner de manière préférentielle les résidus de culture enfouis lors du dernier labour, car l'hétérogénéité de l'abondance des résidus de culture dans les sols entraîne une variabilité du nombre de collemboles prélevés, puisqu'ils présentent des concentrations en matières organiques (MO) plus homogènes. L'évolution de la diversité en faveur des collemboles est observée pour ceux qui vivent près de la surface. Dans le cas des acariens par contre, les effets de la matière organique sont en général nettement moins sensibles [307].

Ces différences de la variabilité spatiale ont permis de mettre en évidence la variation temporelle de l'abondance qui se traduit essentiellement par une nette augmentation des effectifs pédofauniques des parcelles traitées comparée à la parcelle témoin. Une tendance générale à l'augmentation temporelle des effectifs de la pédofaune dans les parcelles épandues et de façon moindre dans la parcelle

témoin probablement liée aux variations saisonnières des conditions climatiques et plus particulièrement à celles des précipitations.

La richesse et la diversité spécifique sont également soumises aux aléas des conditions climatiques méditerranéennes [15]. La saisonnalité climatique méditerranéenne peut se répercuter non seulement sur l'abondance des microarthropodes, mais également sur la composition de la communauté [163, 308]. Dans notre étude, dans les trois parcelles c'est à partir du printemps (mars à juin) que la richesse et la diversité spécifique augmente, ainsi que l'abondance globale des taxons. Toutefois, ces changements coïncident avec une température plutôt moyenne pendant la période hiverno-printanière ($T_{\max}$ 17 à 28°C; $T_{\min}$ 6 à 15°C). La pluviométrie enregistrée pendant la durée d'étude est de l'ordre de 177,8 mm qui représente un apport hydrique satisfaisant.

Selon PERNIN [14], le nombre d'individus est plus élevé au cours des saisons les plus humides soit à l'automne, en hiver et au printemps. DAJOZ [269], explique que la discontinuité et la variabilité du milieu naturel constituent un facteur limitatif essentiel de pullulation des organismes. En plus, d'autres facteurs abiotiques comme la granulométrie, la luminosité, le pH du substrat, etc., la répartition des collemboles est aussi influencée par l'humidité et la température [160, 161, 162]. Par ailleurs, l'abondance, la richesse spécifique et la structure des acariens du sol sont également influencées par le climat [309, 310, 311, 312, 313, 314, 315, 316, 317]. D'autres études ont montré que le cycle de vie des vers de terre est influencé par le biotope dans lequel ils évoluent. La température et la teneur en eau du sol sont les variables environnementales majeures qui influencent la croissance, la survie, la fécondité et l'activité des lombrics [318, 319, 320].

Les collemboles vivent essentiellement dans les premiers centimètres du sol et sont fortement sensibles aux perturbations physiques et chimiques ayant lieu en surface [321, 322, 148, 323, 324, 325]. Selon l'étude de BONNARD [326], le travail du sol apparaît comme le principal facteur de limitation du nombre de collemboles dans différents sols agricoles et forestiers. Nos observations

corroborent ceux de BONNARD [326], étant donné que les parcelles traitées ont subi une seule fois le labour du sol pendant la préparation du lit de semis (culture de saison), de ce fait la perturbation mécanique dans ces parcelles est très minime. La parcelle non traitée n'a subi aucune intervention anthropique. Il apparaît donc essentiel de rechercher les paramètres physiques et chimiques du sol pouvant avoir une influence notable sur l'abondance des collemboles.

6.3. Variabilité des effets de la matière organique et des éléments minéraux sur l'abondance pédofaunique dans la culture de la pomme de terre.

Bien que le sol puisse être considéré comme un environnement relativement stable, les couches de surface sont soumises à de grandes fluctuations dans l'humidité et la température. Une bonne compréhension de l'écologie saisonnière des collemboles est également entravée par une connaissance partielle de leur bionomie, par l'absence de données de terrain sur la longévité, la phénologie et les tendances saisonnières de la reproduction ce qui ne permet pas d'instaurer un débat constructif sur l'importance écologique de ces variations [327].

La faune et les microorganismes du sol restent largement méconnus [328]. Les quelques exceptions sont les vers de terre [329, 330], les collemboles [331, 328] et les acariens oribates [331]. Les communautés lombriciennes représentent de bons prétendants dans la construction d'indicateurs biologiques de durabilité des systèmes agricoles [332, 333].

Les nombreuses fonctions dans le sol ne peuvent se comprendre que par la biodiversité étonnante qui y règne et les interrelations infinies qui s'y tissent [74, 75]. Le niveau de population de la pédofaune est en effet sensible aux techniques culturales, aux produits que l'on épand, à la qualité et à la quantité de la ressource en carbone, qui représentent des caractéristiques importantes de la durabilité des agrosystèmes [334,335].

On connaît depuis longtemps la contribution de la faune du sol au processus de décomposition de la matière organique, à travers des interactions diverses entre ces invertébrés et les microorganismes du sol. La matière organique est la source d'énergie des premiers êtres vivants de la chaîne trophique de la pédofaune. Sa qualité influence donc directement la diversité, l'abondance et l'intensité de l'activité de la flore et de la faune du sol [336], laquelle affecte directement les propriétés physiques et chimiques des sols [337]. Ainsi, tous changements au sein de la communauté micro et mésofaunique peuvent influencer grandement les processus de décomposition [178, 7, 76]. Le rôle de ces communautés comme ressource trophique pour d'autres organismes vivants tels les auxiliaires dans le champ cultivé, a été évoqué par différents auteurs [332, 333]. Ainsi, la consommation de la végétation morte et son excrétion sous forme de pelotes fécales partiellement décomposées stimulent la croissance des microorganismes et augmente la surface et la convenance du matériel pour les attaques fongiques et bactériennes [338, 332].

Les sols agricoles de la zone d'étude sont soumis à des apports en différentes concentrations en N, P, K, Zn, Cu, Mn, Fe, Mg et Ca. En effet, les agriculteurs peuvent adopter des formulations diverses en engrais NPK avec ou sans oligoéléments. Généralement, les concentrations en oligoéléments ne sont pas toujours apportées de manière adéquate et équilibrée pour les besoins de la culture. Par voie de conséquence, l'accumulation d'un oligoélément donné pourrait être supérieure à celle d'un autre. Les pratiques agricoles semblent donc avoir une forte influence sur les enrichissements en éléments minéraux et organiques pour les sols agricoles [339]. Ces enrichissements ont été particulièrement mis en évidence pour le Cuivre, le Zinc et le Manganèse, minéraux majoritaires dans la composition des fongicides de contact en général. L'enrichissement en azote, en phosphore et en potassium résulte des apports en engrais azotés phospho-potassiques à travers la fertilisation minérale, ainsi que la matière organique et l'azote résultant de sa décomposition issus de la fertilisation organique. Les enrichissements en Fer, en Magnésium et en Calcium proviendraient des correcteurs de carences [150].

L'azote joue un rôle primordial dans le métabolisme des plantes. C'est le constituant numéro un des protéines, composants essentiels de la matière vivante. L'apport en fertilisant azoté a un impact négatif important sur la biodiversité : la richesse spécifique en plantes herbacées serait plus faible dans les cultures fortement fertilisées.

Le potassium joue un rôle primordial dans l'absorption des cations, dans l'accumulation des hydrates des protéines, le maintien de la turgescence de la cellule et la régulation de l'économie en eau de la plante. C'est aussi un élément de résistance des plantes au gel, à la sécheresse et aux maladies. Le phosphore intervient dans les transferts énergétiques (ATP), dans la transmission des caractères héréditaires (acides nucléiques), la photosynthèse et la dégradation des glucides. Cet élément est essentiel pour la floraison, la nouaison, la précocité, le grossissement des fruits et la maturation des graines.

Le phosphore n'a pas de toxicité propre, c'est sa présence en excès et notamment dans le milieu aquatique qui peut être la cause de l'eutrophisation du milieu. L'eutrophisation des milieux aquatiques entraîne une prolifération des végétaux aquatiques, d'algues, de cyanobactéries.

D'après nos expérimentations, les résultats acquis sur l'analyse de la fraction organique du sol ont révélé que la matière organique contenue dans les sols étudiés est plus importante dans les parcelles T (témoin $MO > 2\%$) et B ($1\% < MO < 3\%$) que dans la parcelle A ($MO < 1\%$), et que la richesse des communautés de la pédofaune est similaire sur les deux parcelles B (récemment anthropisée) et T, tandis qu'elle est moindre sur la parcelle A (anciennement anthropisée). D'un point de vue agronomique, la mise en culture des sols induit une chute de la teneur en matière organique (MO) [336] qui entraînera la diminution de la richesse spécifique des communautés [322, 323]. Le travail mécanique des sols agricoles influence la position (verticale) et la distribution des résidus de cultures, entraînant une perturbation forte des organismes décomposeurs [321].

L'ajout de matière organique au sol améliore souvent le taux de dégradation des pesticides, en fonction du type et de la réactivité de la matière organique et de son effet sur les microorganismes. Dans le cas des collemboles, plusieurs études ont montré que leur abondance est étroitement corrélée à l'augmentation du taux d'apports de compost [329].

L'abondance des collemboles semble avoir une corrélation positive avec la matière organique (MO) et le potassium (K) dans les deux parcelles épandues. CURRY [340] a démontré en effet que la qualité et la quantité de la matière organique du sol sont des facteurs du milieu qui gouvernent fortement la présence de ces communautés dans les différents biotopes. En outre, plusieurs auteurs, expliquent que les sols pauvres en matière organique ne supportent généralement pas de grandes densités de vers de terre [341, 207, 342]. La culture de pomme de terre a besoin des éléments nutritifs durant tout son cycle végétatif. Néanmoins, les quantités à fournir diffèrent selon les stades de développement. Le programme de fertilisation minérale doit tenir compte entre autres de l'objectif du rendement qui est variable avec la saison, la richesse du sol et la durée du cycle végétatif de la variété.

Le zinc est présent en quantités non négligeables dans tous les intrants agricoles (fumiers, phosphates, chaux...) [343]. Cet élément s'accumule en surface et à une faible mobilité [344, 3]. Il est essentiel à de nombreuses fonctions physiologiques et est impliqué dans le fonctionnement de plus de 300 enzymes intervenant dans les métabolismes fondamentaux tels que la synthèse et la dégradation de glucides, lipides, protéines et acides nucléiques [345, 346, 150].

Les teneurs en Zinc dans les sols cultivés sont presque homogènes et de teneur faible dans la parcelle T. Cet élément connaît une bonne adsorption, lorsque les pH des sols varient entre 6 et 10 [347]. Dans cette étude, l'abondance des collemboles et des acariens oribates est en effet, positivement affecté par les teneurs en Zinc dans le sol. SMIT et VAN GESTEL [348], ont trouvé qu'une concentration faible en Zinc stimule la reproduction de l'espèce de collembole *Flosomia candida*.

La minéralisation de la matière organique du sol libère des éléments fertilisants N et P qui sont associés au carbone dans les composés organiques. [349]. Nous pouvons émettre l'hypothèse que les abondances des acariens oribates et des collemboles dans la parcelle témoin, seraient dues à la présence de teneurs faibles en matière organique, ce qui s'est traduit par une corrélation négative avec l'azote d'après nos résultats.

La présence d'une corrélation positive entre le nombre de collemboles et des oribates avec les teneurs en potassium, dans les deux parcelles anthropisées peut s'expliquer par le fait que la culture de la pomme de terre exige un apport important en potassium surtout au stade tubérisation et grossissement des tubercules, de ce fait, des quantités importantes d'engrais à base de potassium ont été apportés dans le sol.

6.4. Variabilité des effets résiduels des matières actives appliquées sur la réponse des réserves énergétiques de chaque taxon durant le développement de la culture de pomme de terre.

Comme toute culture, la pomme de terre est exposée aux infections naturelles et à de nombreux parasites, responsables de grandes pertes et pouvant conduire rapidement à la dégradation de la qualité sanitaire. Les facteurs liés à la plante, à l'environnement ou aux pratiques de gestion sont pour autant des facteurs qui peuvent diminuer ou accroître la sensibilité de la plante aux attaques des maladies [350]. Parmi les pathogènes les plus redoutables qui requièrent une attention particulière nous avons le mildiou. Il constitue une énorme contrainte pour la culture de pomme de terre dans de nombreuses régions de production [293].

La lutte contre ce fléau consiste à combiner des mesures prophylactiques par la lutte culturale et les traitements fongiques préventifs. Les adventices concurrençant les plantes pour l'eau, les éléments nutritifs et la radiation constituent des foyers primaires pour certains virus (PVY, PVX, PVM) et peuvent aussi, contribuer à la création d'un milieu favorable (humidité, température) pour le

mildiou. Elles doivent, donc, être éliminées de l'intérieur des parcelles de pomme de terre et de leurs alentours [351].

Avec l'intensification des applications phytosanitaires conventionnelles, l'activité agricole a largement contribué à l'entrée et à l'accumulation d'éléments traces métalliques et de résidus de pesticides [3]. Ainsi, de nombreux résidus et métabolites de ces produits phytosanitaires se retrouvent dans la plupart des compartiments de l'environnement [70, 352].

L'usage de produits phytosanitaires de synthèse serait responsable du déclin de la biodiversité. Les herbicides peuvent également avoir des conséquences sur la pédofaune, et entraîner une disparition de celle-ci par intoxication, les insecticides et fongicides occasionnent des dommages encore plus important sur l'environnement que les herbicides.

En effet, ils peuvent avoir des effets directs sur les organismes cibles (mortalité, baisse de la fécondité) ou sur les organismes non cibles (arthropodes, petits mammifères, oiseaux) mais également des effets indirects sur les mêmes groupes soit par intoxication, soit par réduction des ressources disponibles dans le milieu. Il semblerait toutefois que les pesticides n'entraînent pas de modification de la richesse spécifique de la pédofaune, mais simplement une diminution de leur abondance.

La fertilisation est le processus consistant à apporter à un milieu de culture, tel que le sol, les éléments minéraux nécessaires au développement de la plante, sous forme d'engrais ou d'amendements.

Les traitements pesticides entraînent différentes réponses chez divers groupes d'arthropodes. Ces effets sont visibles à court terme (quelques jours ou semaines suivant l'application du traitement) ou à moyen terme (effets cumulatifs d'applications répétées d'un insecticide ou effet déclencheur d'évènements suite à une seule application) [353].

Au niveau des parcelles de pomme de terre étudiées en relation avec leur degré d'anthropisation, les analyses physico-chimiques montrent l'existence de différences entre les sols des trois parcelles étudiées. Ces différences peuvent être reliées aux variations de certaines caractéristiques biotiques du sol et/ ou à l'action anthropique de l'agriculteur. En effet, les caractéristiques physico-chimiques et structurales des sols sont à l'origine de nombreux microenvironnements dans lesquels les communautés pédofauniques et microorganismes peuvent évoluer [259, 4, 49, 58, 43].

Certains groupes d'arthropodes présentent une plus grande sensibilité à une gestion intensive (plusieurs insecticides et herbicides appliqués durant la saison ainsi que des fertilisants) comparativement à un témoin. Il peut exister une très grande variabilité de l'effet des traitements ou de la régie sur les populations d'arthropodes et ce, durant une même saison. Le type de pesticide, le type d'arthropodes ainsi que la composition végétale des parcelles expérimentales sont autant de facteurs de variabilité. Certains groupes d'arthropodes étaient plus abondants dans les parcelles traitées avec les produits biologiques que dans les parcelles traitées au chlorpyrifos, alors que d'autres groupes d'arthropodes, tels les *Sminthurididae* (*Collembola*), étaient plus abondants dans les parcelles traitées avec le chlorpyrifos. Les auteurs expliquent ce phénomène par la réduction de l'abondance d'un ou de plusieurs prédateurs des *Sminthurididae* [256, 257].

Durant plusieurs années, les parcelles A et B ont été exploitées, il est donc tout à fait possible que l'ensemble des parcelles expérimentales n'ont pas exactement le même historique, tant d'un point de vue des cultures en place que des pratiques ou traitements appliqués.

Depuis plus d'une décennie, la parcelle «A» été cultivée en pomme de terre. Ceci a entraîné des apports en fertilisants et des traitements à base de métribuzine, mancozèbe et métalaxyl répétés. De plus, il semble qu'il y ait eu, dans un passé assez récent, un verger de pêcher précédant la culture de la pomme de terre sur la parcelle B, ce qui a conduit à l'utilisation d'engrais de fond à

base d'NPK, le cuivre et le fer pour la correction des carences, des insecticides, des fongicides pour la protection phytosanitaire. En ce qui concerne la conduite de culture de la pomme de terre en cette parcelle, les mêmes pratiques que ceux de la parcelle «A» ont été pratiquées.

L'itinéraire phytosanitaire suivi pour le traitement des parcelles cultivées était établie en fonction des problèmes sanitaires antécédents de la culture en place, notamment en pomme de terre. La majorité des molécules épandues était les produits les plus utilisés.

Plusieurs fongicides sont appliqués sur la parcelle afin de lutter contre les diverses maladies de la pomme de terre (Mildiou, Alternaria). Le choix des fongicides suivis au cours de ce travail, était effectué sur la base du fait que ce soit le même ensemble de molécules potentiellement épandues chaque année, à savoir le mancozèbe et le métalaxyl. En effet, ces 2 fongicides représentent le traitement de base appliqué en première intention sur la culture en fonction des conditions climatiques. Toutefois, en raison d'une pression phytosanitaire importante, il est parfois nécessaire de multiplier les traitements et les molécules actives employées pour limiter les risques et éviter le développement de résistance. Un effet mildiou déclaré en fin de campagne (dans le cas des années les plus pluvieuses) peut justifier l'utilisation de nouvelles spécialités commerciales ou l'emploi de cuivre.

Concernant le traitement herbicide, la métribuzine est la molécule utilisée en application unique après le buttage et avant la levée complète (fin janvier) afin d'empêcher la levée des mauvaises herbes, sans toutefois être phytotoxique pour la culture.

Il est souvent difficile d'étudier les interactions entre les pesticides et le sol en raison de l'existence simultanée de plusieurs types de liaisons. De ce fait, il est également difficile de généraliser les comportements des différents pesticides et de prévoir leur transfert ou leur fixation dans les sols [43].

Le paramètre DT_{50} au champ est le temps nécessaire à la dissipation de 50 % d'une substance dans des conditions aérobies. Il reflète ainsi la vitesse de dégradation d'une molécule dans l'environnement [45]. D'après BARRIUSO [358], une molécule se dégrade rapidement si son DT_{50} est inférieur à 21 jours. Elle sera persistante dans le sol si le DT_{50} est supérieur à 60 jours. Le mancozèbe est un fongicide de contact que l'on utilise de façon préventive [359] à très faible persistance [360], son DT_{50} est de 6 à 15 jours [359] ce qui le rend facilement dégradable, il est en général légèrement toxique, dans certains cas modérément toxique, et très rarement toxique [361, 362, 360], même à quatre fois le taux recommandé sur l'étiquette du produit [364, 360], ce qui peut justifier l'absence de corrélation entre les résidus de ce produit et les populations pédofauniques étudiés.

Compte tenu des changements biochimiques, en cas d'exposition à un stress intense que ce dernier peut affecter le développement, la reproduction voire la survie des individus et compromettre la dynamique de croissance des populations exposées [219, 228, 229]. Ces réserves énergétiques fournissent des explications évolutives sur les traits d'histoire de vie, interprètent la diversité et la complexité du cycle de vie d'une espèce, et élucident le mécanisme d'allocation des ressources destinées à la croissance au maintien des fonctions somatiques et aux performances reproductrices "effort de reproduction [365, 366, 367]. La réponse des organismes peut être mesurée à l'aide de biomarqueurs du fait de leur sensibilité, vis-à-vis de certaines catégories de xénobiotiques et leur réponse précoce [326], il nous a semblé intéressant d'étudier les réserves énergétiques en tant que biomarqueurs par l'évaluation qualitative et quantitative de ces réserves et par leur évolution spatiotemporelle étant affectée par l'accumulation de résidus de matières actives.

L'organisme touché par un type de polluant fabrique des molécules de défense que sont les biomarqueurs et alloue ainsi, en vue d'une adaptation favorable au maintien de sa vie, une partie de son énergie totale, à la production de telles molécules. Cette énergie aurait été allouée à la croissance et à la reproduction dans un environnement « propre » augmentant ainsi la « fitness » de

l'organisme. Leur taille (paramètre de croissance), risque d'être plus modeste ainsi que l'efficacité de leur reproduction (fitness) par rapport à des organismes vivants dans un environnement non pollué. Quelque soit le niveau organisationnel envisagé, les perturbations du métabolisme énergétique sont toujours précoces. Sans dénigrer les autres biomarqueurs qui serviront de compléments indispensables pour des cas de pollution plus spécifiques, il est manifeste que le succès de reproduction est un processus clé dans la conservation environnementale. Ainsi les perturbations dues aux contaminants au niveau individuel et infra-individuel qui paraissent avoir le plus de chances d'être liées à des effets aux niveaux d'intégration biologique supérieurs sont toutes celles qui vont affecter la reproduction [42].

En effet, l'évolution des réserves énergétiques dans le temps, est l'un des éléments clés pour l'évaluation et la compréhension de la dynamique des populations, puisqu'elles reflètent l'évolution temporelle de l'effectif de la population [368].

Les résultats montrent qu'il y a une différence quantitative importante de la teneur en lipides par rapport aux glucides chez les deux taxons étudiés. Les réserves glucidiques sont représentées par des quantités très infimes (<5%) pour les collemboles et les acariens oribates avec une teneur de 3,90% et 4,76% respectivement. Contrairement aux lipides dont leur teneur est très élevée (> 90%) à savoir 96% pour les collemboles et 95 % pour les acariens oribates.

L'analyse comparée des variations de ces teneurs chez les deux taxons étudiés (collemboles et acariens oribates) en fonction de la parcelle, des résidus et de la période de prélèvement nous indiquent d'une part, que la teneur des glucides augmente progressivement dans le temps pour les acariens oribates alors que celle des collemboles présente une certaine stabilité dans le temps. Au contraire, la teneur en lipides progresse dans le temps pour les collemboles comparés aux acariens oribates qui présentent une faible progression temporelle.

D'autre part, nous avons constaté que la parcelle B (nouvellement anthropisée) est celle qui manifeste le plus de résultats sur l'effet des résidus sur les réserves énergétiques des taxons étudiés par rapport à la parcelle A (anciennement anthropisée). Il semble que les communautés pédofauniques occupants la parcelle A ont eue une acclimatation aux conditions et un retour de l'activité au niveau basal. En effet, selon COSSU et *al.*, [369], lorsque l'induction des enzymes antioxydants est suffisante, elle permet l'adaptation des individus et le retour à la normale.

La teneur en lipides augmente d'une manière linéaire en fonction du temps chez les collemboles. Ces résultats sont en accord avec ceux de THIBAUD [370] concernant d'autres espèces de collemboles. Selon cet auteur, les collemboles stockent de moins en moins d'eau et de plus en plus de graisse dans leurs tissus, au fur et à mesure de leur croissance et de leur vieillissement.

Pour les acariens oribates, cette faible progression temporelle des lipides peut être l'expression de l'épuisement des individus, parce qu'ils ont subi un stress et ont investi une plus grande part d'énergie dans la reproduction et/ou dans les processus de détoxification. En effet, la détoxification des métaux par des mues plus fréquentes de la paroi interne de l'estomac, réduit le taux de croissance [371, 372, 373]. Il apparaît donc que tous ces mécanismes de détoxification mis en place pour diminuer ou éviter les dommages causés par le stress chimique coûtent en énergie et en ressources qui ne sont alors plus disponibles pour la production. Il s'en suit une diminution du taux de production pouvant mener à la mort si les processus de détoxification de l'animal ne sont pas assez efficaces.

Le métalaxyl est une molécule active pénétrante (systémique) à diffusion par voie ascendante progressive et continue, qui possède une action spécifique sur la synthèse de l'ARN ribosomique des oomycètes (*Phytophthora*, *Plasmopora*). Cette molécule semble être assez rémanente dans les sols cultivés [45]. Ses applications multiples et répétées lors de la saison de traitement phytosanitaire favoriseraient la formation de résidus liés au sol [374]. Une partie de la dose appliquée de cette molécule reste liée au sol durant plusieurs semaines [58, 375].

Dans le cas de notre étude, une perturbation des communautés pédofauniques physiologique est notable lorsqu'ils étaient exposés aux résidus de métalaxyl dans la parcelle traitée B. Cette perturbation semble importante chez des collemboles et des acariens oribates pour les taux en réserves lipidiques qui s'est exprimé par une corrélation positive et par une corrélation négative pour les réserves glucidiques des collemboles dans la même parcelle.

Ces résultats pourraient refléter d'une part, une stimulation directe de la reproduction chez les collemboles, car les lipides étant la source d'énergie prédominante pendant le développement embryonnaire des insectes, une quantité suffisante de lipides doit être mise en réserve dans les ovocytes en développement pendant l'ovogenèse [249]. Par exemple, des données sur *Leucophaea madera*, une espèce de blattes, indiquent qu'une augmentation rapide dans le contenu en lipides de l'ovaire (ovocyte en développement) a lieu pendant l'ovogenèse. Il se peut donc que cette quantité plus élevée de lipides soit l'expression de la mise en réserve de plus de lipides pour débiter plus précocement l'ovogenèse ou pour fabriquer une quantité plus importante d'œufs [376]. D'autre part, une stimulation indirecte de la reproduction, via une stimulation de la croissance dans le but d'atteindre la maturité sexuelle plus rapidement [370]. Cette hypothèse rejoindrait les résultats de STAEMPFLI [377] selon lesquels la reproduction dépendrait de la taille des individus, c'est-à-dire que les individus les moins gros ont un taux de reproduction moins performant.

Les réserves glucidiques varient en accord avec les différentes étapes de développement, elles augmentent pendant les périodes de repos et diminuent pendant les périodes de croissance [251, 378]. Ce qui explique la corrélation négative des réserves glucidiques des collemboles de la parcelle B.

Le désherbage chimique intégral soumet le sol à un tassement [379]. Par ailleurs, un effet négatif sur la vie de la microflore et de la microfaune du sol est très notable [380, 45]. Bien que la métribuzine subisse une certaine dégradation non biologique [381], la métabolisation microbienne demeure le principal mécanisme d'élimination de cette substance dans le sol [382].

Des études ont montré chez un annélide polychète caractéristique des milieux estuariens, *Nereis diversicolor*, une diminution des réserves lipidiques, chez des individus issus d'un site contaminé en HAP, PCBs, métaux lourds en comparaison d'individus témoins. Les réserves énergétiques plus faibles chez les individus exposés qui ont une fécondité limitée en accord avec leur taille réduite [383, 218]. Nos résultats corroborent avec les études sus cités, car les résidus de la métribuzine sont corrélés négativement avec les teneurs lipidiques des collemboles et des acariens dans la parcelle B.

CONCLUSION GÉNÉRALES ET PERSPÉCTIVES

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

Le monde agricole, poussé par la recherche scientifique, a pris conscience des effets néfastes de l'utilisation intensive des pesticides dans la protection des cultures pour l'environnement, tels les changements climatiques dus aux gaz à effet de serre, font la une et soulèvent une inquiétude à l'échelle mondiale, car l'humanité commence à en vivre les impacts et à en comprendre la gravité des répercussions possibles sur leur santé et sur l'environnement. Toutefois, même si l'agriculture est plus raisonnée de nos jours, l'usage de pesticides reste courant et nécessaire dans bien des cas pour rester compétitif.

Les objectifs scientifiques de cette thèse ont été de mettre en évidence si la variation spatiotemporelle de la diversité et de l'abondance de la pédofaune au cours d'une saison de la culture de pomme de terre est affectée par les apports de fertilisants et les applications phytosanitaires d'une part, puis d'évaluer d'autre part, les répercussions de ces perturbations sur le remaniement des réserves énergétiques des collemboles et des acariens oribates et quelle était la réponse métabolique adaptative de chaque taxon par rapport à ces changements.

Pour tenter de répondre à cette double problématique, nos travaux se sont articulés autour de 2 volets principaux.

Le premier volet nous a permis de suivre l'influence de la pratique culturale de culture de la pomme de terre (épandage d'engrais et application de pesticides) sur l'abondance et la diversité pédofaunique du sol en focalisant notre étude sur les plus abondants taxons à savoir les collemboles et les acariens oribates. Nous avons également appréhendé à l'aide d'un suivi analytique par chromatographie les concentrations en résidus de trois matières actives de pesticides utilisés sur la culture dans le sol, en fonction de l'itinéraire cultural.

Le second volet a été consacré à l'étude de l'impact des résidus de pesticides sur la réponse des réserves énergétiques des populations des deux taxons suscités. Les effets des pesticides sur les collemboles et les acariens

oribates ont été appréhendés via le suivi de biomarqueurs de stress en l'occurrence les teneurs en lipides et en glucides.

La parcelle cultivée présente une difficulté particulière pour l'étude des communautés pédofaunique, liée à la fréquence et à l'intensité des perturbations qu'elle subit. Les pratiques culturales influencent ces communautés de manière directe et/ou indirecte. Elles modulent ainsi le niveau des populations et influencent leur dynamique

La richesse et la diversité spécifique sont soumises aux aléas des conditions climatiques. La saisonnalité climatique peut se répercuter sur l'abondance des collemboles et des acariens oribates. Dans notre étude, dans les trois parcelles, c'est à partir du printemps (mars à juin) que la richesse et la diversité spécifique augmente, ainsi que l'abondance globale des taxons. Toutefois, ces changements coïncident avec une température plutôt moyenne pendant la période d'étude (hiverno-printanière) ($T_{\max}$ 17 à 28°C; $T_{\min}$ 6 à 15°C) et une pluviométrie plutôt satisfaisante (177,8 mm).

Une tendance générale à l'augmentation temporelle des effectifs de la pédofaune dans les parcelles épandues et de façon moindre en la parcelle témoin est probablement liée aux variations saisonnières des conditions environnementales.

Au niveau des parcelles de pomme de terre étudiées en relation avec leur degré d'anthropisation, les analyses physico-chimiques montrent l'existence de différences entre les sols des trois parcelles étudiées. Ces différences peuvent être reliées aux variations de certaines caractéristiques biotiques du sol et/ ou à l'action anthropique de l'agriculteur. En effet, les caractéristiques physico-chimiques et structurales des sols sont à l'origine de nombreux microenvironnements dans lesquels les communautés pédofauniques et microorganismes peuvent évoluer. Aussi, nous avons pu remarquer que parmi les trois profondeurs étudiées, [PRF1, PRF2 et PRF3 (5cm, 10cm et 20cm)], le nombre d'individus des deux taxons étudiés est plus élevé dans l'horizon jusqu'à 10 cm en sol cultivé.

Les résultats des caractéristiques physico-chimiques et biologiques des sols dans les parcelles ayant reçu des apports de fertilisants et des applications phytosanitaires différentes suivies, ont permis de révéler un impact différent des deux types d'amendements de façon variable sur l'abondance et sur les réponses métaboliques des collemboles et des acariens oribates.

Nos résultats sur les corrélations entre les éléments minéraux et organiques ainsi que les résidus avec l'abondance montrent que l'abondance des collemboles semble être étroitement liée avec la matière organique, le potassium et le zinc dans les deux parcelles épandues. L'abondance des acariens oribates paraît affectée par les teneurs en Zinc dans les sols étudiés. Par ailleurs, l'abondance des acariens oribates et des collemboles dans la parcelle témoin non anthropisée, présente une corrélation négative avec l'azote, ce qui est probablement dû à la présence de teneurs faibles en matière organique dans cette parcelle.

Nous avons réalisé des dosages des réserves énergétiques chez les collemboles et les acariens oribates parallèlement avec des dosages de résidus de métalaxyl, mancozèbe et métribuzine ainsi que les analyses physicochimiques des sols des trois parcelles en question. L'impact de l'anthropisation dans les deux parcelles épandues par rapport à la parcelle témoin s'est traduit par une nette augmentation des effectifs pédofauniques des parcelles traitées comparée à la parcelle témoin.

La variabilité dans les réserves énergétiques entre les individus des collemboles et les acariens oribates étudiés est corrélée avec les teneurs en résidus de pesticides. Ces variations de teneurs varient considérablement selon les différents stades phénologiques de la culture, et en fonction de l'itinéraire cultural et sont susceptibles de marquer un effet éventuel sur les réserves énergétiques des deux taxons considérés. Les quantités de réserves énergétiques lipidiques sont plus prononcées que celles des réserves glucidiques avec des teneurs dépassant les 96% pour les collemboles et 95 % pour les acariens oribates. Leurs variations spatiotemporelles sont hautement significatives selon le taxon et selon la parcelle simultanément, pour les lipides et les glucides.

L'analyse comparée des variations de ces teneurs chez les deux taxons étudiés en fonction de la parcelle, des résidus et de la période de prélèvement nous indique d'une part, que la teneur des glucides augmente progressivement dans le temps pour les acariens oribates alors que celle des collemboles présente une certaine stabilité dans le temps. Au contraire, la teneur en lipides progresse dans le temps pour les collemboles comparée à celle des acariens oribates qui présentent une faible progression temporelle pouvant être l'expression de l'épuisement des individus, parce qu'ils ont subi un stress et ont investi une plus grande part d'énergie dans la reproduction et/ou dans les processus de détoxification.

Il apparaît donc que tous ces mécanismes de détoxification mis en place pour diminuer ou éviter les dommages causés par le stress du aux applications des molécules chimiques coûtent en énergie et en ressources qui ne sont alors plus disponibles pour la reproduction. Il s'en suit une diminution du taux de reproduction pouvant mener à la mort si les processus de détoxification de l'animal ne sont pas assez efficaces.

Nous avons constaté que la parcelle nouvellement anthropisée est celle qui semble le plus affectée par l'effet des résidus sur les réserves énergétiques des taxons étudiés par rapport à la parcelle anciennement anthropisée. L'hypothèse déduite est que les communautés pédofauniques occupants la parcelle ancienne ont eu une acclimatation aux conditions et un retour de l'activité au niveau initial.

Le mancozèbe est un fongicide de contact à très faible persistance que l'on utilise de façon préventive. Cette matière active ne semble pas avoir un effet sur l'abondance et sur les réserves énergétiques des collemboles et acariens oribates de manière directe, quoiqu'indirectement son application augmente l'enrichissement des sols en zinc et manganèse. De ce fait, son utilisation apporte un effet bénéfique tant sur le plan protection fongique que sur le plan amendement en éléments minéraux (Zn, Mn).

Nos résultats montrent que les résidus de la métribuzine ont un effet négatif sur les teneurs lipidiques des collemboles et des acariens dans la parcelle nouvellement anthropisée.

Le métalaxyl est une molécule active pénétrante (systémique), Cette molécule semble être assez rémanente dans les sols cultivés. Ses applications multiples et répétées lors de la saison de traitement phytosanitaire favoriseraient la formation de résidus liés au sol. Une perturbation physiologique des communautés pédofauniques apparaît notable puisqu'ils étaient exposés aux résidus de métalaxyl dans la parcelle traitée nouvellement anthropisée. Cette perturbation semble importante sur les taux en réserves lipidiques chez les collemboles et les acariens oribates.

Ces résultats pourraient refléter d'une part, une stimulation directe de la reproduction chez les deux taxons, car les lipides étant la source d'énergie prédominante pendant le développement embryonnaire des insectes, une quantité suffisante de lipides doit être mise en réserve dans les ovocytes en développement pendant l'ovogenèse. Il se peut donc d'une part que cette quantité plus élevée de lipides soit l'expression de la mise en réserve de plus de lipides pour débiter plus précocement l'ovogenèse ou pour fabriquer une quantité plus importante d'œufs. D'autre part, ces lipides induiraient une stimulation indirecte de la reproduction, via une stimulation de la croissance dans le but d'atteindre la maturité sexuelle plus rapidement.

Selon nos résultats, les réserves glucidiques chez les collemboles qui varient en accord avec les différentes étapes de développement sont inversement proportionnelles avec les résidus de métalaxyl. Ces réserves métaboliques augmentent pendant les périodes de repos et diminuent pendant les périodes de croissance.

La réponse due à l'exposition au produit chimique doit pouvoir être distinguée des sources naturelles de variabilité entre individus, afin que les biomarqueurs soient utiles pour l'évaluation de l'exposition. Cependant, cette distinction est peu perceptible, comme on a pu le voir lors du dosage des glucides. En effet, les résultats expérimentaux peuvent varier considérablement selon les différences dans l'étape de développement, l'âge adulte ou l'état nutritionnel de l'insecte. Tous ces effets sont susceptibles de masquer un éventuel effet matières chimiques polluantes sur les réserves énergétiques.

Nous concluons à travers cette étude que les enrichissements en éléments minéraux et organiques ainsi que certains résidus de pesticides ont une action sur l'abondance et la diversité des communautés pédofauniques et sur l'accroissement ou la réduction des teneurs en réserves énergétiques des collemboles et des acariens oribates étudiés selon l'âge de l'anthropisation de la parcelle.

Comme possibilité de régie raisonnée de la part des agriculteurs afin de maintenir une meilleure fertilité biologique ou un maintien des communautés locales, il conviendrait en perspectives de prendre les mesures suivantes:

- ✓ exploiter le sol de manière à maintenir durablement sa capacité de rendement compte tenu de ses propriétés physiques, chimiques et biologiques;
- ✓ planifier la rotation et les parts des différentes cultures ainsi que l'exploitation du sol de manière à éviter les problèmes liés à la rotation des cultures, l'érosion du sol, le ruissellement et le lessivage d'éléments nutritifs et de produits phytosanitaires;
- ✓ Afin de raisonner les doses et les fréquences des applications d'amendements organiques et phytosanitaires, il est important de connaître la durabilité des effets entraînés sur les communautés du sol.

La diminution de la pression des produits phytosanitaires sur l'environnement n'est possible que par :

- Une meilleure connaissance de leur usage par le contrôle des matières actives qui arrivent en Algérie pour s'assurer de la qualité et de la conformité des formulations,
- La mise en place de pratiques culturales plus efficaces pour la dégradation de dérivés persistants,
- La promotion de nouvelles variétés de pomme de terre plus résistantes aux maladies, afin d'éviter les usages répétés des fongicides anti mildiou.
- L'étude de la dynamique des communautés pédofauniques des sols cultivés et de leurs capacités de dégradation des pesticides persistants.

- Des études de stratégies d'information et de formation des populations pour augmenter le niveau de prudence et encourager les interdictions des pesticides polluants persistants nécessaires pour répondre à la question d'un public non encore averti à notre connaissance des risques que les pesticides représentent pour la santé humaine,
- Le développement de la filière biopesticides dans le cadre de la protection des cultures et de la santé humaine.

Enfin, la conduite des essais cadrant dans le même contexte de ce travail, en plein champ sur d'autres types de cultures permettrait de confirmer ou d'infirmer nos résultats qui ne sont qu'issus que des tests en laboratoire. Ainsi, les perspectives ouvertes par ce travail portent sur plusieurs domaines, tel que l'écotoxicologie, la génétique, la chimie et la pédologie. Dans cette expérimentation, nous nous sommes intéressés au final à trois molécules. Il serait alors envisageable d'essayer d'étendre le suivi à toutes les molécules épandues sur les cultures maraichères. La prise en compte du cuivre, élément inorganique, pourrait également venir en complément de cette investigation du fait de son application et de son rôle possible à la fois sur le devenir des molécules organiques et comme toxique pour les organismes du sol.

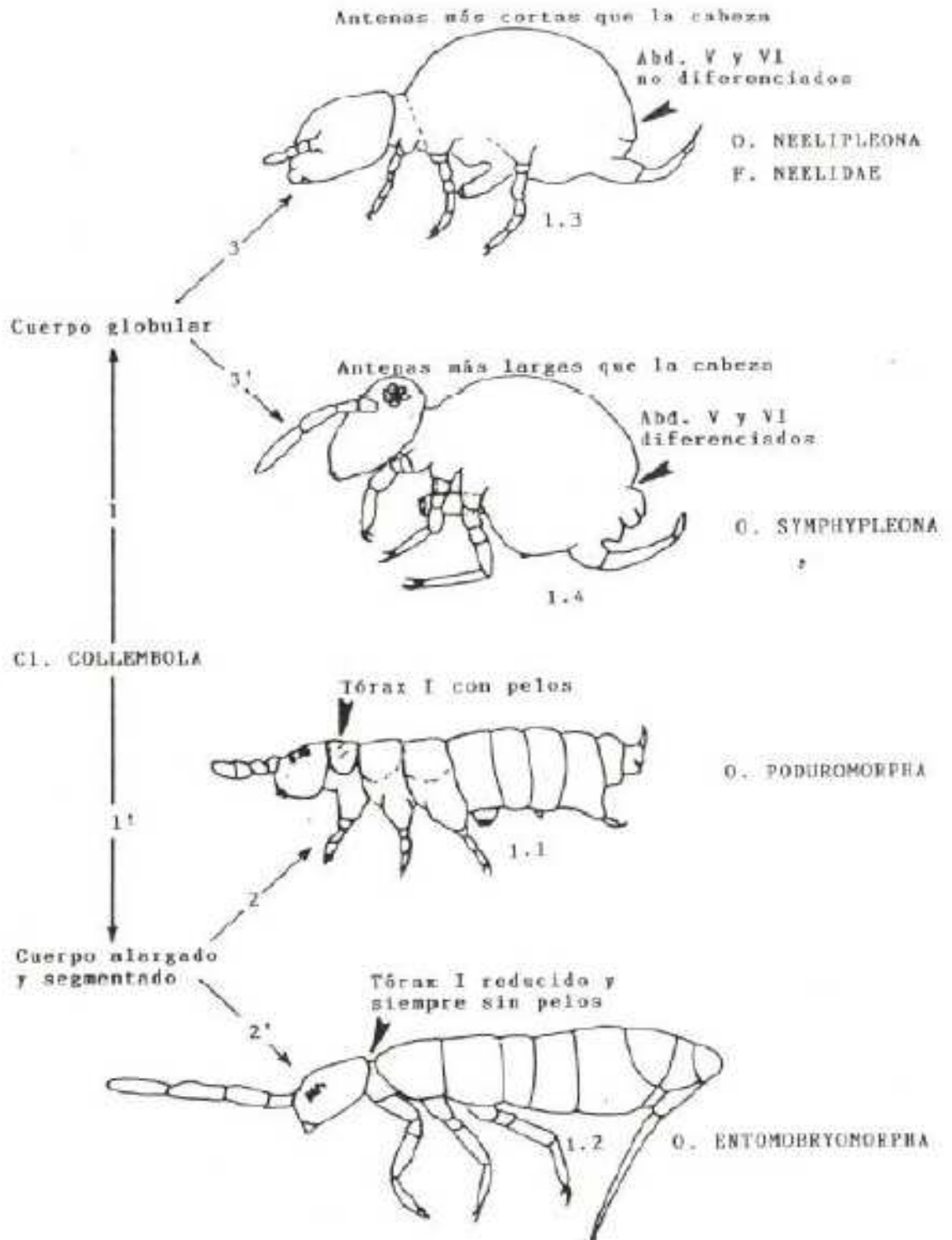
La validation des biomarqueurs comme outils permettant d'estimer les risques d'un résidu demande encore beaucoup de recherche sur leur variabilité inter et intra espèces ainsi qu'au cours du temps, leur relation avec les différents stress environnementaux et leur lien avec le résidu.

Par ailleurs, des perspectives de confirmation des résultats apportées par l'étude de l'influence des matières actives les plus utilisés sur cultures maraichères sur l'abondance et la diversité des collemboles et des acariens oribates en plein champs avec des études en conditions contrôlées. Une stratégie de suivi en conditions contrôlées des biomarqueurs de ces taxons sont à envisager. En plus, une étude sur la reproduction (fécondité et fertilité) et sur la mortalité peut être envisagée. La mise en relation de la variation d'activité enzymatique et génotoxique pourrait faire l'objet de travaux complémentaires.

APPENDICE

APPENDICE (A)

LES ORDRES DE COLLEMBOLLES [153].



APPENDICE (B)

Tableau : Production des cultures maraîchères en Qx entre 2001 et 2010 en Algérie [36].

Année	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Moyenne
POMMES DE TERRE	9 672 320	13 334 650	18 799 180	18 962 700	21 565 499	21 809 610	15 068 590	21 710 580	26 360 570	33 003 115	20 028 681
OIGNONS	4 284 910	4 478 460	5 551 100	6 582 150	6 855 000	7 038 732	8 265 915	7 591 658	9 801 602	10 013 036	7 046 256
AILS	334 280	360 630	420 040	523 200	464 355	535 132	545 828	559 251	599 323	644 938	498 698
TOMATES	3 735 340	4 013 640	4 569 330	5 121 950	5 137 795	5 489 336	5 673 134	5 592 491	6 410 343	7 182 353	5 292 571
CAROTTES	1 561 400	1 586 600	1 607 200	1 981 900	1 635 785	2 292 947	2 527 748	2 540 000	2 712 185	3 238 573	2 168 434
PASTEQUES MELONS	4 638 920	4 581 230	6 298 470	7 213 760	8 579 415	7 852 236	8 156 652	8 446 307	10 347 220	12 237 666	7 835 188
HARICOTS VERTS	295 270	297 500	406 810	411 000	332 650	355 076	413 220	401 208	450 964	534 874	389 857
PIMENTS	735 070	713 450	925 730	1 234 870	979 710	1 157 594	1 056 849	1 244 821	1 279 020	1 661 674	1 098 879
POIVRONS	860 050	963 230	1 156 590	1 418 200	1 506 425	1 601 287	1 623 696	1 559 149	1 910 468	2 142 448	1 474 154
CONCOMBRES	593 920	675 680	718 380	918 500	977 370	934 463	923 030	887 197	1 017 860	1 155 401	880 180
COURGETTES	875 410	1 011 120	1 216 840	1 581 800	1 885 000	1 575 050	1 616 034	1 512 016	1 898 868	2 226 691	1 539 883
AUBERGINES	324 360	429 400	377 310	473 700	430 575	544 382	584 000	537 624	763 172	906 833	537 136
CHOUX FLEURS	404 020	475 120	551 730	528 150	514 810	591 264	616 818	679 447	818 798	879 286	605 944
CHOUX VERTS	243 830	247 730	297 990	423 050	335 115	390 616	435 205	366 043	467 880	509 817	371 728
NAVETS	862 430	928 420	919 170	1 184 100	1 512 000	1 102 888	1 158 445	1 103 285	1 129 590	1 250 300	1 115 063
FEVES FRAICHES	1 249 590	1 348 640	1 764 070	1 734 800	2 075 000	1 778 826	1 699 504	1 746 461	2 014 797	2 483 465	1 789 515
PETITS-POIS	632 900	655 920	819 920	984 960	1 097 000	815 006	748 312	830 882	1 029 707	1 251 222	886 583
ARTICHAUTS	352 070	344 490	347 210	504 600	370 295	255 945	228 558	342 894	395 354	475 823	361 724
AUTRES LEGUMES	1 965 940	1 928 250	2 341 540	3 016 610	3 011 701	3 171 040	3 901 252	3 030 006	3 505 229	4 606 915	3 047 848
TOTAL	33 622 030	38 374 160	49 088 610	54 800 000	59 265 500	59 291 430	55 242 790	60 681 320	72 912 950	86 404 430	

APPENDICE (C1)

DONNEES CLIMATIQUES PRECEPITATIONS)

Tableau : Les précipitations de la période 2000-2010.

Année	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
2000	197,1	57,1	62,7	59,2	23,8	0,5	0,0	0,0	16,0	29,7	148,1	182,9
2001	17,5	6,1	17,0	17,5	49,5	0,3	2,8	1,0	7,4	28,5	76,5	71,4
2002	118,9	56,1	7,9	25,2	25,9	1,8	0,0	3,8	37,1	38,1	46,7	57,4
2003	38,9	12,5	39,1	37,9	17,0	2,3	9,9	34,5	11,4	32,3	148,6	121,7
2004	174,5	127,3	26,2	88,1	17,5	0,0	0,0	27,9	39,1	36,1	50,6	81,8
2005	78,8	21,1	104,1	57,4	139,4	1,0	2,0	1,0	11,9	39,4	120,4	94,5
2006	80,0	103,9	66,5	24,1	1,0	0,0	1,0	0,0	14,5	55,9	11,8	98,0
2007	104,7	102,1	26,4	2,5	82,1	1,3	0,5	10,2	38,4	17,3	20,3	159,3
2008	5,1	55,6	0,0	60,7	16,3	9,9	2,0	10,9	37,1	50,8	269,8	80,0
2009	19,6	3,6	56,4	18,8	74,2	2,6	9,2	0,0	22,4	69,3	122,7	101,9
2010	137,9	23,4	60,2	61,2	32,3	0,8	0,5	13,5	86,6	29,2	39,1	121,9
Moyenne	88,4	51,7	42,4	41,1	43,5	1,8	2,5	9,4	29,3	38,8	95,9	106,4

(Source : I.T.A.F.)

APPENDICE (C2)

DONNEES CLIMATIQUES (TEMPERATURES)

Tableau : Les minimas thermiques de la période 2000-2010.

Année	Jan	Fév.	Mar	Avr	Mai	Juin	juil.	Aout	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2000	2,2	3,9	6,7	9,5	14,6	16,1	19,6	19,2	17,3	12,9	9,9	6,8
2001	5,6	4,3	8,8	7,1	11,4	15,6	18,1	20,3	17,6	15,0	9,1	3,6
2002	4,7	3,9	6,6	7,9	10,8	15,7	18,5	19,4	16,6	13,4	10,1	8,4
2003	6,4	5,0	6,8	9,6	11,9	18,4	21,6	22,2	18,3	15,5	10,5	6,6
2004	5,6	6,2	7,1	8,2	10,4	15,5	18,3	20,8	17,6	15,1	7,4	7,6
2005	1,5	3,0	7,4	9,2	12,3	16,8	19,1	18,2	16,0	13,9	12,6	5,6
2006	4,6	4,3	6,9	10,6	15,0	16,1	19,4	19,1	17,1	15,0	11,6	7,8
2007	4,9	7,7	7,2	11,3	12,1	16,5	18,3	19,9	17,3	14,3	8,3	6,4
2008	4,7	7,2	12,4	10,8	11,2	10,8	11,5	10,2	9,9	8,2	10,6	9,4
2009	6,4	3,9	5,8	8,0	13,3	16,2	20,9	21,1	17,3	12,7	9,6	7,5
2010	6,4	7,3	8,0	10,2	11,0	15,1	19,3	19,3	17,5	17,7	8,7	6,8
Moyenne	4,8	5,2	7,6	9,3	12,2	15,7	18,6	19,1	16,6	14,0	9,9	7,0

(Source : I.T.A.F.)

Tableau : Les maximas thermiques de la période 2000-2010.

Année	Jan	Fév.	Mar	Avr	Mai	Juin	juil.	Aout	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2000	16,1	19,0	20,5	22,7	25,9	28,3	32,1	33,8	29,4	25,0	21,8	19,9
2001	18,7	17,9	24,1	22,7	24,5	32,0	32,4	33,1	29,7	29,0	19,4	16,6
2002	17,7	18,6	21,3	22,0	25,7	29,6	30,6	31,1	29,7	26,9	21,8	19,8
2003	15,9	15,8	20,2	21,5	24,6	32,2	34,0	35,0	29,9	25,9	21,7	17,3
2004	17,5	18,5	18,6	21,4	22,0	29,1	31,2	33,7	31,6	29,4	19,9	17,8
2005	15,1	14,4	18,6	21,9	26,1	30,1	32,6	32,3	29,4	27,1	23,9	16,4
2006	14,9	16,3	20,7	24,1	26,8	29,6	32,6	31,3	29,7	28,2	23,9	17,6
2007	18,3	19,4	18,6	20,3	26,3	28,2	31,4	32,7	28,6	24,5	19,4	17,0
2008	18,0	18,9	19,8	23,2	24,1	28,3	32,2	32,2	29,6	25,9	19,5	16,3
2009	15,9	17,1	19,3	20,4	27,3	32,9	34,0	32,3	28,2	26,3	23,5	19,8
2010	16,8	18,9	20,0	22,0	24,3	28,1	31,8	31,7	29,2	28,2	18,9	17,2
Moyenne	16,8	17,7	20,2	22,0	25,2	29,9	32,3	32,7	29,5	26,9	21,2	17,8

(Source : I.T.A.F.)

APPENDICE (D)

RESULTATS DES ANALYSES DU SOL

	P ₂ O ₅ (p.p.m.)	K ₂ O (meq. K/100g de sol)	CaCO ₃ (%)	pH	C.E (mmhos/cm à 25 °C)	M.O (%)
Parcelle A	61,08	0,61	17,55	7,01	0,39	0,45
Parcelle B	34,58	0,67	18,22	7,85	0,2	1,48
Parcelle T	37,92	0,43	17,13	7,21	0,55	2,09

INTERPRETATIONS :

<u>Le potassium assimilable :</u> <u>K₂O</u><u>Sol</u> < 0,25 meq K/100 g de sol teneur faible. 0,25-0,5 meq K/100 g de sol teneur moyenne. 0,5-1,0 meq K/100 g de sol teneur élevée. > 1,0 meq K/100 g de sol teneur très élevée.		<u>La matière organique :</u> <u>M.O. %</u><u>Sol</u> < 0,5 Sol très pauvre 0,5-1,5 Sol pauvre 1,5-2,5 Sol moyennement pourvu	
<u>La conductivité électrique :</u> <u>CE</u><u>Sol</u> CE < 2 mmhos/cm à 25 °C Sol non salé 2 < CE < 4 mmhos/cm à 25 °C Sol peu salé 4 < CE < 8 mmhos/cm à 25 °C Sol salé		<u>Le calcaire total :</u> <u>CaCO₃</u><u>Sol</u> CaCO₃ < 5% Sol légèrement pourvu. 5 < CaCO₃ < 10% Sol peu calcaire. 10 < CaCO₃ < 25% Sol moyennement calcaire.	
<u>Le pH</u> <u>pH</u><u>Sol</u> pH < 4,5 Sol extrêmement acide. 4,5 < pH < 5,0 Sol très fortement acide. 5,0 < pH < 5,5 Sol fortement acide. 5,5 < pH < 6,0 Sol moyennement acide. 6,0 < pH < 6,5 Sol légèrement acide. 6,5 < pH < 7,5 Sol neutre.		<u>Le Phosphore assimilable :</u> <u>P₂O₅</u><u>Sol</u> < 10 ppm Sol pauvre. 11-31 ppm Sol niveau moyen. 31-56 ppm Sol très riche.	

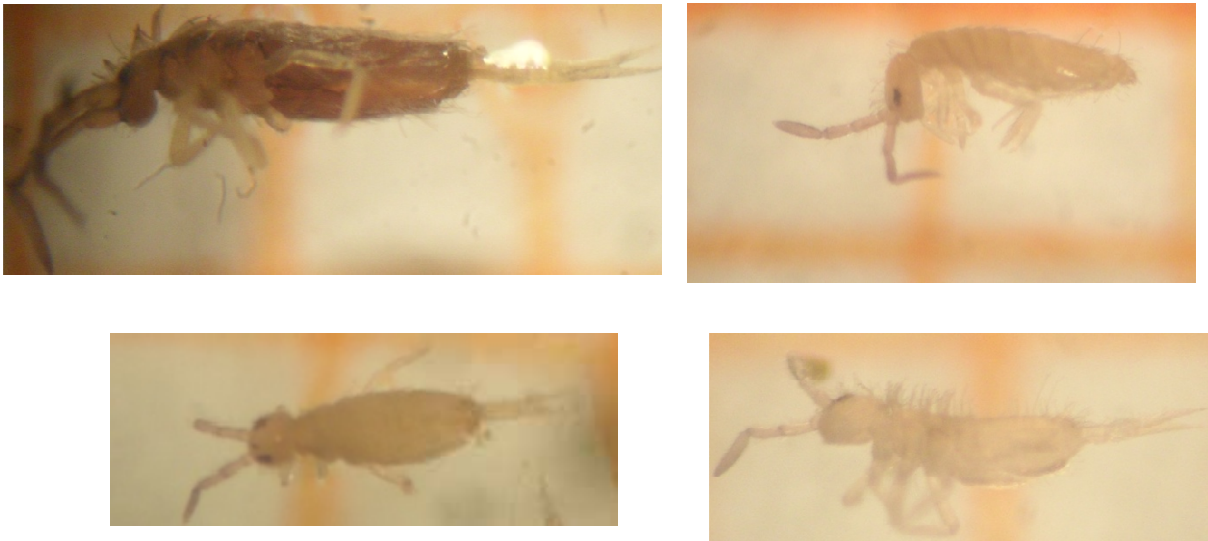
APPENDICE (E)**PHOTOS DE QUELQUES ESPECES DE COLLEMBOLLES RECOLTEES**

Figure E1: Ordre des *Entomobryomorpha* (Personnelle, 2010).



Figure E2: Ordre des *Poduromorpha* (Personnelle, 2010).

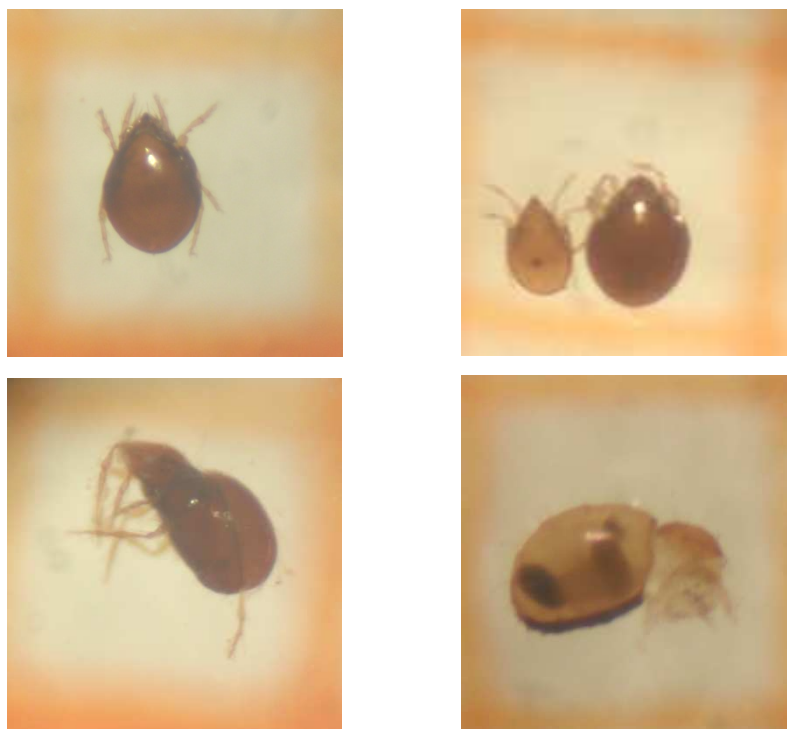
APPENDICE (E) (Suite)**PHOTOS DE QUELQUES ESPECES DE COLLEMBOLS RECOLTEES**

Figure E3: Acariens du sous-ordre des *Oribatida* (Personnelle, 2010).

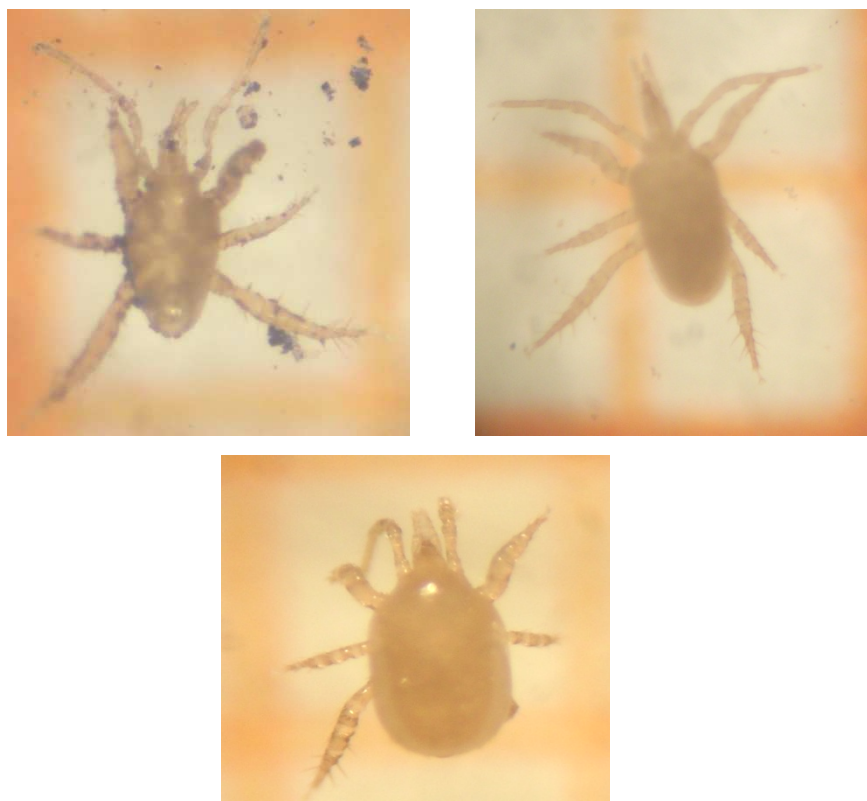


Figure E4: Acariens du sous-ordre des *Gamasida* (Personnelle, 2010).

APPENDICE (F)

EXEMPLAIRE DES RÉSULTATS DES ANALYSES DE SOL EFFECTUÉS AU LABORATOIRE SADEF PÔLE D'ASPACH (France)


SADEF

Laboratoire agréé par le Ministère de l'Agriculture français toutes options - Membre du GEMAS



RAPPORT D'ANALYSE DE TERRE

PROFERT

BOUCHENEB SOFIANE

OUELD LARBI

KHMIS KHECHENA

PARCELLE	
Nom :	BOUCHENEB
Commune :	ALGERIE
Surface :	20 ha
Coordonnées gps :	

ECHANTILLON			
N° Lab :	T-12571-09 (0)	Prof. :	25 cm
Dossier :	LAB09 10601	Masse :	-
N° F.R. :	WW 343583	Refus tamis :	0 %
N° EDIS :	SIEGE.18.4	Cailloux :	5 %
		Prélèvement :	13/12/2009
		Arrivée Labo :	18/12/2009
		Début analyse :	21/12/2009
		Fin analyse :	21/01/2010
		Edition :	02/03/2010

ETAT CALCIQUE - PH

Calcaire total *

NF ISO 10693

1 %

pH Eau *

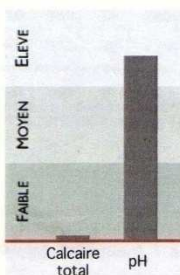
NF ISO 10390

7.9

Conductivité *

NF ISO 12342

0.09 mS/cm à 20°C



MATIERE ORGANIQUE

Matière organique *

NF ISO 14235

17.6 g/kg

Optimum : 26 g/kg

Carbone organique *

NF ISO 14235

10.2 g/kg

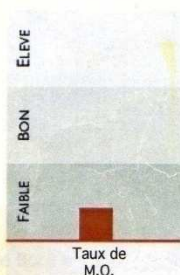
Azote total *

NF ISO 13878

-

Rapport C/N

-



C.E.C.

CEC Metson à pH 7 *

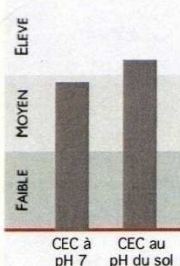
NF X 31-130

257 mé/kg

CEC au pH du sol

Calculée

293 mé/kg

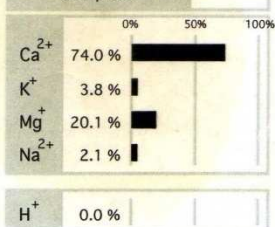


COMPLEXE ARGILO-HUMIQUE

 Composition du complexe
argilo-humique

 Saturation du
complexe

100.0 %



Accréditation COFRAC n° 1-0751 - Liste des sites accrédités et portée disponibles sur www.cofrac.fr
L'accréditation de la section laboratoires du COFRAC atteste de la compétence du laboratoire SADEF pour les seuls essais couverts par l'accréditation.

SADEF POLE D'ASPACH

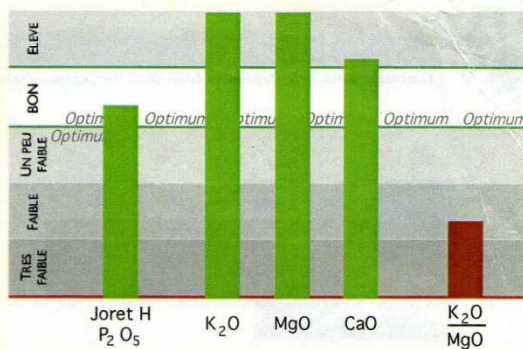
Rue de la Station - F-68700 Aspach-le-Bas - www.sadef.fr
Tel : +33 (0)3 89 62 72 30 - Fax : +33 (0)3 89 62 72 49 - Email : pole@sadef.fr

SARL au capital de 150.000 euros - Code APE 731 Z - RCS Mulhouse 385 620 240 B - Siret 385 620 240 00023
Banque : C.I.A.L. 40, rue de la Sinne - 68100 Mulhouse - RIB n°10037 33281 00018765701 72 - n° identification CEE : FR 29 385 620 240

Rapport d'analyse de terre n° : T-12571-09 (0) - Page 1/2

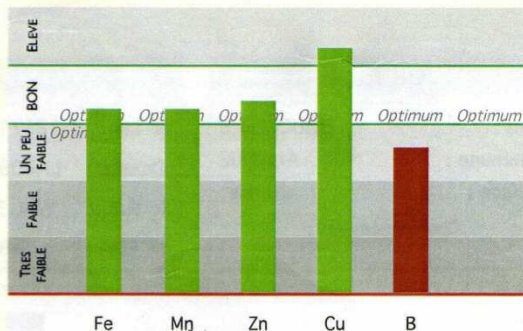
ELEMENTS MAJEURS

	Teneur du sol	Optimum
Phosphore - P_2O_5 *		
Joret-Hebert - NF X 31-161	0.19 g/kg	0.17 g/kg
Phosphore - P_2O_5 *		
Olsen - NF ISO 11263	-	-
Potasse - K_2O *		
NF X 31-108	0.46 g/kg ou 9.8 mé/kg	0.31 g/kg
Magnésie - MgO *		
NF X 31-108	1.04 g/kg ou 52 mé/kg	0.15 g/kg
Chaux - CaO *		
NF X 31-108	8.62 g/kg ou 307.5 mé/kg	5.33 g/kg
Sodium - Na_2O *		
NF X 31-108	0.17 g/kg ou 5.6 mé/kg	-
K $\varnothing$ / MgO (K/Mg)	0.4 (0.2)	1 à 2 (0.4 à 0.8)



OLIGO-ELEMENTS

	Teneur du sol	Optimum
Fer (Fe) *		
DTPA - NF X 31-121	20.8 mg/kg	20 mg/kg
Manganèse (Mn) *		
DTPA - NF X 31-121	10.6 mg/kg	8 mg/kg
Zinc (Zn) *		
DTPA - NF X 31-121	1.5 mg/kg	1.2 mg/kg
Cuivre (Cu) *		
DTPA - NF X 31-121	24.5 mg/kg	0.4 mg/kg
Bore (B)		
Eau chaude - NF X 31-122	0.38 mg/kg	0.40 mg/kg
Molybdène (Mo)		
Grigg	-	-



Accréditation COFRAC n° 1-0751 Liste des sites accrédités et portée disponibles sur www.cofrac.fr

Ce rapport d'essai ne concerne que les objets soumis à l'essai. L'accréditation de la section laboratoires du COFRAC atteste de la compétence du laboratoire SADEF pour les seuls essais couverts par l'accréditation.
Ce rapport ne doit pas être reproduit sans l'approbation du laboratoire d'essai. La reproduction de ce rapport d'essai n'est autorisée que sous sa forme intégrale.
(*) : Essais couverts par l'accréditation. Les résultats sont exprimés par rapport à la masse de terre fine sèche à 2 mm. L'interprétation est hors champ d'accréditation.

Sylvie LHOTE
Responsable Dépt TERRE

APPENDICE (G1)

EXTRACTION ET DOSAGE DES LIPIDES

L'extraction des lipides a été réalisée selon la méthode de VAN BRUMMELEN et ATUIJFZAND [286] :

- Les insectes sont entièrement introduits dans les tubes eppendorf ;
- 400µl de mélange monophasique sont ajoutés dans les tubes eppendorf afin d'homogénéiser les insectes ;
- Les tubes sont mis à centrifuger 5 min à 20'005g (14772 tours/min)
- Ajouter 1ml de chloroforme dans chaque tube, les agiter à la main 1 minute
- Les lipides sont ainsi extraits de manière liquide-liquide avec 3 fois 1ml de chloroforme + agitation à la main 1 minute ;
- Poser les tubes et attendre que l'extrait se sépare en deux phases bien visibles : la phase contenant les lipides dans le chloroforme se trouvant au fond des tubes ;
- Récupérer ces 3 fois 1ml de chloroforme avec une pipette pasteur et les mettre en commun à sécher sur sulfate de sodium ;
- Le sulfate de sodium est ensuite rincé avec 4 fois 1ml de chloroforme ;
- Le chloroforme est mis à évaporer sous flux d'azote ;
- Les résidus de chaque tube sont détruits par l'adjonction de 300µl d'H₂SO₄ et par chauffage du tube pendant 10 min à 100°C ;
- Les tubes sont mis à refroidir jusqu'à ce qu'ils atteignent la température ambiante.
- Rajouter 2,5ml de la solution de vanilline dans chaque tube puis les secouer manuellement.
- Remplir les cuves spectrophotométrie avec ces solutions et mesurer la D.O. à 540nm au bout de 10minutes

Pour la préparation de la courbe standard nous avons procédé comme suite :

- En prépare une solution mère de cholestérol à 0,1mg/ml: 10mg de cholestérol sont dissous dans 100mlde chloroforme et conservé à 4°C dans une bouteille en verre brun de 100ml.

- Dans une bouteille en verre brun de 30ml, prendre 10ml de la solution mère de cholestérol, et rajouter 10ml de chloroforme afin d'obtenir une solution à 50µg /ml.
- Dans 6 tubes en verre, mettre respectivement les volumes indiqués dans la 1ère colonne du tableau (9) a de cette solution mère.
- Rajouter dans les 6 tubes 300µl d'H₂SO₄
- Mettre à chauffer les tubes 10 minutes à 100°C
- Laisser refroidir les tubes jusqu'à ce qu'ils atteignent la température ambiante
- Rajouter dans chaque tube 2,5ml de la solution de vanilline et les secouer manuellement
- Remplir 6 cuves spectrophotométriques avec ces 6 tubes et mesurer la D.O. à 540nm au bout de 10 mn

APPENDICE (G2)

EXTRACTION ET DOSAGE DES SUCRES

L'extraction des sucres a été réalisée selon la méthode de WIN DECOEN [288] :

- Les échantillons sont homogénéisés dans 200µl d'eau distillée au moyen d'un broyeur pendant 30 secondes,
 - 100µl de TCA 15% sont ajoutés dans chaque tubes puis ceux-ci sont secoués au vortex pendant 5 secondes et déposés 10 minutes dans de la glace pillée
 - Les tubes sont centrifugés 10 minutes à 3000rpm à 4°C puis les surnageants sont récupérés dans des tubes Eppendorf au moyen d'une pipette pasteur
 - Le culot est dissout dans 200µl de TCA 5%
 - Les échantillons sont secoués au vortex pendant 5 secondes
 - Les tubes sont ensuite centrifugés 10minutes à 3000rpm à 4°C et les surnageants sont récupérés et ajoutés aux tubes contenant les surnageants précédents
 - Les tubes sont secoués au vortex pendant 5 secondes
 - 250 µl de solution contenant les surnageants mélangés sont versés dans un tube Eppendorf
 - 250µl de phénol 5% et 1 ml de H₂ SO₄ sont ajoutés rapidement dans chaque tube
 - les tubes sont ensuite secoués manuellement quelques secondes
 - 300 µl de ce mélange est déposé dans un puits d'une microplaque
 - laisser la microplaque 30 minutes à la lumière et la température ambiante
 - secouer la plaque 3 secondes
 - Lire la densité optique à 490nm.
- ✦ Pour la préparation la courbe standard nous avons procédé comme suite :
- A partir de la solution stock de glucose à 0,5mg/ml (5mg de glucose dans 10ml d'eau distillée), effectuer une série de dilutions afin d'obtenir les concentrations suivantes de glucose : 0.5, 0.25, 0.12, 0.062, 0.031, 0.016 et 0.0078 mg/ml ;
 - Mettre chaque fois 250µl d'une des solutions dans un tube Eppendorf, rajouter 250µl de phénol 5% et 1ml de H₂SO₄ puis secouer le tube au Vortex ;

- 300µl de ce mélange sont versés dans un puits d'une microplaque (remplir trois puits par tube Eppendorf) ;
- Laisser la microplaque 30minutes à la lumière et à température ambiante ;
- Secouer la plaque 3 secondes ;
- Lire la densité optique à 490nm.

APPENDICE (H)**RÉSULTATS DES ANALYSES DES RÉSIDUS**

Parcelle	Prélèvement	Herbicide (µg/kg)	Fongicide (µg/kg)	
		Metribuzine	Metlaxyl	Mancozeb
Parcelle A	févr-10	17,096	4,649	4,052
	mars-10	8,811	1,507	2,918
	mai-10	6,62	17,177	4,662
	juin-10	3,657	3,424	0,891
Parcelle B	févr-10	21,662	2,972	1,77
	mars-10	7,631	7,312	1,634
	mai-10	4,781	15,424	4,657
	juin-10	nd	16,499	0,865
Parcelle T	févr-10	n.d	n.d	3,167
	mars-10	n.d	n.d	n.d
	mai-10	n.d	n.d	n.d
	juin-10	n.d	n.d	n.d

APPENDICE (I)

CYCLE DE DEVELOPPEMENT DE LA POMME DE TERRE

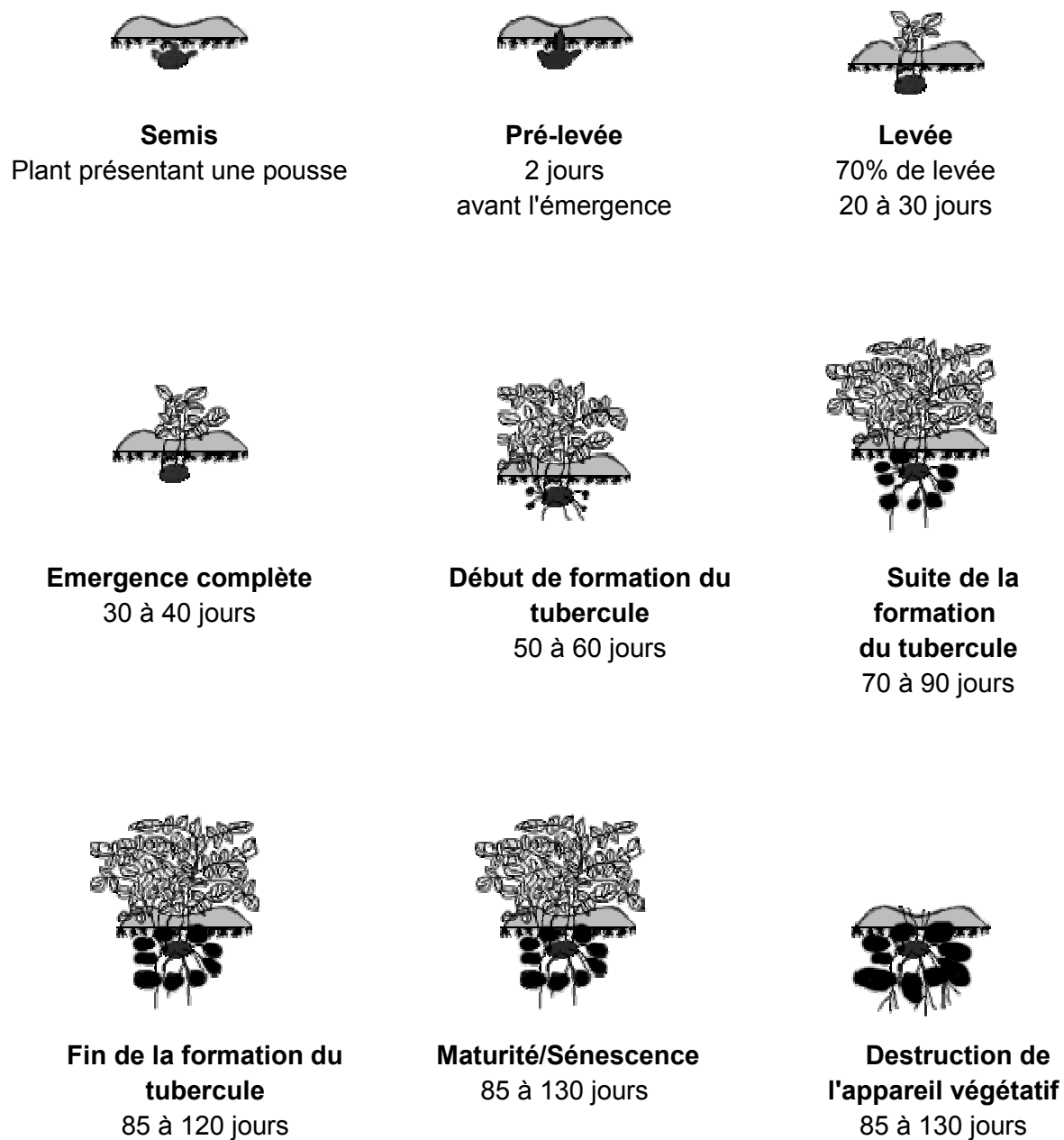


Figure I1 : Les différents stades phénologiques de la pomme de terre (*Solanum Tuberosum*) [293].

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. **POUSSET J., 2008** - Agriculture naturelle : Répondre aux nouveaux défis. Ed. Agridécidion, Paris ,49 p.
2. **SÉVERIN F., 2002** - Panorama des différents moyens de protection
In Pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement. ACTA Ed., Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, pp : 213-236.
3. **ALLOWAY B.J., 1995** - Heavy metals in soils. 2nd edition, Blackie academic & professional, Glasgow. 368 p.
4. **BARRIUSO E., CALVET R., SCHIAVON M. ET SOULAS G. 1996** - Les pesticides et les polluants organiques des sols. Transformations et dissipation. Etude Gestion Sols, 3, pp: 279-296.
5. **SHIAVON M., 1998** - Origine et devenir des produits phytosanitaires. *In* Les produits entraînés par l'eau. *Colloque d'Hydrotechnie*, 159^{ème} session, SHF. Agriculture et Environnement. Paris, 18 et 19 novembre 1998, pp: 107-118.
6. **SIEDENTOP S., 1992** - A litterbag-test for the assessment of side effects of pesticides on soil mesofauna. XI International Colloquium on Soil zoology. Colloque Jyväskylä, Finland. 1995. pp: 357-360.
7. **CORTET J., GOMOT DE VAUFLERY A., POINSOT-BALAGUER N., GOMOT L., TEXIER, C. ET CLUZEAU, D., 1999** - The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. European Journal of Soil Biology, 35, pp: 115-134.
8. **RENAUD A. ET POINSOT-BALAGUER N., 2001** - Recherche et validation de bioindicateurs des pratiques d'entretien des sols viticoles: Pertinence des microarthropodes. Milieu Poreux et Transfert Hydriques. Colloque Vaulx-en-Velin. éd. pp: 124-131.
9. **KERSANTÉ A., 2003** - Rôle régulateur de la macrofaune lombricienne dans la dynamique de l'herbicide atrazine en sol cultivé tempéré.
Thèse Doc. Univ. De Rennes, 1189 p.

- 10. LAVELLE P. ET SPAIN, A.V., 2001** - Soil ecology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 654 p.
- 11. JOCTEUR MONROZIER, L., 2001-** Conséquences de l'anthropisation des sols. Les boues: quels risques? Colloque Marseille. Mouvement National de Lutte pour l'Environnement
- 12. ROBERT M., 1996** - Le sol: interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Masson, Paris, 244 p.
- 13. GOBAT J-M., ARAGNO M. ET MATTHEY W., 1998** - Le sol vivant. Lausanne: presse polytechniques et universitaires romandes. 519 p.
- 14. GOBAT J., ARAGNO M. ET MATTHEY W., 2003** - Le sol vivant, deuxième édition revue et augmentée. Presse polytechniques et universitaires romandes, 568 p.
- 15. DEPRINCE A, 2003** - La faune du sol, diversité, méthodes d'étude, fonctions et perspectives. Le Courier de l'Environnement de l'INRA, 49 p.
- 16. TILMAN D., 1999** - Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *The National Academy of Sciences colloquium "Plants and Population: Is There Time?"* held December 5-6, 1998, at the Arnold and Mabel Beckman Center in Irvine, CA. 96 p.
- 17. MARTINEZ, J., 1994** - Nutrient accumulation in soil from intensive pig slurry applications. *In* Animal waste management. FAO, REUR Technical Series, 34, pp: 29-135.
- 18. LEGROS J.P., MARTIN S., BAIZE D., RIVIÈRE J. L. ET LEPETRE A., 2002** - Accumulation de cuivre et de zinc dans la parcelle de l'observatoire de la qualité des sols (OQS). *In* : Baize D. et Tercé M. (Ed.), Les éléments traces métalliques dans les sols: approche fonctionnelles et spatiales, Inra, Paris, pp: 169-182.
- 19. BRANAS J., 1984** - Histoire et fonction du Cu dans la viticulture de qualité. Progrès Agricole et Viticole, 22, pp: 521-523.

20. **DELUISA A., GIANDON P., AICHNER M., BORTOLAMI P., BRUNA L., LUPETTI A., NARDELLI F ET STRINGARI G., 1996** - Copper pollution in italian vineyard soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 27, pp: 1537-1548.
21. **ROBERT M. ET JUSTE C., 1999** - Enjeux environnementaux et industriels - Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. *In* : Spéciation des métaux dans le sol. Les Cahiers du Club Crin, Paris, pp : 15-37.
22. **BOURRELIER P.H. ET BERTHELIN J., 1998** - Contamination des sols par les éléments en traces: Les risques et leur gestion. Académie des Sciences - Techniques et documentation, Paris. 440 p.
23. **PICK F.R., 2005** - Les bioindicateurs : outils de surveillance des pesticides dans les milieux naturels. *In* : Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement. Eds. Regnault-Roger C., G. Fabres et B. Philogène. Editions Tec et Doc. Lavoisier, Paris. 1013 p.
24. **PIMENTEL D., 1995** - "Amonts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethic." *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 8, pp: 17-29.
25. **I.F.E.N., 2003** - Les pesticides dans les eaux. Bilan 2001-2002, IFEN, (Institut Français de l'Environnement), Etudes et travaux n° 126.
26. **CHAN M.A. ET ARCHER A.W., 2003** - Extreme depositional environments: mega end members in geologic time. Ed. The Geological Society of America, Inc. 73 p.
27. **LAM P.K.S. ET GRAY J.S., 2003** - The use of biomarkers in environmental biomonitoring programmes'. *Marine Pollution Bulletin*, 47, pp: 182-186.
28. **CHAMPEAU O., 2005** - Biomarqueurs d'effets chez *C. Fluminea* : Du développement en laboratoire à l'application en mésocosme. Thèse doc. en Ecotox. Univ. Bordeaux, 281p.
29. **RODGERS K., 1995** - The immunotoxicity of pesticides in rodents. *Human Experimental Toxicology*, 14(1), pp: 111-113.

- 30. HYNNE R.V. ET MAHER W.A., 2003** - Invertebrate biomarkers: links to toxicosis that predict population decline. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54(3), pp: 366-374.
- 31. DOYOTTE A., 1998** – Etude de la lipoperoxydation et de la 8-hydroxy-2'-deoxyguanosine en tant que biomarqueurs de toxicité chez *Unio tumidus*, bivalve duçaquicole, exposés *in situ* à des sédiments contaminés et en conditions de stress chimique. Thèse de Doctorat, Université de Metz, 122 p.
- 32. DE COEN W.M. ET JANSSEN C.R., 2003** - The missing biomarker link: relationships between effects on the cellular energy allocation biomarker of toxicant-stressed *Daphnia magna* and corresponding population characteristics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(7) pp: 1632-1641.
- 33. CEE., 1991** - Directive du conseil du 15 juillet 1991 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques (91/414/CEE). Office de publications officielles des communautés européennes. Journal officiel n° L 230, 207 p.
- 34. CEE., 1998** - Directive du conseil concernant la mise sur le marché des produits des produits biocides (98/8/CEE). Office de publications officielles des communautés européennes. Journal officiel n° L 123, pp : 1-32.
- 35. ANONYME, 2007** - Index des produits phytosanitaires à usage agricole .Direction de la protection des végétaux et des contrôles techniques. Ministère de l'agriculture et du développement rural. Ed. 2007, 251 p.
- 36. ANONYME, 2010** - Ministère de l'agriculture et du développement rural. D.S.A.I. Statistiques agricoles. Superficies et Production. 68 p.
- 37. EL MRABET K., 2007**- Développement d'une méthode d'analyse de résidus de pesticides par dilution isotopique associée à la chromatographie en phase liquide couplé à la spectrométrie de masse en tandem dans les matrices céréalières après extraction en solvant chaud pressurisé. Thèse Doc. Chimie analytique. Univ. Pierre et Marie Curie, paris, 295 p.

- 38. THIOLLET M., 2004** - Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole. Thèse. Doc. Agro., INPL, Lorraine, France.
- 39. JAWICH D., 2006** - Etude de la toxicité de pesticides vis-à-vis de deux genres de levures : approche cinétique et moléculaire. Thèse Doc. I.N.P. de Toulouse, 134 p.
- 40. GEVAO B., SEMPLE K.T. ET JONES K.C., 2000** - Bound pesticide residues in soils: a review. *Environmental Pollution*, 108, pp: 3-14.
- 41. CALVET R., 2003** - Le sol, propriétés et fonctions. Tome 1: Constitution et structure, phénomènes aux interfaces, Dunod, Paris, 254 p.
- 42. AMIARD J-C. ET AMIARD-TRIQUET C., 2008** - Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. Éditions Tec & Doc, Lavoisier, Paris, France, 375 p.
- 43. FLOGEAC F., 2004** - Étude de la capacité de rétention de produits phytosanitaires par deux solides modèles de sols. Influence de la présence des cations métalliques. Thèse Doc. Sci. Chimie, Univ.de Reims Champagne-Ardenne, 162 p.
- 44. BARRIUSO E. ET SHIAVON M., 2005** - enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement ; Le devenir des produits phytosanitaires dans le sol et l'environnement pp : 140-169.
- 45. SCHRECK E., 2008** - Influence des modes d'entretien du sol en milieu viticole sur le transfert des pesticides vers les eaux d'infiltration Impact sur les lombriciens. Thèse doc. Univ.de Toulouse III, 300 p.
- 46. KHAN S.U., 1978** - The interaction of organic matter with pesticides. *In* Khan S. U. & Schnitzer M. (Eds.) *Soil Organic Matter: Development in Soil Science*, pp: 137-171.
- 47. JAMET P. ET DELEU R., 1993** - Environmental fate of pesticides. Behaviour of pesticides in soil. *Agro-Food Industry Hi-Technology*, pp.18-21.
- 48. DUCHAUFOUR PH., 1984** - Abrégés de Pédologie, Ed. MASSON, Paris. 219 p.

- 49. BARRIUSO E., SOULAS G. ET SHIAVON M., 2000**- Adsorption-désorption et dégradation des pesticides dans les sols. *J Eur Hydrol*, 1, pp: 49-56.
- 50. HASSET J.J. ET BANWART W.L., 1989** - The sorption of nonpolar organics by soils and sediments. In *Reaction and movement of organic chemicals in soils*. Sawhney B.L. ET Brown K. Eds. SSSA, 102 p.
- 51. VAN DER WERF H. M. G., 1996** - Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, ecosystems and environment*. 60, pp: 81-96.
- 52. SCHEUNERT I., 1992** - Transformation and degradation of pesticides in soil. *In: Terrestrial behavior of pesticides. Chemistry of Plant Protection*.
- 53. YADURAJU N.T., 1994** - Influence of soil environmental factors on the efficacy of herbicides. In Parasad D., Gaur H.S., *Environment Pesticides*, Vedams books Ltd, New- Delhi, pp: 265-292.
- 54. HOUOT S., TOPP E., YASSIR A. ET SOULAS G., 2000** - Dependence of accelerated degradation of atrazine on soil pH in French and Canadian soils. *Soil Biol Biochem*, 32: 615-625.
- 55. BAILEY G.W., ET WHITE J.L., 1970** - Factors influencing the adsorption, desorption, and movement of pesticides in soils. *Residue Reviews*, 32, pp: 29-92.
- 56. LEONARD R., 1990** - Movement of pesticides into surface waters. *In* "Pesticides in the soil environment" (America, S. S. S. o., ed.), Vol. 2, 677, S. Segoe Rd. Madison WI 53711, Madison, USA. pp: 303-349.
- 57. VOLTZ M. ET LOUCHART X., 2001** - Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. 31^{ème} Congrès du Groupe français des pesticides, Lyon, mai 2001 dans *Ingénieries*, 154 p.
- 58. BARRIUSO E., BENOIT P ET DIGNAC M.F., 2004** - Le devenir des pesticides dans l'environnement. *Comptes-rendus de l'Académie de l'Agriculture de France* 90, pp: 15- 22.

- 59. STRUDLEY M. W., GREEN T. R. ET ASCOUGH II J. C., 2008** - Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil Tillage Res.* 99, pp: 4-48.
- 60. STOCKDALE E.A., SHEPHERD M.A., FORTUNE S. ET CUTTLE C.P., 2008** - Soil fertility in organic farming systems – fundamentally different? *Soil Use and Management*, 18, pp: 301-308.
- 61. BEAUDOIN N., 2006** - Caractérisation expérimentale et modélisation des effets des pratiques culturales sur la pollution nitrique d'un aquifère en zone de grande culture. Thèse Ph. INAPG, 210 p.
- 62. RIVIÈRE J.L., 1998** - Évaluation du risque écologique des sols pollués. TEC & DOC Lavoisier, Paris, 365 p.
- 63. CALVET R., 1989** - Adsorption of organic chemicals in soils. *Environ. Health pers.* 83: pp: 145-177.
- 64. SHEPHERD M.A. ET CHAMBERS C., 2007**- Managing nitrogen on the farm: the devil is in the detail. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 87, pp: 558-568.
- 65. SIMON F., 1995** - Analyse des facteurs de risques de transferts de pesticides dans les paysages. Établissement d'une hiérarchie de ces risques: application à des bassins versants. Mémo. de fin d'études. Eco. Nat. Sup. Agro. de Rennes, France, 175 p.
- 66. CHIOU C.T., 1989** - Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic compounds by soil organic matter, pp. 1-29 *Reactions and movements of organic chemicals in soil*, Special Publication N°. 22, Soil Society of America, Madison, WI. Ed.
- 67. SHEPHERD M.A., HARRISON R. ET WEBB J., 2002** - Managing soil organic matter – implications for soil structure on organic farms. *Soil Use and Management*, 18, pp: 284-292.
- 68. PETER C.J. ET WEBER J.B., 1985** – Adsorption and efficacy of trifluralin and butralin as influenced by soil properties. *Weed Science*. 33, pp: 861-867.
- 69. PATAKIOUTAS G. ET ALBANIS T.A., 2002**- Adsorption-desorption studies of alachlor, metolachlor, EPTC, chlorothalonil and pirimiphos-methyl in contrasting soils. *Pest Management Sci.* 58, pp: 352-362.

- 70. CALVET R., TERCE M. ET ARVIEU J.C., 1980** - Adsorption des pesticides par les sols et leurs constituants. Description du phénomène d'adsorption. *Annales Agronomiques*. 31, pp: 33-62.
- 71. MÜLLER G. ET OBRIST R. 2004**, *Ecologie*. 3e édition. Edition Imz, Zollikofen, 104 p.
- 72. DE JONGE H. ET DE JONGE L.W., 1999** – Influence of pH and solution composition on the sorption of glyphosate and prochloraz to a sandy loam soil. *Chemosphere*. 39, pp: 753-763.
- 73. ALRAJAB A.J., 2007**- Impact sur l'environnement d'un herbicide non sélectif, le glyphosate. Approche modélisée en conditions contrôlées et naturelles. Thèse Doc. Sci. Agro. I.N.P. de Lorraine. 168 p.
- 74. MOREL J.L., 1997** - Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. In *Soil Ecotoxicology* (Eds J. Tarradellas, G. Bitton, et D. Rossel), RC press Lewis Publishers Boca Raton. pp: 141-176.
- 75. SCHUDEL P., 2008**: Écologie et protection des plantes. Guide pour l'utilisation des produits phytosanitaires. Connaissance de L'environnement n° 0809. office fédéral de l'environnement, Berne, 110 p.
- 76. WALL D. H., 2004** - Sustaining biodiversity and ecosystem services in soils and sediments. Island Press, Washington, USA, 275 p.
- 77. BOSSIO J.P., HARRY J. ET KINNEY C.A., 2008** - Application of ultrasonic assisted extraction of chemically diverse organic compounds from soils and sediments. *Chemosphere* 70, pp: 858-864.
- 78. EASTMOND D.A., MACGREGOR J.T. ET SLENINSKI R.S., 2008** - Trivalent chromium: assessing the genotoxic risk of an essential trace element and widely used human and animal nutritional supplement. *Critical Reviews in Toxicology*, 38, pp: 173–190.
- 79. NDAO T., 2008** - Étude des principaux paramètres permettant une évaluation et une réduction des risques d'exposition des opérateurs lors de l'application de traitements phytosanitaires et cultures maraichères et cotonnier au Sénégal. Thèse Doc. Sci. Agro. Univ. Des Sci. Agro. De Gembloux, Belgique. 189 p.

- 80.FISHBEIN L., 1977** - Toxicological aspects of fungicides, in *Antifungal compounds*, vol. 2, Marcel Dekker, New York, pp: 537-598.
- 81.RAKITSKY V. N., KOBLYAKOV V. A. ET TURUSOV V. S., 2000** - Nongenotoxic (Epigenetic) Carcinogens: Pesticides as an Example. A Critical Review. *Teratogenesis, Carcinogenesis, and Mutagenesis*, 20, pp : 229-240.
- 82.FENG M.H., SHAN X.Q., ZHANG S. ET WEN B, 2006** - A comparison of the rhizosphere-based method with DTPA, EDTA, CaCl_2 and NaNO_3 extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley. *Environmental Pollution*, 137, pp: 231-240.
- 83.GLYNN P., 2006** - A mechanism for organophosphate-induced delayed neuropathy. *Toxicology Letters*. 162 (1), pp: 94-97.
- 84.DE COCK J., WESTVEER K., HEEDERIC D., TE VELDE E. ET VAN KOOIJ R., 1995** - Time to pregnancy and occupational exposure to pesticide in fruit growers in the Netherlands. *Occup. Environ Med.* 51, pp: 693-699.
- 85.COHEN, A. ET CARLTON J. T., 1998** - Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science* 279, pp: 555 - 558.
- 86.RANGOONWALA S.P., KAZIM M. ET PANDEY A.K., 2005** - Effects of diazion on serum calcium and inorganic phosphate levels as well as ultrastructure of parathyroid and calcitonin cells of *Rattus norvegicus*. *Journal of Environmental Biology*. 26 (2), pp: 217-221.
- 87.NING B., GRAHAM N., ZHANG Y.P., NAKONECHING M. ET EL DIN M.G., 2007** - Degradation of endocrine disrupting chemical by ozone/AOPS. *Ozone – Sciences and Engineering*. 29 (3), pp: 153-176.
- 88.RAHIMI R. ET ABDALLAHI M., 2007** - A review on the mechanisms involved in hyperglycemia induced by organophosphorus pesticides. *Pesticide Biochemistry and physiology*. 88 (2), pp: 115-121.
- 89.ANONYME., 2007** - Monographs on the evaluation of carcinogenic risks of chemicals to humans. Smokeless tobacco and some tobacco-specific N-nitrosamines, INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC).
- 90.OLIVA A., SPIRA A. ET MULTIGNER L., 2001** - Contribution of

environmental factors to the risk of male infertility. Human reproduction 16(8), pp: 1768-1776.

- 91. VELEZ DE LA CALLE J.F., RACHOU E., LE MARTELOT M.T., DUCOT B., MULTIGNER L. ET THONNEAU P.F., 2001** - Male infertility risk factors in a French military population. Human Reproduction. 16(3), pp: 481-486.
- 92. DEWAILLY E., AYOTTE P., BRUNEAU S., GINGRAS S., BELLES-ISLES M. ET ROY R., 2000** - Susceptibility to infections and immune status in Inuits infants exposed to organochlorines. Environmental Health Perspectives 108, pp: 205-211.
- 93. GREENLEE A.R., ARBUCKLE T.E. ET CHYOU P.H., 2003** - Risk factors for female infertility in an agricultural region. Epidemiology. 14(4), pp: 429-436.
- 94. MENEGAUX F., BARUCHEL A., BERTRAND Y., LESCOEUR B., LEVERGER G., NELKEN B., SOMMELET D., HEMON D. ET CLAVEL J., 2006** - Household exposure to pesticides and risk of childhood acute leukaemia. Occupational and Environmental Medicine 63, (2), pp: 131-134.
- 95. BALDI I., LEBAILLY P., MOHAMMED-BRAHIM B., LETENNEUR L., DARTIGUES J.F. ET BROCHARD P., 2003** - Neurodegenerative diseases and exposure to pesticides in the elderly. American Journal of Epidemiology. 157(5), pp: 409-414.
- 96. SUWALSKY M., BENITES M., NORRIS B. ET SOTOMAYOR P., 2000** - Toxic effects of the fungicide benomyl on cell membranes. Comparative Biochemistry and Physiology Part C, 125, pp: 111-119.
- 97. LIN P. H., LAD. K., UPTON P. B. ET SWENBERG J. A., 2002** - Analysis of DNA adducts in rats exposed to pentachlorophenol. Carcinogenesis, 23, pp: 365-369.
- 98. HURST M. R. ET SHEAHAN D. A., 2003** - The potential for oestrogenic effects of pesticides in headwater streams in the UK. The Science of the Total Environment, 30, pp: 87-96.
- 99. BEDOS, C. ET CALVET, R., 2002** - Modélisation des phénomènes de

rétenction. Transfert dans l'atmosphère. In "Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement" (Recherche-Industrie, A. E. E. e. C., ed.), Vol. 1, ECRIN, Paris. pp: 137-146.

- 100. NOVOTNY V. ET CHESTERS G., 1981-** Handbook of nonpoint pollution: Sources and management. Van Nostrand Reinhold Publishing Co., New York, N.Y., USA. 823 p.
- 101. PATTY, L., 1997 -** Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufénicanil). Méthodologie analytique et étude de l'efficacité de bandes enherbées. Thèse Doct. de sci. Univ ; Joseph Fourier - Grenoble I, 217 p.
- 102. TREVISAN M., MONTEPIAINI C., RAGOSSA L., BARTOLETTI C., LOANNILL E. ET DEL RE A. A. M., 1993 -** Pesticides in rainfall and air in Italy. *Environmental Pollution*, 80, pp: 31-39.
- 103. CHEVREUIL M., GAMOUNA M., TEIL M. J. ET CHESTERIKOFF A., 1996 -** Occurrence of organochlorides (PCBs) pesticides and herbicides (triazines, phenylureas) in the atmosphere in the fallout from urban and rural station of the Paris area. *The Science and the total Environment*, 182, pp: 25-37.
- 104. SANUSI A., MILLET M., WORTHMAN H. ET MIRABEL P., 1997 -** Atmospheric contamination by pesticides: determination in the liquid, gaseous and particle phases. *Environmental Science and Pollution Research*, 4, pp: 172-180.
- 105. BIDDLEMAN T., WALLA M.D., ROURA R., CARR E. ET SCHMIDT S., 1993 -** Organochlorines pesticides and herbicides (triazines, phenylureas) in the atmosphere of the Ocean Antarctica. *Marine Pollution Bulletin*, 26, pp: 258-262.
- 106. HUBER A., BACH M. ET FREDE H. G., 2000 -** Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs. *Agriculture, Ecosystems and Environnement*. 80, pp: 191-204.
- 107. LAURIN M.C., 2007-** Études biologiques et toxicologiques de

pesticides utilisés en pomiculture québécoise sur le prédateur acarien *anystis baccarum* (l.) et analyse critique des dispositifs d'évaluation canadienne et américaine de la toxicité des pesticides. Mém. maîtr en sci. de l'envi. Univ. De Québec, Montréal, 171 p.

108. **HAVET P., 1998** - Prise en compte de la faune sauvage dans la gestion des territoires ruraux : résultats obtenus en France et en Europe. *Compte rendu de l'académie d'agriculture de France*. 84, pp: 139-153.
109. **ANONYME ., 2009** - Index phytosanitaire 2009. ASSOCIATION DE COORDINATION TECHNIQUE AGRICOLE (ACTA), 45^{ème} édition, 824 p.
110. **SENTENAC G., KREITER S., WEBER M., RUELLE B., RINVILLE C. ET AUGER P., 1999** - Effets non intentionnels de quelques produits phytopharmaceutiques. *Phytoma -La défense des végétaux*. 521, pp: 34-41.
111. **BAILLOD M. ET VENTURI I., 1980** - Lutte biologique contre l'acarien rouge en viticulture. *Revue Suisse de Viticulture, d'Arboriculture et d'Horticulture*. 12, pp: 231-238.
112. **KREITER S., BARRET D., COTTON D. ET PERROT-MINOOT M.J., 1991** - Les typhlodromes : Qui sont-ils ? Que font-ils ? Des acariens prédateurs qui font parler d'eux en viticulture et en arboriculture (1ère partie). *Phytoma -La défense des végétaux*. 116, pp : 124-127.
113. **REBOULET J.N., 1999** - "Les auxiliaires entomophages. Reconnaissance, méthode d'observation, intérêt agronomique," Association de Coordination Technique Agricole (ACTA), 3^{ème} édition/Ed., Paris. 136 p.
114. **LORGUE G. ET GROLLEAU G., 1995** - Effets indésirables des pesticides sur les oiseaux et les mammifères. INRA/ENVL, labo. Phyto., paris, pp : 41-44.
115. **HOLLAND J.M., FRAMPTON G.K., ÇILGY T. ET WRATTEN S.D., 1994** - Arable acronyms analyzed - a review of integrated arable farming systems research in Western Europe. *Ann. appl. Biol.*, 125, pp:

399-438.

116. **GAGO P., CABALEIRO C. ET GARCÍA J., 2007-** Preliminary study of the effect of soil management systems on the adventitious flora of a vineyard in north western Spain. *Crop Protection* 26, pp: 584-591.
117. **PORTMANN J.E., 1975** - The bioaccumulation and effects of organochlorine pesticides in marine animals. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 189, pp: 291-304.
118. **MOLVEN A., ET GOKSOYR A., 1993** - Biological effects and biomonitoring of organochlorines and polycyclic aromatic hydrocarbons in the marine environment *Ecotoxicology Monitoring*, Richardson M., WEINHEIM, Germany, VCH, pp: 137-162.
119. **STEGEMAN J.J., BROUWER M., DI GIULIO R.T., FÖRLIN L., FOWLER B.A., SANDERS B.M. ET VAN VELD P.A., 1992** - Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect. in "*Biomarkers: biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress*". R. Huggett, R.K., P. Mehrle and H. Bergman (Eds.). Boca Raton, FL, Lewis, pp: 235-335.
120. **HUGGETT R., KIMERLE R., MEHRLE P. ET BERGMAN H., 1992** - Biomarkers: biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress. Boca Raton, FL. 368 p.
121. **ANONYME., 1994** - *Codex alimentarius*. Résidus de pesticides dans les denrées alimentaires, Vol. 2, FAO/OMS, Rome, 477p.
122. **ANONYME., 2000** - *Codex alimentarius*. Vol. 2A, Part 1. Pesticides residues in food methods of analysis and sampling. Ed. FAO/OMS, Rome.
123. **RAMADE F., 1992** - Précis d'écotoxicologie. Ed MASSON, Paris, pp : 190-195.
124. **WELTY C., REISSIG W. H., DENNEHY T. J. ET WEIRES R.**

- W., 1989** - Relationship between field efficacy and laboratory estimates of susceptibility to Cyhexatin in populations of European red mite. *Journal of economic entomology*, 82, pp: 354-364.
- 125. MA J., 2005** - Differential sensitivity of three cyanobacterial and five green algal species to organotins and pyrethroids pesticides. *Science of the Total Environment*, 341, pp: 109-117.
- 126. PICÓ Y., FONT G. ET MAÑES J., 2004** -. In *Handbook of food analysis*, 2nd Ed., L. M. L. Nollet (Ed.), Marcel Dekker, New York, NY, 1072 p.
- 127. JUHASZ A. L. ET NAIDU R., 2001** - Extraction and recovery of organochlorine pesticides from fungal mycelia. *Journal of microbiology methods*, 39, pp: 149-158.
- 128. YOUNG M. S., EARLY M. F., MALLET C. R. ET KROL J., 2001** - Application of a mixed-mode solid- phase extraction and cleanup procedure for LC/MS determination of thiabendazole and carbendazime. *Journal of AOAC international*, 84, pp: 1608-1613.
- 129. FUSSELL R. J., JACKSON A. K., REYNOLDS S. L. ET WILSON M. F., 2002** - Assessment of the stability of pesticides during cryogenic sample processing. *Apples. Journal of agricultural and food chemistry*, 50, pp: 441-448.
- 130. CLIFF B., WEIBEL D. E., LOCKYER N. P., JUNGNIKKEL H., STEPHENS G. ET VICKERMAN J. C., 2003** – Detection of chlorinated pesticides on the surface of fungus using ToF-SIMS. *Applied surface science*, pp: 203-204, 710-713.
- 131. BARIL A., WHITESIDE M. ET BOUTIN C., 2005** - Analysis of a database of pesticide residues on plants for wildlife risk assessment. *Environmental toxicology and chemistry*, 24, pp: 360-371.
- 132. BENZINE M., 2006** - Les pesticides: Toxicité, résidus et analyses. *Revue Les technologies de laboratoire*, N° 0/2006, pp : 18-23.
- 133. TILGHMAN A., GARRIC J. ET COQUERY M., 2009** - La

mesure des contaminants dans le biote : avantages et inconvénients pour la surveillance chimique du milieu continental. Rapport de la convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2008. Développement et optimisation des méthodes physico-chimiques des milieux aquatiques. 56 p.

134. **GRAFF G. ET NEWCOMB J., 2003** - Agricultural biotechnology at the crossroads, part I: the changing structure of the industry. Bio Economic Research Associates, Cambridge, MA and Boulder, CO.
135. **YUSKA D.E., SKELLY J.M., FERDINAND J.A., STEVENSON R.E., SAVAGE J.E., MULIK J.D. ET HINES A., 2003** - Use of bioindicators and passive sampling devices to evaluate ambient ozone concentrations in north central Pennsylvania. Environmental Pollution, 1, pp: 71-80.
136. **ZAMBONIN C. G., CILENTI A. ET PALMISANO F., 2002** - Solid phase microextraction and gas chromatography-mass spectrometry for the rapid screening of triazole residues in wine and strawberries. Journal of chromatography A, 967, pp: 255-260.
137. **MILLÁN S., SAMPEDRO M. C., UNCETA N., GOICOLEA M. A., RODRIGUEZ E. ET BARRIO R. J., 2003** - Coupling solid-phase microextraction and high-performance liquid chromatography for direct and sensitive determination of halogenated fungicides in wine. Journal of chromatography A, 995, pp: 135-142.
138. **PAN H. J. ET HO W. H., 2004** - Determination of fungicides in water using liquid phase microextraction and gaz chromatography with electron capture detection. Analytica chimica Acta, 527, pp: 61-67.
139. **TRÖSKEN E. R., BITTNER N. ET VÖLKEL W., 2005** - Quantitation of azole fungicides in wine samples by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. Journal of chromatography, 1083, 1-2, pp: 113 -119.
140. **YE F., XIE Z., WU X., ET LIN X., 2006** - Determination of pyrethroid pesticide residues in vegetables by pressurized capillary electrochromatography. Talanta, 69, pp: 97-102.
141. **DORAN J., JONES A., ARSHAD M. ET GILLEY J., 1999** -

Determinants of soil Quality and Health. In Soil quality and soil erosion par R. Lal, Soil and Water Conservation Society, 329 p.

142. **LANNO R., WELLS J., CONDER J., BRADHAM K. ET BASTA N., 2004** -The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. *Ecotox. Env. Safety*, 57, pp: 39-47.
143. **BACHELIER G., 1971** - La vie animale dans les sols. I. Déterminisme de la faune des sols. In La vie dans les sols, aspects nouveaux, études expérimentales, Gauthier-Villars Ed. 472 p.
144. **JONES C.G., LAWTON J.H., ET SHACHAK M., 1994** - Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, pp: 373-386.
145. **LAVELLE P., 1997** - Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research* 27, pp: 93-132.
146. **SEASTEDT T.R., 1984** -The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology*, 29, pp: 25 - 46.
147. **HILDEBRANDT A., GUILLAMÓN L., LACORTE S., TAULER R. ET BARCELÓ D., 2008**. Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain). *Water Research* 42, pp : 3315-3326.
148. **VAN STRAALEN N. M., DONKER M. H., VIJVER M. G. ET VAN GESTEL C.A.M., 2005** - Bioavailability of contaminants estimated from uptake rates into soil invertebrates. *Environ. Pollut.* , 136, pp: 409-417.
149. **HOPKIN S.P., 1997** - Biology of the springtails (Insecta: *collembola*). Oxford University Press, Inc., New York, pp. 330.
150. **BUR T., 2008** - Impact anthropique sur les éléments traces métalliques dans les sols agricoles de Midi-Pyrénées. Implications en termes de limites de charges : critiques.
Thèse Doct. Géochimie, I.N.P.T., Univ. de Toulouse, 399 p.
151. **CASSAGNAU P., 1963** - Les Collembolles d'Afrique du Nord

avec une étude de quelques espèces du Nord-Constantinois.
Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse. 95, pp : 197-205.

152. **AMRI C., 2006** - Les Collemboles de quelques habitats et biotopes de l'est algérien : Inventaire et dynamique saisonnière. Thèse Magi. Sci. De la Nat. Et de la vie, Univ. Mentouri, Constantine. 109 p.
153. **HAMRA-KROUA S., 2005** - Les Collemboles (*Hexapoda, Arthropoda*) du Nord-est algérien : taxonomie, biogéographie et écologie. Thèse Doc. d'état Sci. de la nat. Et de la vie, Univ. Mentouri, Constantine. 266 p.
154. **DEHARVENG L. ET LEK A., 1993** - Remarques sur la morphologie et la taxonomie du genre *Isotomurus* Börner, 1903 et description de deux espèces nouvelles de la France (*Collembola* : *Isotomidae*). Ann. Soc. Entomol. Fr. (N-S), 29, pp: 245-259.
155. **JORDANA R. ET ARBEA J.I. in RAMOS, M.A. et al., 1997-** *Collembola, Poduromorpha*, Familia Poduridae y Familia Hypogastruridae. Fauna Ibérica, vol. 8. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid, 233 p.
156. **DEHARVENG L., 2004-** Recent advances in *Collembola* systematics. 6th International Seminar on Apterygota, Italy, 2002, Pedobiologia, pp: 415-433.
157. **PERNIN C., 2003** - Épandage de boues d'épuration en milieu sylvo-pastoral. Étude des effets in situ et en mésocosmes sur la mésofaune du sol et la décomposition d'une litière de chêne liège *Quercus suber* L. Thèse Doc. Sci. Envir. Univ. De droit, éco et des sci, Aix Marseille III, 222 p.
158. **IMMS A.B., 1962** - A general textbook of Entomology, Methuen, Londres et New York, 9e éd. 885 p.
159. **PETERSEN H. ET LUXTON M., 1982** - A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. Oikos, 39, pp: 287-388.
160. **HÅGVAR S. ET ABRAHAMSEN G., 1980** - Colonization by

Enchytraeidae, Collembola in sterile soil samples with adjusted ph levels. Oikos, pp: 245-258.

161. **HÅGVAR S. ET KJØNDAL B.R., 1981** - Effects of artificial acid rain on the microarthropod fauna in decomposing birch leaves. Pedobiologia, pp: 409-422.
162. **HÅGVAR, S., 1984** - Effects of liming and artificial acid rain on *collembola* and *protura* in coniferous forest. Pedobiologia, 27, pp: 341-354.
163. **POINSOT-BALAGUER N., 1988** - Stratégies adaptatives des arthropodes du sol en région méditerranéenne. Times Scales and Water Stress. Colloque Montpellier. 15-21 juillet 1987. IUSB, Paris éd.
164. **POINSOT-BALAGUER N., 1990** - Des insectes résistants à la sécheresse. Sécheresse, 1, pp: 265- 271.
165. **ASHRAF M., 1971** - Influence of environmental factors on collembola. Revue d'Écologie et de Biologie du Sol, VIII, pp : 243-252.
166. **CHEN B., SNIDER R.J. ET SNIDER R.M., 1995** - Food preference and effects of food type on the life history of some soil *collembola*. Pedobiologia, 39, pp: 496-505.
167. **BÖDVARSSON H., 1970** - Alimentary studies of seven common soil-inhabiting *collembola* of Sweden. Entomologica Scandinavica, pp: 74-80.
168. **BACHELIER G., 1978** -La faune des sols, son écologie et son action, IDT N° 38. ORSTOM, Paris, 391 p.
169. **RUSEK J., 1989** - Ecology of *collembola*. 3rd International Seminar on Apterygota. Colloque Sienne, Italie. éd. Pp : 271-281.
170. **LOZET J. ET MATHIEU C., 2002** - Dictionnaire des sciences du sol. Tec. & Doc. Lavoisier édition, Paris, 575 p.
171. **KRANTZ G.W., 1978** - A manual of acarology, 2nd édition. Oregon State University Book Stores, Inc. Corvallis, 509 p.
172. **COINEAU Y., 1974** - Introduction à l'étude des microarthropodes du sol et de ses annexes, Doin édition, 118 p.
173. **DINDAL D.L., 1978** - Soil organisms and stabilizing wastes.

Composting and Recycling Conference. Colloque. Juillet-Août 1978. Éd. pp: 8-11.

174. **BALOGH J., 1972** - The Oribatida genera of the world
Akademic Kiado édition, Budapest, 188 p.
175. **TRAVÉ J., ANDRÉ H.M. TABERLY G. ET BERNINI F., 1996** - Les
acariens oribates, AGAR et SIALF édition, Wavre, Belgique, 110 p.
176. **VANNIER G., 1979** - Relations trophiques entre la microfaune et la
microflore du sol; aspects qualitatifs et quantitatifs. Bollotino di Zoologia, 46,
pp : 343-361.
177. **KURCHEVA G.F., 1960** - Role of invertebrates in the decomposition of
oak litter. Pochvovedenie, 4, pp: 16-23.
178. **EDWARDS C.A. ET BOHLEN P.J., 1995** - The effects of contaminants
on the structure and function of soil communities. Acta Zoologica Fennica,
196, pp: 284 - 289.
179. **ECHAUBARD M., 1995** - Les animaux comme indicateurs biologiques
de pollution. Colloque International: les marqueurs biologiques de pollution.
Colloque Chinon, France. éd. pp : 335-358.
180. **KOEHLER H., 1996** - Soil animals and bioindication. Bioindicator
systems for soil pollution. Colloque Ed. ; pp: 179-188.
181. **AGENCE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE MAITRISE DE L'ENERGIE
ADEME., 1996** - La faune, indicateur de la qualité des sols. Ademe édition,
Paris, 62 p.
182. **CORTET J., 1999** - Les microarthropodes du sol et la décomposition de
la matière organique, bioindicateurs de la gestion des sols agricoles en zones
de grandes cultures, 165 p.
183. **CORTET J. ET POINSOT-BALAGUER N., 2000** - Impact de produits
phytopharmaceutiques sur les microarthropodes du sol en culture de maïs
irrigué: approche fonctionnelle par la méthode des sacs de litière. Canadian
Journal of Soil Science, 80, pp: 237-249.
184. **RENAUD A., 1999** - Les microarthropodes du sol, bioindicateurs des
sols agricoles en zone de grande culture.
Rapport de DEA, Université d'Aix-Marseille III, 39 p.
185. **CHAGNO M., PARE D., HEBERT C. ET CAMIRE C., 2001** -

Effects of experimental liming on collembolan communities and soil microbial biomass in a southern Quebec sugar maple (*Acer saccharum* March.) stand. *Applied Soil Ecology*, 17, pp: 81-90.

186. **PARMELEE R.W., WENTSEL R.S., PHILIPPS C.T., SIMINI M. ET CHECKAI R.T., 1993** - Soil microcosm for testing the effects of chemical pollutants on soil fauna communities and trophic structure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, pp: 1477 - 1486.
187. **PARMELEE R.W., PHILIPPS C.T., CHECKAI R.T. ET BOHLEN P.J., 1997** - Determining the effects of pollutants on soil fauna communities and trophic structure using a refined microcosm system. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16, pp: 1212 - 1217.
188. **SCOTT-FORDSMAND J.J., KROGH P.H. ET WEEKS J.M., 1997** - Sublethal toxicity of copper to a soil-dwelling springtail (*Folsomia fimetaria*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16, pp: 2538 - 2542.
189. **SJÖGREN, M. (1997)**. Dispersal rates of collembola in metal polluted soil. *Pedobiologia*, 41, pp: 506-513.
190. **SCOTT-FORDSMAND J.J., KROGH P.H. et WEEKS J.M., 2000** - Responses of *Folsomia Fimetaria* (*Collembola: Isotomidae*) to copper under different soil copper contamination histories in relation to risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, pp: 1297 - 1303.
191. **MEEUS J. H. A., 1993** - The Transformation of Agricultural Landscapes in Western Europe. *Science of the Total Environment* 129, pp: 171-190.
192. **ROBINSON R. A. ET SUTHERLAND W. J., 2002** - Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39, pp: 157-176.
193. **MATSON P. A., PARTON W. J., POWER A. G. ET SWIFT M. J., 1997** - Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277, pp: 504 - 536.
194. **TILMAN D., CASSMAN K. G., MATSON P. A., NAYLOR R. ET**

- POLASKY S., 2002** - Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, pp: 671-677.
- 195. POSCHOLD P., BAKKER J. P. ET KAHMEN S., 2005** - Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic and Applied Ecology* 6, pp: 93 – 98.
- 196. DA SILVA P. ET NAHAS E., 2002** - "Bacterial diversity in soil in response to different plants, phosphate fertilizers and liming." *Brazilian Journal of Microbiology* 33, pp: 304-310.
- 197. OEHL F., SIEVERDING E., INEICHEN K., MADER P., BOLLER T. ET WIEMKEN A., 2003** - "Impact of land use intensity on the species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems of Central Europe." *Applied & Environmental Microbiology* 69, pp: 2816-2824.
- 198. CASTILLO C. G., RUBIO R., ROUANET J. L. ET BORIE F., 2006** - "Early effects of tillage and crop rotation on arbuscular mycorrhizal fungal propagules in an ultisol". *Biology & Fertility of Soils* 43, pp: 83-92.
- 199. BEAUREGARD M.S., 2010** - Impacts de la fertilisation phosphatée sur la biodiversité microbienne de sols agricoles. Thèse Philosophiæ Doctor en sciences biologiques, Univ. de Montréal, 188 p.
- 200. DEBRAS J.F., 2007** - Rôles fonctionnels des haies dans la régulation des ravageurs : le cas du psylle *Cacopsylla pyri* L. dans les vergers du sud-est de la France. Thèse Doct. Sci. De la vie. Univ. d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 240 p.
- 201. CITEAU L., BISPO A., BRADY M. ET KING D., 2008** - Gestion durable des sols. Ed. Quae. 228 p.
- 202. SMEATON T.C., DALY A.N. ET CRANWELL J.M., 2003** - Earthworm responses to cultivation and irrigation in a South Australian soil. *Pedobiologia*, 47, pp: 379-385.
- 203. PERRIN A., PROBST A. ET PROBST J., 2008** - Impact of

nitrogenous fertilizers on carbonate dissolution in small agricultural catchments: Implications for weathering CO₂ uptake at regional and global scales. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72, 3123 p.

204. **SON J., RYOO M., JUNG J. ET CHO K., 2007** - Effects of cadmium, mercury and lead on the survival and instantaneous rate of increase of *Paronychiurus kimi* (Lee) (*Collembola*). *Applied Soil Ecology*, 35, pp: 404-411.
205. **LOWE C. N. ET BUTT K. R., 2002** - Growth of hatchling earthworms in the presence of adults: interactions in laboratory culture. *Biol. Fertil. Soils* 35, pp: 204-209.
206. **ERIKSEN-HAMEL N. S. ET WHALEN J. K., 2007**- Impacts of earthworms on soil nutrients and plant growth in soybean and maize agroecosystems. *Agr. Ecosyst. Environ.* 120, pp: 442-448.
207. **EDWARDS C.A. ET BOHLEN P.J., 1996** - The biology and ecology of earthworms. Chapman and Hall, New York. 426 p.
208. **CHAN K. Y., 2001** - An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity - implications for functioning in soils. *Soil Tillage Res.* 57, pp: 179-191.
209. **GUERIF J., 1994** - Influence de la simplification du travail du sol sur l'état structural des horizons de surface: conséquences sur leurs propriétés physiques et leurs comportements mécaniques, pp : 13-33, *In* G. Monnier, et al., Ed. *Simplification du travail du sol*, Vol. 65. INRA éditions, Paris (France).
210. **JEGOU D., BRUNOTTE J., ROGASIK H., CAPOWIEZ Y., DIESTEL H., SCHRADER S. ET CLUZEAU D., 2002** - Impact of soil compaction on earthworm burrow systems using X-ray computed tomography: preliminary study. *Eur. J. Soil Biol.* 38, pp: 329-336.
211. **LANGMAACK M., SCHRADER, S., RAPP-BERNHARDT U. ET KOTZKE K., 1999** - Quantitative analysis of earthworm burrow systems with respect to biological soil-structure regeneration after soil compaction. *Biol. Fertil. Soils* 28, pp: 219-229.
212. **NARBONNE J.-F., 2000** - History - Biological basis of the use of

- biomarkers in ecotoxicology. In *"Use of biomarkers for quality environmental quality assessment"*. In: Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J.-C., Ramade, F. (Eds.). Enfield, USA, Plymouth, UK, Science Publishers, Inc.: 350 p."
- 213. MARGAND A., 2001** - Evaluation de l'utilisation des réserves énergétiques (lipides, sucres) en tant que biomarqueurs pour l'effet du dinosèbe sur l'invertébré du sol *Folsomia candida* (*Arthropleona, Isotomidae*), travail de diplôme, Faculté des Sciences, Université de Genève, Suisse. 101 p.
- 214. FAGOT L., 2005** - Etude préliminaire basée sur le modèle biologique *Gammarus pulex* L. pour la mise au point, via l'approche protéomique, de biomarqueurs de pollution aux détergents en milieu aquatique. Ed. ULG, DEA, 54 p.
- 215. NARBONNE J.-F. ET MICHEL X., 1993** - Use of biomarkers in assessment of contamination in marine ecosystems. Fundamental approach and applications. *Mediterranean Action Plan Technical Report Series*, 71, pp: 1-20.
- 216. BRULLE F., COCQUERELLE G., DOUAY F., LEMIÈRE S., LEPRÊTRE A. ET VANDENBULCKE F., 2009** - Développement de biomarqueurs d'exposition aux métaux chez un organisme test : l'annélide oligochète *Eisenia fetida* (<http://cnriut09.univ-lille1.fr/articles/Articles/Fulltext/156a.pdf>).
- 217. KAMMENG J.E., DALLINGER R., DONKER M.H., KOHLER H.R., SIMONSEN V., TRIEBSKORN R. ET WEEKS J.M., 2000** - Biomarkers in terrestrial invertebrates for ecotoxicological soil risk assessment. In *"Reviews of Environmental Contamination and Toxicology"*. Ware, G.W. (Eds.). Springer-Verlag. 164, pp: 93-147.
- 218. DUROU C., MOUNEYRAC C., PELLERIN J. ET PÉRY A., 2006** - Conséquences des perturbations du métabolisme énergétique. Éditions Tec & Doc, Lavoisier, Paris, France, pp: 273-294.
- 219. VASSEUR P., COSSU-LEGUILLÉ C., ATIENZAR F., RODIUS**

- F. ET LEMIERE S., 2008** - Marqueurs de génotoxicité et effets in situ, individuels et populationnels. Dans : Amiard J-C. & Amiard-Triquet C. (Eds), Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. Éditions Tec & Doc, Lavoisier, Paris, France, pp: 295-330.
- 220. ALLEN J.I. ET MOORE M.N., 2004** - Environmental prognostics: Is the current use of biomarkers appropriate for environmental risk evaluation? *Marine Environmental Research*, 58, pp: 227-232.
- 221. NARBONNE J.-F. ET GALLIS J.L., 1979** - *In vitro* and *in vivo* effect of pehoclor DP6 on drug metabolizing activity in mullet liver. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 23, pp: 344-348.
- 222. MCFARLAND V.A., INOUE L.S., LUTZ C.H., JARVIS A.S., CLARKE J.U. ET MCCANT D.D., 1999** - Biomarkers of oxidative stress and genotoxicity in livers of field-collected brown bullhead, *Ameiurus nebulosus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37, pp: 236-241.
- 223. NARBONNE J.-F., DAUBÈZE M., CLÉRANDEAU C. ET GUARRIGUES P., 1999** - Scale of classification based on biochemical markers in mussels: application to pollution monitoring in Europeans coasts. *Biomarkers*, 4, pp: 415-424.
- 224. KÖHLER A., WAHL E. ET SOFFKER K., 2002** - Functional and morphological changes of lysosomes as prognostic biomarkers of toxic liver injury in a marine flatfish (*Platichthys flesus* (L.)). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, pp: 2434-2444.
- 225. CAJARAVILLE M.P., ROBLEDO Y., ETXEBERRIA M. ET MARIGÓMEZ I., 1995** - Cellular biomarkers as useful tools in the biological monitoring of environmental pollution: molluscan digestive lysosomes. In "*Cell Biology in Environmental Toxicology*". Cajaraville, M.P. (Eds.). Bilbao, University of the Basque Country, pp: 29-55.
- 226. LABROT F., RIBERA D., SAINT DENIS M. ET NARBONNE J.-**

- F., 1996** -*In vitro* and *in vivo* studies of potential biomarkers of lead and uranium contamination: lipid peroxidation, acetylcholinesterase, catalase and glutathione peroxidase activities in three non-mammalian species. *Biomarkers*, 1, pp: 21-28.
- 227. COSSU C., DOYOTTE A., JACQUIN M.C., BABUT M., EXINGER A. ET VASSEUR P., 1997** - Glutathione reductase, selenium-dependent glutathione peroxidase, glutathione levels and lipid peroxidation in freshwater bivalves, *Unio tumidus*, as biomarkers of aquatic contamination in field studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 38, pp: 122-131.
- 228. BERG E. C. ET ELLERS J., 2010** - Trait plasticity in species interactions: a driving force of community dynamics. *Evolutionary Ecology* 24, pp: 617- 629.
- 229. PEY B., 2010** - Contribution de la faune du sol au fonctionnement et l'évolution des Technosols. Thèse Doc. Sci. Agro. Spécialité: Sol et environnement. I. N. P. de Lorraine, 304 p.
- 230. BUCHELIE T.D. ET FENT K., 1995** - Induction of cytochrome 450 as biomarker for environmental contamination in aquatic ecosystems. *Critical Reviews in Environmental Science & Technology* 25, pp: 201- 268.
- 231. LAGADIC L., CAQUET TH., AMIRAD J.C ET RAMADE F., 1997** - Biomarqueurs en Ecotoxicologie : Aspects Fondamentaux. Collection d'Ecologie, Masson Editeur, Paris, pp. 28-241.
- 232. LEMAIRE P., LAFAURIE M., WEISSBART D., DURST F., PFLIEGER P., MIOSKOWSKI C. ET SALAUN J.P., 1992** - Subterminal hydroxylation of lauric acid by microsomes from a marine fish. *Lipids*, 27, pp: 187-191.
- 233. ANTIGNAC E., KOCH B., GROLIER P., CASSAND P. ET NARBONNE J.F., 1990** - Prochloraz as potent inhibitor of B (a) P metabolism and mutagenicity in rat liver fractions. *Toxicology Letters*, 54, pp: 309-315.
- 234. RIBERA D., NARBONNE J.F., ARNAUD, C. ET SAINT-DENIS,**

- M., 2001** - Biochemical responses of the earthworm *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated artificial soil, effects of carbaryl. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, pp: 1123-1130.
- 235. LANGDON C.J., HODSON M.E., ARNOLD R.E. ET BLACK S., 2005** - Survival, Pb-uptake and behaviour of three species of earthworm in Pb treated soils determined using an OECD-style toxicity test and a soil avoidance test. *Environmental Pollution*, 138, pp: 368-375.
- 236. RIBERA D., NARBONNE J.-F., MICHEL X., LIVINGSTONE D.R. ET O'HARA S., 1991** - Responses of antioxidants and lipid peroxidation in mussels to oxidative damage exposure. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 100, pp: 177-181.
- 237. ANDRÈS, P., 1999** - Ecological risks of the use of sewage sludge as fertilizer in soil restoration: Effects on the soil microarthropod populations. *Land Degradation and Development*, 10, pp: 67-77.
- 238. BRUCE L.J., MCCRACKEN D.I., FOSTER G.N. ET AITKEN M.N., 1999** - The effects of sewage sludge on grassland euedaphic and hemiedaphic collembolan populations. *Pedobiologia*, 43, pp: 209-220.
- 239. LABROT F., NARBONNE J.F., VILLE P., SAINT DENIS M. ET RIBERA D., 1999** - Acute toxicity, toxicokinetics, and tissue target of lead and uranium in the clam *Corbicula fluminea* and the worm *Eisenia fetida*: comparison with the fish *Brachydanio rerio*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 36, pp: 167-178.
- 240. COLE L.J., MCCRACKEN D.I., FOSTER G.N. ET AITKEN M.N., 2001** - Using collembola to access the risks of applying metal-rich sewage sludge to agricultural land in western Scotland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83, pp: 177-189.
- 241. KOOIJMAN S.A.L.M., 2000** - Dynamic energy and mass budgets in biological systems. Cambridge University Press.
- 242. BUET A., ROCHE H., HEBERT H., CAQUET T. ET RAMADE**

- F., 1998** - Évaluation du niveau de contamination par les micropolluants organiques des poissons de la Réserve de Biosphère. Camargue Proposition d'un plan expérimental pour la validation de biomarqueurs utilisables *in situ*. *Ichthyophysiological Acta*, 21, pp: 61-76.
- 243. GIMENO L., FERRANDO M.D., SANCHEZ S., GIMENO L.O. ET ANDREU E., 1995** - Pesticide de effects on el metabolism. *Ecotox. Environ. Saf.* 31, pp: 153-157.
- 244. TEH S.J., ADAMS S.M., ET HINTON D.E., 1997** - Histopathologic biomarkers in feral fresh-water fish populations exposed to different types of contaminant stress. *Aqua. Toxicol.* 37, pp: 51-70.
- 245. LE GAL Y., LAGADIC L., LE BRAS S., ET CAQUET TH., 1997** - Biomarqueurs en Ecotoxicologie: Aspect Fondamentaux. Collection d'Ecologie, Masson Editeur, Paris, pp: 241-285.
- 246. JAMMES C., 2007** - Co-valorisation d'effluents graisseux et de résidus lignocellulosiques : Déshydratation mécanique et compostage. Thèse Doct. Chimie et Microbiologie de l'Eau, Univ. de Limoge, 214 p.
- 247. GILBERTL I., ET O'CONNOR J.D., 1970** - Lipid metabolism and transport in arthropods. Chemical Zoology, Vol. V, Florkin M., SCHEER B.T., Newyork and London, Acadmic Press, pp: 229-253.
- 248. WIGGLESWORTH V. B., 1972** - *The circulatory and system and associated tissues*, The Principles of Insect Physiolgy. Chapman et Hall, London, 124 p.
- 249. GILBERTL. I., 1967** - Lipid metabolism and function in insects Advances in insects. Physiology, BEAMENT J.W.L., TREHERNE J.E., WIGGLESWORTH V.B., London and New-York. Academic Press 4, pp: 69-211.
- 250. CONVEYS P., 1992** - Seasonal lipid contents of *Antartic microarthropods*. Experimental and Applied Acarology 15, pp: 219-231.
- 251. L'HELIAS C., 1970** - Chemical aspects of Growth and development in insects Chemical Zoologie, Florkin M., et Scheers B.T., Chemical Zoologie, London Academic Press5, pp: 343-400.
- 252. ANONYME., 2011** - Ministère de l'agriculture et du

développement rural. D.S.A.I. Statistiques agricoles. Superficies et Production. Série B, 89 p.

253. **ANONYME., 2011** - Green Algérie. "Agriculture et Environnement: Destin commun".
Revue mensuelle, N° 33, fév. 2011, Ed. HM Communication, Alger, pp : 18-19.
254. **ANONYME., 2009** - Green Algérie. "Agriculture et Environnement: Destin commun".
Revue mensuelle, N° 17, fév. 2009, Ed. HM Communication, Alger, pp : 18-19.
255. **FOY C.L. ET PRITCHARD D.W., 1996** - pesticide formulation and adjuvant technology .CRC Press, Bocca Raton, USA, pp: 67-98.
256. **FOURIER J., AUBERLET-DELLE VEDOVE A. ET MORIN C., 2002** - Formulation des produits phytosanitaires, pp : 473-491. *In* : Pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement. ACTA Ed., Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris.
257. **CALVET R., BARRIUSO E., BENOIT P., CHARNAY M.-P. ET COQUET Y., 2005** - Les pesticides dans le sol .Conséquences agronomiques et environnementales. Eds. France Agricole, 75 493 Paris. 637 p.
258. **DEVILLERS J., FARRET R., GIRARDIN P., RIVIÈRE J.L. ET SOULAS G., 2005** - Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Tec & Doc, Paris, 278 p.
259. **KANAZAWA J., 1989** - Relationship between the soil sorption constants for pesticides and their physicochemical properties. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8, pp: 477-484.
260. **PIGNATELLO J.J. 1998.** Soil organic matter as a nanoporous sorbent of organic pollutants. *Adv. Coll. Inter. Sci.* 76-77, pp: 445-467.
261. **COATS J.R, 1991** - Pesticide Degradation Mechanisms and Environmental Activation. *In* Pesticide Transformation Products. Fate and Significance in the Environment, pp: 11-30.
262. **BOIVIN A., AMELLAL S., SCHIAVON M. ET VAN**

- GENUCHTEN M. TH, 2005** - 2, 4-Dichlorophenoxyacetic acid (2, 4-D) sorption and degradation dynamics in three agricultural soils. Environ. Pollut. 138, pp: 92-99.
- 263. COPIN A., 2005** - Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement. Ed. Tec & Doc, Paris. pp : 263-286.
- 264. MUTIN G., 1977** - La Mitidja décolonisation et espèces géographiques. Ed. OPU, Alger, 607p.
- 265. MERCIER A., 1999** - L'importance du fonctionnement morphodynamiques de la cour d'eau sur les habitats des éphémères l'exemple d'une rivière de montagne : l'Ariège (Pyrénées centrale françaises) ». *Ephemera*, vol. 1 (2), pp : 111-117.
- 266. ANONYME., 1998** – Changement climatique et ressources en eau dans les pays du Maghreb, Algérie, Maroc, Tunisie, en jeux et perspective. Dép. Env. Rabat, Maroc, 55 p.
- 267. STEWART P., 1969** – Quotient pluviométrique et dégradation biosphérique ; Quelques réflexions. Bull. Soc. Hist. Afri. Du nord, pp : 24-24.
- 268. BAGNOULS F. ET GAUSSEN H., 1953** - Saison sèche et indice xérothermique. Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse, 88, pp: 193-239.
- 269. DAJOZ R., 1985** – Précis d'écologie. Ed. Bordas, Paris, 505 p.
- 270. FRONTIER S., 1983** – Stratégie d'échantillonnage en écologie. Ed. Masson, Paris et Les Presses de l'Université de Laval, Québec, 494 p.
- 271. BERLESE A., 1905** - Apparicchio per raccogliere presto ed in gran numero di piccoli artropodi. Redia, 2, pp: 85-89.
- 272. GISIN H., 1960** - Collembolen fauna Europas. Museum d'Histoire Naturelle, Genève, 312 p.
- 273. CHRISTIANSEN K. ET BELLINGER P., 1980** - The collembola of North America. Part 1. Poduridae et Hypogastruridae. Grinnell College, Grinnell, Iowa, pp. 386.
- 274. CHRISTIANSEN K. ET BELLINGER, P., 1980** - The collembola

- of North America. Part 2. Onychiuridae et Isotomidae. Grinnell College, Grinnell, Iowa, 397 p.
- 275. CHRISTIANSEN K. ET BELLINGER P., 1980** - The collembola of North America. Part 3. Entomobryidae. Grinnell College, Grinnell, Iowa, 257 p.
- 276. CHRISTIANSEN K. ET BELLINGER, P., 1981** - The collembola of North America. Part 4. Neelidae et Sminthuridae. Grinnell College, Iowa, 279 p.
- 277. AFNOR (ASSOCIATION FRANÇAISE DE LA NORMALISATION), 1999** - Protocole d'évaluation d'une méthode alternative d'analyse physicochimique quantitative par rapport à une méthode de référence : Qualité des sols. vol. 1. AFNOR, Paris, 566 p.
- 278. KJELDAHL J., 1883** - Neue method zur bestimmung des stickstoffs in organischem körpen. Z. Anal. Chem., pp: 366-382.
- 279. WALKLEY A., 1947** - A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils-effect of variations in digestion conditions and of inorganic constituents. Soil Science 63, pp: 251-264.
- 280. NTOW W.J., 2001** - Organochlorine pesticides in water, sediment, crops, and human fluids in a farming community in Ghana. Archive of Environmental Contamination and Toxicology 40, pp: 557-563.
- 281. KISHIMBA M.A., HENRY L., MWEVURA H., MMOCHI A.J., MIHALE M. ET HELLAR H., 2004** - The status of pesticide pollution in Tanzania. Talanta 64, pp: 48-53.
- 282. MAWUSSI G., 2008** - Bilan environnemental de l'utilisation de pesticides organochlorés dans les cultures de coton, café et cacao au Togo et recherche d'alternatives par l'évaluation du pouvoir insecticide d'extraits de plantes locales contre le scolyte du café (*Hypothenemus hampei* Ferrari). Thèse Doc. Sciences des Agroressources. Univ. de Toulouse. 207 p.
- 283. MUKHERJEE I, GOPAL M., 1996** - Chromatographic

techniques in the analysis of organochlorine pesticide residues. *Journal of Chromatography A*. 754 (1-2), pp: 33-42.

284. **SINGH A.K., SPASSOVA D. ET WHITE T., 1998** - Quantitative analysis of polychlorinated biphenyls, organochlorine insecticides, polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated hydrocarbons and polynitrohydrocarbons in spiked samples of soil, water and plasma by selected-ion monitoring gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography B: Biomedical Sciences and Applications*. 706(2), pp: 231-44.
285. **DEVAULT D., MERLINA G., LIM P., PROBST J.-L., PINELLI E., 2007-** Multi-residues analysis of pre-emergence herbicides in fluvial sediments: application to the Mid-Garonne River. *Journal of Environmental Monitoring* 9, pp: 1009-1017.
286. **VAN BRUMMELEN T.C., ET ATUIJFZAND S.C., 1993** – Effects of benzofalpyrene on survival, growth and energy reserves in the terrestrialsopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. *The science of the total environment supplement*, pp: 921-929.
287. **SAHA S.K. ET BREWER G.F., 1994** – Determination of the concentration of oligosaccharides complex type carbohydrates and glycoproteins using the phenol sulfuric acid method. *Carbohydrate Research*, 254, pp: 157-167.
288. **WIN DECOEN T., 2000** - Influence of metals on reproduction, mortality and population growth in *Onychiurus armatus* (Collembola). *Jour. Of Applied Ecol.* 22, pp: 967-978.
289. **IGANAKI H., 1967** - Mise au point de la loi de Motomura et essai d'une écologie évolutive. *Vie Milieu* 18, pp : 153-166.
290. **HAMMER O., HARPER D.A.T., ET RYAN P. D., 2001** – PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 p.
http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
291. **PHILLIPPEAU G., 1986** - Comment interpréter les résultats

d'analyse en composantes principales (ACP). Institut technique des céréales et fourrages (ITCF), Paris.

292. **MOSTEFAOUI H., 2009** - effet de la qualité de la plante hôte sur l'allocation des réserves énergétiques des Pucerons dans un verger d'agrumes en Mitidja Centrale. Thèse magister en Sci. Agro. Spécialité : Protection des plantes et environnement. Univ. SAAD DAHLEB, Blida. 202 p.
293. **ANONYME., 2011** - Pomme de terre - Amélioration de la gestion. Revue ; Agriculture du Maghreb n°51 Avril 2011, pp: 134-139.
294. **ANONYME., 2011** - Green Algérie. Agriculture et Environnement : Destin commun. n° 35 Aout 2011, Ed. HM Communication, Alger, pp: 19-22.
295. **ANONYME., 2009** - Green Algérie. Agriculture et Environnement : Destin commun. n° 16 Janvier 2009. Ed. HM Communication, Alger, pp: 16-18.
296. **AGULHON R., 1996** - Intérêt des nouvelles techniques d'entretien des sols de vigne pour la viticulture, l'œnologie, l'environnement et la santé. Le progrès Agricole et Viticole 113, pp: 275-278.
297. **TESSIER A. ET TURNER D.R., 1995** - Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. New York: John Wiley and Sons. 679 p.
298. **BELFROID A.C., VAN DRUNEN M., BEEK M.A., SCHRAP S.M., VAN GESTEL C.A.M. ET VAN HATTUM B., 1998** - Relative risks of transformation products of pesticides for aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 222, pp: 167-183.
299. **KOLPIN D.W., THURMAN E.M. ET LINHART S.M., 1998** - The environmental occurrence of herbicides: the importance of degradates in ground water. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35, pp: 385-390.
300. **DEVEZ A., 2004** - caractérisation des risques induits par les activités agricoles Sur les écosystèmes aquatiques. Thèse Doct. de l'ENGREF Spécialité : Sci. de l'EAU. Hydroscience, Montpellier, 269 p.
301. **SELTZER P., 1946** - Le climat de l'Algérie. Inst. Meteo. Phy.

Globe, Univ. Alger, 219 p.

302. **BUTCHER J.W., SNIDER R. ET SNIDER R.J., 1971** - Bioecology of edaphic Collembola and Acarina. *Annu. Rev. Entomol.* 16, pp: 249-288.
303. **CHRISTIANSEN K.A., 1964** - Bionomics of Collembola. *Annu. Rev. Entomol.* 9, pp: 147-178.
304. **CHAGNON M., HEBERT C. ET PARE D., 2000** - Community structures of Collembola in sugar maple forests: relations to humus type and seasonal trends. *Pedobiologia* 44, pp: 148-174.
305. **RENAUD A., POINSOT-BALAGUER N., CORTET J., LE PETIT J., 2004** - Influence of four soil maintenance practices on Collembola communities in Mediterranean vineyard. *Pedobiologia* 48, pp: 623-630.
306. **WOLTERS V., 1998** - Long-term dynamics of a collembolan community. *Appl. Soil Ecol.* 9, pp: 221-227.
307. **FUCHS J.G., BIERI M. ET CHARDONNENS M., 2004** - Influences des composts et des digestats sur l'environnement, la fertilité des sols et la santé des plantes. *Survol de la bibliographie actuelle*. Ed. Agroscope, 18 p.
308. **DI CASTRI, F. ET VITALI-DI CASTRI, V., 1981** - Soil fauna of Mediterranean-climate regions. In *Mediterranean-type Shrublands*, Chp 24 (ed. Di Castri, D., Goodall, W. et Specht, R. L.), Elsevier, Amsterdam. pp: 445-478.
309. **ATHIAS F., 1975** - Données complémentaires sur l'abondance et la distribution des microarthropodes de la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). *Bull. Mus. Natl Hist. Nat.*, 308, pp: 1-28.
310. **ATHIAS F., 1976** - Recherche sur les microarthropodes du sol de la savane de Lamto (Côte-d'Ivoire). *Ann. Univ. Abidjan, sér. E, écologie*, 9, pp: 193- 271.
311. **WAUTHY G. ET LEBRUN P.H., 1980** - Synecology of forest soil oribatid mites of Belgium. I. The zoosociological classes. *Soil biology as related to land use practice*. Sous la direction de Dindal DL. Washington: US EPA, pp: 795-805.
312. **WAUTHY G., 1981** - Synecology of forest soil

oribatid mites of Belgium (Acari, Oribatida) II. - Zoosociological uniformity. *Acta OEcologica, OEcol. Gener* 2, pp: 31-47.

313. **NOTI M-I., ANDRÉ H.M., DUCARME X., LEBRUN P., 2003** - Diversity of soil oribatid mites (*Acari: Oribatida*) from high Katanga (Democratic Republic of Congo): a multiscale and multifactor approach. *Biodiversity and Conservation* 12, pp: 767-785.
314. **DUCARME X., ANDRÉ H.M., WAUTHY G. ET LEBRUN P., 2004** - Are there real endogeic species in temperate forest mites? *Pedobiologia* 48, pp: 139-147.
315. **SINCLAIR B.J. ET STEVENS M.I., 2006** - Terrestrial microarthropods of Victoria Land and Queen Maud Mountains, Antarctica: Implications of climate change. *Soil Biology and Biochemistry* 38, pp: 3158-3170.
316. **BOKHORST S., HUISKES A., CONVEY P., VAN BODEGOM P.M. ET AERTS R., 2008** - Climate change effects on soil arthropod communities from the Falkland Islands and the Maritime Antarctic. *Soil Biology and Biochemistry* 40, pp: 1547–1556.
317. **ILLIG J., NORTON A.R., SCHEU S. ET MARAUN M., 2010** - Density and community structure of soil bark-dwelling microarthropods along an altitudinal gradient in a tropical montane rainforest. *Exp Appl Acarol.* Doi:10.1007/s10493-010- 348-x.
318. **SATCHELL J. E., 1967** - Lumbricidae. *In*: Burges, A. et Raw, F. (eds), *Soil Biology*. Academic Press, London, pp: 259-322.
319. **HARTENSTEIN R. ET AMICO L., 1983** - Production and carrying capacity for the earthworm *Lumbricus terrestris* in culture. *Soil Biol. Biochem.* 15, pp: 51-54.
320. **SIMS R. W. ET GERARD B. M., 1999** - Earthworms. FSC Publications, London, 167 p.
321. **GILLER K.E., BEARE M.H., LAVELLE P., IZAC A-M. ET**

- SWIFT M.J., 1997** - Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystems function. *In*: Swift M (ed.). Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystems functions in the tropics. Appl. Soil Ecol. (Spec. Issue), 6, pp: 3-16.
- 322. PONGE J., GILLET S., DUBS F., FEDOROFF E., HAESE L., SOUSA J. ET LAVELLE P., 2003** - Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, pp: 813-826.
- 323. SOUSA J., BOLGER T., DA GAMA M., LUKKARI T., PONGE J., SIMON C., TRASER G., VANBERGEN A., BRENNAN A., DUBS. F., 2006** - Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan European study. *Pedobiologia*, 50, pp: 147-156.
- 324. LORANGER G., IMBERT D., 2007** - Soil fauna abundance and diversity in a secondary semi-evergreen forest in Guadeloupe (Lesser Antilles): Influence of soil type and dominant tree species. *Biol. Fertil. Soils*. 44, pp: 269-276.
- 325. PONGE J., TULLY T. ET GINS A., 2008** - Short-term responses of two Collembolan communities after abrupt environmental perturbation: A field experimental approach. *Pedobiologia*, 52, pp: 19-28.
- 326. BONNARD M., 2010** - Relations «Biodisponibilité-Génotoxicité-Ecotoxicité» des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dans les friches industrielles. Thèse Doc. des Sci. Univ. Paul Verlaine de Metz, 175 p.
- 327. ROCHEFORT S., THERRIEN F. ET SHETLAR D.J., 2006** - Species diversity and seasonal abundance of Collembola in turf grass ecosystems of North America *Pedobiologia* 50, pp: 61-68.
- 328. HECKMANN L.H., GRIFFITHS B.S., CAUL S., THOMPSON J.,**

- PUSZTAICAREY M., MOAR W.J., ANDERSEN M.N. ET KROGH P.H., 2006** - Consequences for *Protaphorura armata* (Collembola: Onychiuridae) following exposure to genetically modified *Bacillus thuringiensis* (Bt) maize and non-Bt maize. *Environmental Pollution*. 142, pp: 212-216.
- 329. GÖRRES J.H., SAVIN M.C. ET AMADOR J.A., 2001** - Soil micropore structure and carbon mineralization in burrows and casts of an anecic earthworm (*Lumbricus terrestris*). *Soil Biology and Biochemistry*. 33, pp: 1881-1887.
- 330. VERCESI M., KROGH P.H. ET HOLMSTRUP M., 2006** - Can *Bacillus thuringiensis* (Bt) corn residues and Bt-corn plants affect life-history traits in the earthworm *Aporrectodea caliginosa*? *Applied Soil Ecology*. 32, pp: 180-187.
- 331. YU L., BERRY R.E., CROFT B., 1997** - Effects of *Bacillus thuringiensis* toxins in transgenic cotton and potato on *Folsomia candida* (Collembola: Isotomidae) and *Oppia nitens* (Acari: Oribatidae). *Journal of Economic Entomology*. 90, pp: 113-118.
- 332. MOONEN, A.-C. ET BÀRBERI, P., 2008** - Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agr. Ecosyst. Environ.* 127, pp: 7-21.
- 333. PELOSI C., 2008** - Modélisation de la dynamique d'une population de vers de Terre *lumbricus terrestris* au champ. Contribution à l'étude de l'impact de systèmes de culture sur les Communautés lombriciennes. Thèse Doc. des Sci. et Industries du Vivant et de l'Environnement. Agro Paris Tech, 141 p.
- 334. RICHARDS, S., HEWSON, K., MOLLER, H., WHARTON, D., CAMPBELL, H., BENGE, J. ET MANHIRE, J., 2007** - Soil biota as indicators of soil quality in organic and integrated management kiwifruit orchards in New Zealand. *Acta Horticulturae*, pp: 627-632.
- 335. BOCKSTALLER, C., GALAN, M.-B., CAPITAINE, M., COLOMB, B., MOUSSET, J. ET VIAUX, P., 2008** - Comment évaluer

la durabilité des systèmes en production végétale? *Systèmes de culture innovants et durables*. Paris, pp: 29-51.

336. **SCHEINER J.D., 2005** - Spéciation du Carbone, de l'Azote et du Phosphore de différentes boues de stations d'épuration au cours de leurs incubations contrôlées dans deux types de sol. Thèse Doc. des Sci. Agro. de l'institut national polytechnique de Toulouse, 218 p.
337. **ALVAREZ C.R., ALVAREZ R., GRIGERA M.S. ET LAVADO R.S., 1998** - Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 30, pp: 767 - 773.
338. **VAN AMELVOORT P.A.M., DONGEN M. ET WERFF A., 1988** - The impact of collembola on humification and mineralization of soil organic matter. *Pedobiologia*, 31, pp: 103-111.
339. **DE VRIES W., LOFTS S., TIPPING E., MEILI M., GROENENBERG J.E. ET SCHÜTZE G., 2007** - Impact of soil properties on critical concentrations of cadmium, lead, copper, zinc and mercury in soil and soil solution in view of ecotoxicological effects. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 191, pp: 47-89.
340. **CURRY J. P., 1998** - Factors affecting earthworm abundance in soils. *In: Edwards, C. A. (eds), Earthworm Ecology*. Boca Raton, St. Lucie Press, 389 p.
341. **SIEPEL H., 1994** - Life-history tactics of soil microarthropods. *Biology and Fertility of Soils*, 18, pp: 263-278.
342. **KOEHLER H., 1999** - Predatory mites. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, pp: 395-410.
343. **GAVALDA D., 2001** - Devenir des éléments traces métalliques dans les boubènes (luvi-redoxysol) après épandage de boues granulées. Thèse Doc. I.N .P.T., 258 p.
344. **KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1992** -Trace éléments in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, 2nd Edition, 209 p.
345. **PRICE N.M. ET MOREL F.M.M., 1994** - Trace metal nutrition and toxicity in phytoplankton. *In: Algae and Water Pollution*. Edited by

L.R Rai, J.P. Gaur and D.J. Soeder. Verlag, Stuttgart, Germany., pp: 79-97.

346. **MARCATO C.E., 2007-** Origine, devenir et impact du cuivre et du zinc des lisiers porcins. Rôle de la digestion anaérobie. Thèse doc. L'institut national polytechnique de toulouse. Spéci. Fonctionnement des Ecosystèmes et Agrosystèmes. 199 p.
347. **PICHARD A., BISSON M., DIDERICH R., HOUEIX N., HULOT C., LACROIX G.J.P., LEFEVRE S., LEVEQUE H., MAGAUD A. ET MORIN G., 2003** - « Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Zinc et ses dérivés ». INERIS-DRC-01-25590 – ETSC-API/SD, N°00df259, 62 p).
348. **SMIT, C. E. ET VAN GESTEL C. A. M., 1997** - Influence of temperature on the regulation and toxicity of zinc in *Folsomia candida* (Collembola). *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, pp: 213-222.
349. **MAYUMI TOKURA A., FURTINI NETO A. E., CURI N., FAQUIN V., HISSAO KURIHARA C. ET ALOVISI A.A. 2002** - Formas de fósforo em solo sob plantio direto em razão da profundidade e tempo de cultivo. *Pesq. Agropec. Bras.*, 37; 10, pp: 1467-1476.
350. **CHABOUSSOU F., 1981** - Les plantes malades de pesticides. Base nouvelle d'une prévention contre maladies et parasites. Ed. Debard, Paris, 200 p.
351. **MIDMORE D.J., 1986** - Evaluation de la technologie agronomique de la pomme de terre en régions tropicales chaudes. Centre international de la pomme de terre (CIP) ; série d'évaluation des technologies N°4. Lima, Perú, 10 P.
352. **JEGO G., MARTINEZ M., ANTIGÜEDAD I., LAUNAY M., SANCHEZ-PEREZ J.M. ET JUSTES E., 2008** - Evaluation of the impact of various agricultural practices on nitrate leaching under the root zone of potato and sugar beet using the STICS soil-crop model. *Science of the Total Environment* 394, 207-221.
353. **ANONYME., 2007** - Conseil Général Loire Atlantique (2007). Pesticides : Quels dangers ? Quelles alternatives ? 27 p.

354. **SOING P., VAYSSE P. ET RICARD J.P., 1999** - Fertilisation des vergers. Environnement et qualité. A.C.T.A., Paris, 86 p.
355. **FARDEAU J.C. ET CONESA, A.P. 1994.** Le phosphore. *In*: Bonneau et Souchier, Pédologie vol 2. Constituants et propriétés du sol. Masson, pp: 557-568.
356. **POTTER D.A., BRIDGES B.L. ET GORDON F.C., 1985** - Effect of N fertilization on earthworm and microarthropod populations in Kentucky bluegrass turf. *Agron. J.* 77, pp: 367-372.
357. **BRAMAN S.K., LATIMER J.G., OETTING R.D., MCQUEEN R.D., ECKBERG T.B. ET PRINSTER M., 2000** - Management strategy, shade, and landscape composition effects on urban landscape plant quality and arthropod abundance. *J. Econ. Entomol.* 93, pp: 1464-1472.
358. **BARRIUSO E., 2004** - Estimation des risques environnementaux des pesticides. INRA éditions, 204 p.
359. **ANONYME, 2009** - Review report for the active substance mancozèbe (finalized in the Standing Committee on Plant at its meeting on 3 June 2005 in view of the inclusion of mancozèbe in Annex I of Directive 91/414/EEC-Final SANCO/4058/2001)- Rev.4.4, July 2009.
www.ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/exist_subs_rep_en.htm
360. **REGNAULT-ROGER C., 2005** - Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement. Londres-Paris-New-York: TEC & DOC, 1013 p.
361. **GINO A. ET IORIATTI C., 1994** - Susceptibility of two strains of *Amblyseius andersoni* Chant. (Acari: phytoseiidae) to dithiocarbamate fungicides. *Experimental and Applied Acarology*, vol. 18, no 11-12, pp: 669-679.
362. **PHILLIPE A., KREITER S., MATTIODA H. ET DURIATTI A., 2004** - Side effects of mancozeb on *Typhlodromus pyri* (Acari: Phytoseiidae) in vineyards: results of multi-year field trials and a

- laboratory study. *Experimental and Applied Acarology*, vol. 33, no 3, pp: 203-213.
363. **PHILLIPE A., BONAFOS R., KREITER S. ET DELORME R., 2005** - A genetic analysis of mancozeb resistance in *Typhlodromus pyri* (Acari: Phytoseiidae). *Experimental and Applied Acarology*, vol 37, no 1-2, pp: 83-91.
 364. **KOVACH L., PETZOLD C., DEGNIL J. ET TETTE J., 1991** - A method to measure the environmental impact of pesticides. *New-York's Food and Sciences Bulletin*, no. 139 p.
 365. **BARBAULT R., 1984** -Le concept de stratégie démographique, point de rencontre privilégié entre écologistes et généticiens de populations? *Acta Oecologica. Oecologia generalis* 5, pp: 243-259.
 366. **ROFF D.A., 1992** - The evolution of life histories: theory and analysis. Chapman & Hall, London.
 367. **HOPKIN S.P., 1999** - Introduction to plant physiology. Second édition. The University of Western Ontario. *Edit. John Wilay and sons., Inc*, 512 p.
 368. **CASWELL, H., 2001** - Matrix Population Models. Sinauer Associated Inc., second edition. Sunderland, 54 p.
 369. **COSSU C., DOYOTTE A., JACQUIN M.C. ET VASSEUR P., 1997** - Biomarqueurs de stress oxydant chez les animaux aquatiques, p. 149-161. *In*: Lagadic L, Caquet T, Amiard JC and Ramade F eds., 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie – Aspects fondamentaux. Collection Écologie, Paris, Masson, 419 p.
 370. **THIBAUD J.M., 1980** - Croissance pondérale et linéaire chez les insectes Collemboles. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, n° 17, pp : 405-418.
 371. **SNIDER R., 1973** - Laboratoty observations on the biology of *Folsomia candida* (Willem) (*Collembola: Isotomidae*). *Revue d'écologie et de biologie du sol* n° 10, pp: 103-124.
 372. **BENGTSSON G., GUNNARSSON T. ET RUNDGREN S., 1983** - Growth changes caused by metal uptake in a population of *Onychiurus armatus* (*Collembola*) feeding on metals polluted fungi.

Oikos, 40, pp: 216-225.

373. **BENGTSOON G., GUNNARSSON T. ET RUNDGREN S., 1985** - Influence of metals on reproduction, mortality and population growth in *Onychiurus armatus* (Collembola). Journal of Applied Ecology n° 22, pp: 967-978.
374. **RACKE KD ET LICHTENSTEIN EP, 1987** - Effects of agricultural practices on the binding and the fate of 14C-parathion in soil. Journal of Environmental Science Health 22, pp: 1-14.
375. **GUIMONT S., 2005**- Devenir des pesticides dans les sols en fonction de l'état d'humidité et du mode de circulation de l'eau dans le sol. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, 223 p.
376. **BEENAKKERS A. M. T., VAN DE HORST D. J. et VAN MARREWIKJ, 1981** - Role of lipids in energy metabolism. Energy metabolism in insects. Downer, R. G. H., New York, pp: 53-100.
377. **STAEMPFLI G., 2001** – Etude des relations entre l'exposition de "*Folsomia candida*" à un micropolluant organique et les effets observés à différents niveaux d'organisation biologique : utilité des biomarqueurs comme outil prévisionnel. Thèse EPFL, Maîtrise d'écologie, Université de Bourgogne, France. 141p.
378. **STEELE J. E., 1981** – *The role of carbodhydrate metabolism in physiological fumction*. Energy metabolism. R. G. H. Downer. New York, plenum press.
379. **LAGACHERIE P., COULOUMA G., ARIAGNO P., VIRAT P., BOIZARD H. ET RICHARD G., 2006** - Spatial variability of soil compaction over a vineyard region in relation with soils and cultivation operations. Geoderma 134, pp: 207-216.
380. **BRENTON S., SHARRATT A. KNIGHT C.W., 2005** - Dissipation of Bromide and Metribuzin Affected by Tillage and Crop Residue Management in Subarctic Alaska, ARCTIC VOL. 58, NO. 3 (SEPTEMBER 2005) pp: 260-267.
381. **WEBSTER G.R.B., SARNA L.P. ET MACDONALD S.R., 1978** - Nonbiological degradation of the herbicide metribuzin in Manitoba soils. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 20, pp: 401-408.

- 382. LADLIE, J.S., W.F. MEGGITT ET D. PENNER. 1976** - Effect of soil pH on microbial degradation, adsorption, and mobility of metribuzin. *Weed Sci.* 24(5), pp: 477-481.
- 383. DUROU C., MOUNEYRAC C. ET AMIARD-TRIQUET C., 2005** - Tolerance to metals and assessment of energy reserves in the polychaete *Nereis diversicolor* in clean and contaminated estuaries. *Environmental Toxicology*, 20, pp: 23-31.