

UNIVERSITE PIERRE ET MARIE CURIE

THESE DE DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ PARIS 6

Spécialité Sciences de la Vie

Présentée par

Nuria RUIZ CAMACHO

pour obtenir le grade de

DOCTEUR de l'UNIVERSITÉ PARIS 6

**MISE AU POINT D'UN SYSTEME DE BIOINDICATION DE LA QUALITE DU
SOL BASE SUR L'ETUDE DES PEUPELEMENTS DE MACROINVERTEBRES**

Soutenue le 14 septembre 2004 devant le jury composé de :

M. Patrick LAVELLE

M. Antonio BISPO

M. Jean-François PONGE

M. Sylvain DOLEDEC

M. Michel LOREAU

M. Jörg RÖMBKE

Directeur de thèse

Président

Rapporteur

Rapporteur

Examineur

Examineur

REMERCIEMENTS

J'adresse mes remerciements les plus sincères à Patrick Lavelle pour m'avoir fait confiance et avoir accepté d'être mon directeur de thèse, pour m'avoir initié dans le domaine fascinant de l'écologie du sol et m'avoir éclairé avec ses idées. Merci de ton soutien et tes encouragements et de m'avoir permis de partager ton amitié.

J'aimerais remercier aussi les membres du jury de cette thèse. A Jean-François Ponge pour ses conseils lors de réunions du comité de thèse, ses réponses rapides quand j'en ai eu besoin et son immense gentillesse. A Sylvain Dolédec pour sa disponibilité, ses conseils pour le traitement de données et pour avoir toujours répondu avec patience à toutes mes questions. A Antonio Bispo et Isabelle Feix pour l'enthousiasme qu'ils ont montré pour cette thématique et le soutien financier de l'ADEME qui a fait possible ce travail. A Michel Loreau et Jörg Römbke pour avoir accepté de faire partie de ce jury.

Un grand merci aux taxonomistes du Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris qui n'ont pas hésité à m'aider dans la détermination de nombreux groupes de macro-invertébrés du sol : A Dominique Pluot-Sigwalt et Armand Matocq pour leur patient travail sur les hémiptères, à Olivier Montreuil pour sa sympathie et les nombreux contacts qu'il m'a permis d'établir, à Hélène Perrin pour l'identification des Coléoptères Curculionidae, à Janine Casevitz-Weuleurssse pour l'identification des fourmis et les discussions sur leur pouvoir indicateur, à Vincent Albouy pour la vérification des déterminations des Dermaptères, à Claude Girard pour les Elateridae et à Mark Judson pour l'identification des Pseudoscorpions.

La recherche exhaustive que nous avons menée afin de trouver les spécialistes pouvant faire des vérifications sur le matériel récolté nous a mis face à une autre réalité : la diminution vertigineuse en France du nombre de systématiciens due principalement à la réduction des financements destinés à ce domaine de telle sorte que la plupart des précieuses collaborations établies avec les spécialistes du Muséum National d'Histoire Naturelle dans le cadre de ce travail ont été possibles grâce à la passion qu'ils montrent par leur travail ce qui les a mené à continuer à travailler après la retraite (heureusement pour nous).

Il est regrettable de constater comment le Muséum où certaines collections d'insectes sont les plus importantes d'Europe manque du personnel nécessaire pour leur conservation, comment les personnes qui partent à la retraite ne sont pas remplacées et comment petit à petit il se désagrège et se divise, ce qui fait irrémédiablement penser à sa possible disparition.

Il m'a semblé important de mettre l'accent sur ce problème dans le cadre de ma thèse car pour pouvoir donner une réponse aux grandes questions en écologie, pour simplifier la

complexité des systèmes écologiques afin de développer des outils d'évaluation qui facilitent la prise de décisions et qui soient à la portée de tout le monde il est indispensable de mieux connaître la biodiversité qui nous entoure et les interactions entre les différents éléments de cette biodiversité et pour cela l'aide des taxonomistes est essentielle.

De nombreux spécialistes extérieurs au MNHN ont aussi participé aux identifications. Je tiens à remercier à Gérard Hommay pour les limaces et les photos de gastéropodes et Nicole Limondin pour les escargots, Jean-François David pour les diplopodes, Franck Noël pour les isopodes et les photos d'isopodes incluses dans cette thèse, Etienne Iorio pour les chilopodes, Emmanuel Delfossé pour les orthoptères, blattes et opilions, Jean-François Cornic pour les araignées et les membres de l'ACOREP (Association de Coléopteristes de la Région Parisienne) et à son président Pierre Queney pour la détermination d'un bon nombre de coléoptères.

Il m'est agréable de remercier Richard Joffre pour son aide avec les analyses du NIRS, ses explications sur la méthode et son chaleureux accueil. Merci aussi à Claude Lattaud qui a été le premier à m'apprendre la méthode TSBF et l'art de créer une bonne ambiance pendant les missions de terrain.

Un chaleureux remerciement est adressé à Bruno Chevalier et Gilbert Bonnet de la Chambre d'Agriculture d'Indre-et-Loire pour nous avoir fourni une partie des sites d'étude de cette thèse, merci aussi pour leur accueil en Touraine. Je tiens à remercier également Rémy Mouton de la Chambre d'Agriculture Bouches du Rhône pour le site d'étude en région méditerranéenne, son aide et sa disponibilité ainsi qu'à Sabine Houot de l'INRA de Plaisir-Grignon qui a mis à ma disposition un site d'étude et l'aide de son équipe pour l'échantillonnage. Merci aussi à François Soussana et Frédérique Louault de l'INRA de Clermont-Ferrand pour le site de Theix et les informations qu'ils m'ont fourni dans le cadre de l'ACI « Biodiversité et Fonctionnement ».

Un grand merci aussi à mon inconditionnelle compagne d'échantillonnage Jocelyne Roman. Je ne pourrai pas oublier ta bonne humeur dans les situations parfois catastrophiques qu'on a vécues et ta disponibilité pour faire les presque huit cent trous que nous avons creusé ensemble un peu partout en France.

J'ai eu la chance de pouvoir compter sur l'aide de nombreux stagiaires pour mes échantillonnages sur le terrain, sans eux je n'aurais pas réussi à les faire. Merci à eux tous.

Merci à Sébastien Dubois que j'ai eu le plaisir d'encadrer et dont la participation m'a beaucoup aidé. Je tiens à remercier à Florence Dubs pour ses sages conseils et les longues

conversations sur les théories de l'écologie et à Sébastien Barot pour répondre toujours à mes questions sur les analyses de statistique.

Je ne sais comment remercier Mme Delaune qui n'a pas hésité à réaliser dans les délais les plus brefs les analyses granulométriques d'un bon nombre des sites présentés dans cette thèse et à Mme Richard pour les analyses de C et N.

Je voudrais remercier l'IRD en général de son accueil pour la réalisation de ce travail de thèse et à l'ensemble des unités et des personnes auxquelles j'ai souvent eu recours et qui m'ont été toujours disposés à m'aider.

J'adresse un remerciement très spécial à Elena Velasquez pour son amitié inconditionnelle, merci pour ton enthousiasme et ton optimisme qui m'ont beaucoup aidé à surmonter les moments parfois difficiles.

Ma dernière phrase de remerciement s'adresse à Thierry Hericher, merci d'avoir été à mes côtés pendant cette aventure, de m'avoir soutenue à tout moment et d'avoir si bien su me comprendre. Merci aussi à vous Cuqui et Claude qui avez toujours tout fait pour m'aider et me faire sentir en France comme chez moi.

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE.....	2
1-Contexte général	3
2-Choix des sites d'étude	11
3-Plan de recherche	15
4-Plan de la thèse	17
PRESENTATION DES MACROINVERTEBRES DU SOL.....	18
Définition	18
Composition taxonomique	18
Ecologie des macro-invertébrés du sol.....	19
PREMIERE PARTIE	35
I: IMPACT OF ORGANIC AND INORGANIC FERTILISERS ON SOIL MACROFAUNA: SEARCHING FOR BIOINDICATORS OF SOIL QUALITY.....	36
Abstract	37
Introduction	37
I.1 Materials and methods.....	39
I.1.1 Site description	39
I.1.2 Experimental design and sampling.....	39
I.1.3 Data analysis.....	41
I.2 Results.....	41
I.2.1 Macro-invertebrate communities.....	41
I.2.2 Physicochemical soil properties	46
I.2.3 Assessment of organic matter properties by NIRS.....	47
I.2.4 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and fauna	49
I.2.5 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and NIRS variables.....	50
I.2.6 Microbial activity	51
I.3 Discussion.....	52
I.4 Conclusions.....	56
II: EFFETS COMPARES DU LABOUR CONVENTIONNEL ET DU SEMIS DIRECT SUR LES COMMUNAUTES DE MACRO-INVERTEBRES DE SOLS CULTIVES DE LA TOURAINNE	58
Résumé	59
Introduction	59
II.1 Matériel et méthodes	61
II.1.1 Site d'étude et méthode de gestion.....	61
II.1.2 Protocole d'échantillonnage.....	61
II.1.3 Traitement de données	62
II.2 Résultats	62
II.2.1 Les propriétés du sol	62
II.2.2 Peuplements de macro-invertébrés du sol.....	65
II.2.3 Evaluation des propriétés de la MO par la méthode NIRS	71
II.2.4 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et l'analyse de la NIRS.....	72
II.2.5 Co-inertie entre les peuplements de macro-invertébrés du sol et l'analyse de la NIRS.....	74
II.2.6 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro- invertébrés.....	75
II.3 Discussion	79
III : SOIL MACRO-INVERTEBRATES COMMUNITIES ALONG A GRADIENT OF AGRICULTURAL INTENSIFICATION IN MORVAN (FRANCE)	82

Abstract	83
Introduction	83
III.1 Materials and methods	84
III.1.1 Study sites	84
III.1.2 Sampling	84
III.1.3 Data analysis	85
III.2 Results	85
III.2.1 Soil properties	85
III.2.2 Effect on soil macro-invertebrates populations	90
III.2.3 Soil organic matter	95
III.2.4 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and NIRS variables	96
III.2.5 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and soil fauna	97
III.2.6 Co-inertia analysis between NIRS variables and soil fauna	100
III.3 Discussion	102
 IV: MISE EN CULTURE ET APPORT DE COMPOST DE BOUES DE STATION D'EPURATION EN GARRIGUE: EFFET SUR LES PROPRIETES PHYSICO- CHIMIQUES ET DISTRIBUTION DES COMMUNAUTES DE MACRO-INVERTEBRES DU SOL	104
Résumé	105
Introduction	105
IV.1 Matériel et méthodes	106
IV.1.1 Les sites d'étude	106
IV.1.2 Caractérisation des composts épandus	107
IV.1.3 Collecte de données	109
IV.1.4 Traitement de données	110
IV.2 Résultats	113
IV.2.1 Les propriétés du sol	113
IV.2.2 Evaluation des propriétés de la MO par la méthode NIRS	115
IV.2.3 Les peuplements de macro-invertébrés du sol	117
IV.2.4 Activité microbienne	121
IV.2.5 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro-invertébrés	123
IV.2.6 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro-invertébrés	123
IV.3 Discussion	126
 V : INFLUENCE DE LA PRESSION DE PATURAGE SUR LES PEUPELEMENTS DE MACRO-INVERTEBRES DU SOL DANS LE CADRE DES SYSTEMES DES PRAIRIES PERMANENTES	128
Résumé	129
Introduction	129
V.1 Matériel et méthodes	130
V.1.1 Sites d'étude	130
V.1.2 Echantillonnage	131
V.1.3 Traitement de données	133
V.2 Résultats	135
V.2.1 Propriétés physico-chimiques du sol	135
V.2.2 Effet sur les peuplements de macro-invertébrés du sol	139
V.2.3 Matière organique du sol	144
V.2.4 Analyse de Co-inertie entre les paramètres physico-chimiques et les variables NIRS	145
V.2.5 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro- invertébrés	146
V.3 Discussion	149

SYNTHESE DE LA PREMIERE PARTIE	152
DEUXIEME PARTIE	153
VI : LES MACRO-INVERTEBRES DU SOL	155
VI.1 CARACTERISTIQUES FAUNISTIQUES	156
Résumé	157
Introduction	158
VI.1.1 Matériel et méthodes.....	158
VI.1.1.1 Sites d'étude	158
VI.1.1.2 Récolte, tri et détermination	158
VI.1.1.3 Traitement de données.....	161
VI.1.2 Résultats et discussion	161
VI.1.2.1 Composition faunistique globale	161
VI.1.2.2 Composition faunistique par site	167
VI.2 VARIATION DES COMMUNAUTES DE MACRO-INVERTEBRES EDAPHIQUES.....	171
Résumé	172
Introduction	173
VI.2.1 Traitement de données	174
VI.2.2 Résultats.....	174
VI.2.2.1 Facteurs de variation des peuplements	174
VI.2.2.2 Typologie des stations	179
VI.2.2.3 Structure des communautés	180
VI.2.2.4 Composition faunistique.....	184
VI.2.2.5 Caractéristiques faunistiques des groupes des stations.....	191
VI.2.3 Discussion.....	199
VII : CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES SOLS	202
VII.1 CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUE DES SOLS.....	203
Résumé	204
Introduction	205
VII.1.1 Matériel et méthodes	206
VII.1.1.1 Collecte de données.....	206
VII.1.1.2 Méthodes d'analyses physico-chimiques des sols.....	206
VII.1.1.3 Traitement de données.....	207
VII.1.2 Résultats	207
VII.1.2.1 Carbone organique	207
VII.1.2.2 Azote total	208
VII.1.2.3 Relation C :N.....	208
VII.1.2.4 pH.....	209
VII.1.2.5 Cations échangeables et capacité d'échange cationique.....	209
VII.1.2.6 Phosphore assimilable	211
VII.1.2.7 Capacité de rétention en eau.....	211
VII.1.3 Discussion.....	215
VII.2 VARIATION DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES SOLS ETUDIES	218
Résumé	219
Introduction	220
VII.2.1 Matériel et méthodes	220
VII.2.1.1 Collecte de données.....	220
VII.2.1.2 Traitement de données.....	220
VII.2.2 Résultats	222
VII.2.2.1 Facteurs de variation	222

VII.2.2.2 Typologie physico-chimique des stations	226
VII.2.3 Discussion.....	228
VII.3 RELATION ENTRE LES CARACTERISTIQUES DU MILIEU ET LES MACRO- INVERTEBRES DU SOL	230
Résumé	231
Introduction	232
VII.3.1 Matériel et méthodes	232
VII.3.1.1 Données de l'étude	232
VII.3.1.2 Traitement de données.....	232
VII.3.2 Résultats	233
VII.3.3 Discussion.....	238
VIII : PROPOSITION D'UN INDICE BIOLOGIQUE ADAPTEE AUX MACRO- INVERTEBRES EDAPHIQUES DE FRANCE	239
Résumé	241
Introduction	242
VIII.1 Détermination de l'indice de qualité du sol.....	243
VIII.2 Attribution d'une valeur indicatrice	243
VIII.2.1 Données utilisées	244
VIII.2.2 Calcul de la valeur indicatrice.....	244
VIII.3 Evaluation de la qualité du sol des stations de l'étude	251
VIII.4 Protocole d'échantillonnage.....	260
VIII.5 Evaluation de la qualité du sol d'un site pollué par les métaux lourds	261
CONCLUSION GENERALE	264
PERSPECTIVES	268

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schéma du cadre d'évaluation de l'application des politiques	4
Figure 2 : Distribution pédologique des sols de France	12
Figure 3 : Carte de la France, régions échantillonnées.....	13
Figure I.1: Comparison of the average abundances and composition between the referential forest and the field.....	43
Figure I.2: Average density of macroinvertebrates per treatment compared to the referential site	43
Figure I.3: Correspondance Analysis (treatments ordination) on the basis of soil macroinvertebrates data (MSW: Municipal Solid Waste; GWS: Green Waste co-composted with sewage sludge; FYM: Farmyard manure; C: Control; BIO: Biowaste).....	44
Figure I.4: Ordination of soil macroinvertebrates taxonomic units in the plane defined by F1 and F2 of a correspondance factorial analysis.....	44
Figure I.5: Principal Components Analysis on soil physicochemical parameters (A : treatments distribution); B) Correlation circle of soil physicochemical variables on the factorial plane defined by the Principal Components Analysis.....	47
Figure I.6: A) Principal Component Analysis on NIRS data (treatments ordination); B) NIRS variables distribution	49
Figure I.7: Co-inertia between soil physicochemical parameters and soil fauna. A) Distribution of soil physico-chemical parameters; B) Position of soil macro-invertebrates taxa and C) Sites ordination	50
Figure I.8: Co-inertia between soil physicochemical parameters and NIRS variables	51
Figure I.9: CO ₂ release for different treatments during 21 days of incubation.....	52
Figure II.1 : Analyse en composantes principales réalisée sur les données physico-chimiques du sol. A) Décroissance des valeurs propres. B) carte factorielle montrant la répartition des sites dans le plan décrit par F1×F2 (P : prairie permanente ; B : forêt ; PL : parcelle labourée ; PSL : parcelle sans labour) et C) cercle de corrélations des paramètres physico-chimiques mesurés (CRE : capacité de rétention en eau) avec les facteurs 1 et 2.....	64
Figure II.2 : Effet du type d'utilisation du sol sur l'abondance moyenne des macro-invertébrés du sol (ind m ²) et richesse taxonomique dans quatre sites de Touraine. B : Forêt ; P : Prairie permanente ; PSL : Parcelle sans labour (semis direct) et PL : parcelle soumise un système de culture conventionnelle.....	68
Figure II.3 : Indice de diversité de Shannon calculé pour chacun des sites d'étude. B : Forêt ; P : Prairie permanente ; PSL : Parcelle sans labour (semis direct) et PL : parcelle soumise un système de culture conventionnelle.....	68
Figure II.4 : Abondance relative des principaux taxons présents dans chaque site d'étude. B : Forêt ; P : Prairie permanente ; PSL : Parcelle sans labour (semis direct) et PL : parcelle soumise à un système de culture conventionnelle	69
Figure II.5 : Analyse de correspondances réalisée sur les données faunistiques. A) Graphe des valeurs propres. B) Ordination des sites dans le plan factoriel décrit par les axes F1×F2 et C) distribution des taxa de macro-invertébrés dans le plan factoriel F1×F2.....	70
Figure II.6 : Ordination par analyse en composantes principales des sites d'échantillonnage dans l'espace factoriel défini par les 200 variables décrivant les spectres NIRS. A) Graphe des valeurs propres. B) Projection des points d'échantillonnage dans le plan factoriel défini par F1×F2 (les cercles correspondent aux barycentres et les points représentent les points d'échantillonnage). B : Forêt ; P : Prairie permanente ; PSL : Parcelle sans labour (semis direct) et PL : parcelle soumise un système de culture conventionnelle.....	71
Figure II.7 : Analyse de co-inertie entre 14 variables physico-chimiques du sol et 200 variables décrites par la NIRS. A) Distribution des sites dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de co-inertie. Les cercles donnent la position des relevés vue à travers les	

variables physico-chimiques. Le point à l'extrémité de la flèche donne la position vue par les variables NIRS. Plus la distance est petite et plus les deux structures sont similaires. . La longueur des flèches est inverse de la qualité de la covariation pour les variables de chacun des sites. P : Prairies ; PL : Parcelles labourées ; PSL : Parcelles sans labour ; B : Forêt.....	72
Figure II.8 : Distribution des sites dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de co-inertie. Le point portant une étiquette donne la position des relevés vue à travers les taxa de macrofaune. Le point à l'extrémité de la flèche donne la position vue par les variables de la NIRS.....	74
Figure II.8 : Ces graphes illustrent la relation entre les données du milieu et le jeu de données de macrofaune évaluée par l'analyse de co-inertie. A) Distribution des sites dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de co-inertie. Le point portant une étiquette donne la position des relevés vue à travers les paramètres du milieu. Le point à l'extrémité de la flèche donne la position vue par les taxons de macrofaune. B) Distribution des 14 paramètres physico-chimiques et C) Position des différents taxons de macrofaune	77
Figure III.1: Variation of the main physicochemical parameters measured in the sampled land use systems. A: 'Natural' deciduous forests; B: Conifer forests; C: Grasslands; F: Agricultural soils. WHC: Water Holding Capacity (%).....	87
Figure III.2: PCA of physicochemical data. A) eigenvalues graph, B) distribution of sites in the factorial plan F1×F2 and C) correlation circle showing the physicochemical parameters measured on the factorial plan F1×F2. A: 'Natural' deciduous forests; B: Conifer forests; C: Grasslands; F: Fields. WHC: Water holding capacity, CEC: Cation exchange capacity	89
Figure III.3: Average abundance of soil macro-invertebrates and taxonomic richness found in each study site. A: 'Natural' deciduous forests; B: Coniferous forests; C: Grasslands; F: Fields	92
Figure III.4: Simpson diversity index computed for the four sites describing a land use gradient. A: 'Natural' deciduous forests; B: Coniferous forests; C: Grasslands; F: Agricultural soils.....	92
Figure III.5: Relative abundance of the main soil fauna taxa presents in each study site along the land use gradient. A: 'Natural' deciduous forests; B: Coniferous forests; C: Grasslands; F: Fields	93
Figure III.6: Correspondence Analysis performed on soil macro-invertebrate data. A) Ordination of sites on the factorial plan F1×F2 and B) Factorial map of taxa distribution on the factorial plan F1×F2	94
Figure III.7: Principal component analysis performed on NIRS data set. Sites ordination in the factorial plan defined by F1×F2. A: 'Natural' deciduous forests; B: Coniferous forests; C: Grasslands; F: Fields	95
Figure III.8: Distribution of sites on the factorial plan defined by axis F1 x F2 of co-inertia analysis between soil physico-chemical parameters and NIRS variables. The cercle gives the position of sites viewed by soil physico-chemical parameters. The arrow extremity gives the position of sites viewed by NIRS variables. The distance between these two situations give us information about the similarity of the resulting structure	96
Figure III.9: Co-inertia analysis performed using soil macro-invertebrates data set and NIRS variables. Sites distribution on the factorial plan of co-inertia defined by axis 1-2. Cercles are giving the position of sites seen by macro-invertebrates. The end of the arrow are showing the position of sites seen by NIRS. A: 'Natural' deciduous forests; B: Coniferous forests; C: Grasslands; F: Fields	100
Figure IV.1 : ACP réalisée sur les données physico-chimiques (14 paramètres × 9 sites). A) carte factorielle des stations sur le plan factoriel F1×F2, B) cercle de corrélation sur le plan factoriel F1×F2. G : Garrigue ; DNC : Parcelles débroussaillées sans apport de compost et DC : parcelles débroussaillées et compostées. CRE : Capacité de rétention en eau, CEC : Capacité d'échange cationique	114

Figure IV.2 : ACP réalisé sur les données du NIRS (200 variables×45 sites). A) carte factorielle des sites sur le plan F1×F2 et B) valeurs propres. G : Garrigue ; DNC : Parcelles débroussaillées sans apport de compost et DC : parcelles débroussaillées et compostées.....	116
Figure IV.4 : Abondance moyenne d'individus et richesse taxonomique par traitement	118
Figure IV.5 : Abondance relative des principaux ordres faunistiques récoltés dans les différents traitements.....	119
Figure IV.6 : Analyse de correspondances réalisée sur le tableau de données de faune .A) Carte factorielle des sites sur le plan F1×F2 et B) ordination des espèces dans l'espace factorielle.....	120
Figure IV.7 : Analyse de co-inertie entre 14 variables physico-chimiques du sol et les 200 variables générées par la NIRS. A) Distribution des sites dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de co-inertie. Les cercles indiquent la position des relevés vue à travers les variables physico-chimiques. L'extrémité de la flèche donne la position vue par les variables de la NIRS. B) Test de signification de l'analyse de co-inertie. La distance entre le site physico-chimique et le site qualité de matière organique est représenté par la longueur de la flèche. Plus la distance est petite et plus les deux structures sont similaires.....	122
Figure IV.8 : Analyse de Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les taxons de macro-invertébrés. A) Position des sites d'étude vus par les variables de faune et par les paramètres physico-chimiques. Le cercle correspond à la position déterminé par les taxons de macro-invertébrés et la pointe de la flèche à la position des sites par les variables physico-chimiques. B) Représentation de l'ensemble des variables sur le plan factoriel 1-2 de l'analyse de co-inertie	125
Figure V.1 : Variation des valeurs de pH et teneur en potassium entre les traitements étudiés. FO : forêt ; ALT : traitement alterné et PU : pâturage unique.....	138
Figure V.2 : Analyse en Composantes Principales réalisée sur les données physico-chimiques. A) Ordination des sites dans le plan factoriel défini par les axes 1 et 2. B) Cercle de corrélations montrant la position des différents paramètres du sol mesurés dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2. FO : forêt ; ALT : traitement alterné et PU : pâturage unique ; CRE : Capacité de rétention en eau, CEC : capacité d'échange cationique	139
Figure V.3 : Abondance moyenne et richesse taxonomique des macro-invertébrés du sol pour chaque site d'étude. FO : forêt ; ALT : traitement alterné et PU : pâturage unique.....	142
Figure V.4 : Abondance relative des principaux ordres présents dans les sites d'étude. FO : forêt ; ALT : traitement alterné et PU : pâturage unique.....	142
Figure V.5 : Analyse de correspondances réalisée sur les données de macro-invertébrés du sol. A) Ordination de sites dans le plan factoriel décrit par les deux premiers axes. B) Distribution des taxa dans ce même plan factoriel.....	143
Figure V.6 : Analyse en Composantes Principales réalisée sur le jeu de données de la NIRS. Ordination des sites dans le plan factoriel décrit par F1 et F2. FO : Forêt ; PU : Pâturage unique et ALT : Pâturage alterné.....	144
Figure V.7 : Analyse de co-inertie entre les paramètres physico-chimiques du sol et les variables de la NIRS. Distribution des sites sur le plan défini par les axes de co-inertie 1-2. Le cercle donne la position des sites vue par les propriétés physico-chimiques et l'extrémité de la flèche donne la position des sites vue par les variables de la NIRS.....	145
Figure V.8 : Analyse de co-inertie réalisée entre les données du milieu et le jeu de données de faune. A) Distribution des sites dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de co-inertie. Le cercle donne la position des relevés vue à travers les paramètres du milieu. Le point à l'extrémité de la flèche donne la position vue par les taxons de macrofaune. B) Distribution des paramètres physico-chimiques et des taxons de macroinvertébrés dans l'espace factoriel décrit par les axes de co-inertie 1-2. CRE : Capacité de rétention en eau, CEC : Capacité d'échange cationique	148
Figure VI.1.1 : Abondance relative des ordres de macro-invertébrés récoltés dans les quatre localités d'étude retenues	162

Figure VI.1.1 (suite) : Abondance relative des ordres de macro-invertébrés récoltés dans les quatre localités d'étude retenues	162
Figure VI.1.2 : Pourcentage du nombre total d'invertébrés récoltés dans les quatre localités étudiées. TH : Theix (Clermont-Ferrand) ; LR: Louroux (Touraine) ; FCH: Feucherolles (Beauce); MV: Morvan; LP : Lançon de Provence (Aix-en-Provence)	165
Figure VI.1.3 : Richesse taxonomique pour les quatre localités étudiées. LP : Lançon de Provence (Aix-en-Provence) ; TH : Theix (Clermont-Ferrand) ; FCH: Feucherolles (Beauce); LR: Louroux (Touraine) ; MV: Morvan	166
Figure VI.1.4 : Abondance relative des principaux groupes faunistiques récoltés dans l'ensemble des quatre localités. MV: Morvan; LR: Louroux (Touraine) ; FCH: Feucherolles (Beauce); TH : Theix (Clermont-Ferrand) ; LP : Lançon de Provence (Aix-en-Provence)	166
Figure VI.1.5 : Classification (méthode de Ward, distance Euclidienne) réalisée à partir de l'abondance moyenne des 333 taxa collectés sur les cinq localités étudiées	169
Figure VI.1.6 : Indice de diversité de Shannon-Wiener calculé pour les cinq localités de l'étude. MV : Morvan ; LR : Louroux ; FCH : Feucherolles ; Theix (Clermont-Ferrand) ; LP : Lançon de Provence (Aix-en-Provence)	170
Figure VI.2.1 : AFC réalisée sur les données biologiques (22 sites × 110 taxons). A) Valeurs propres, B) Carte factorielle des sites sur le plan factoriel F1 × F2. C) Carte factorielle des taxons sur le plan factoriel F1 × F2	176
Figure VI.2.1 (suite) : Ordination des sites et des variables (AFC réalisée sur 22 sites × 110 taxons). A) Valeurs propres, B) carte factorielle des sites sur le plan factoriel F1 × F3, C) carte factorielle des taxons sur le plan factoriel F1 × F3	178
Figure VI.2.2 : Classification hiérarchique (distance euclidienne, méthode de Ward) des 22 stations réalisée sur les résultats de l'AFC	179
Figure VII.2.3 : A) Abondance (± écart type) et B) Richesse taxonomique dans les 22 sites classés selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification hiérarchique	181
Figure VII.2.4 : Indice de Shannon-Wiener et Equitabilité dans les 22 sites classés selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Champs de culture intensive ; 2 : Culture moins intensive ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies	182
Figure VII.2.5 : Abondance et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques dans les 22 stations classées selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Cultures intensives ; 2 ; Cultures moins intensives ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies	186
Figure VII.2.5 (suite) : Abondance (±ET) et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques dans les 22 stations classées selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Cultures intensives ; 2 ; Cultures moins intensives ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies	187
Figure VII.2.5 (suite) : Abondance (±ET) et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques dans les 22 stations classées selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Cultures intensives ; 2 ; Cultures moins intensives ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies	188
Figure VII.2.5 (suite) : Abondance (±ET) et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques dans les 22 stations classées selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Cultures intensives ; 2 ; Cultures moins intensives ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies	189
Figure VII.2.5 (suite) : Abondance (±ET) et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques dans les 22 stations classées selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Cultures intensives ; 2 ; Cultures moins intensives ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies	190
Figure VI.1.1 : Histogrammes de distribution des valeurs de 10 paramètres physico-chimiques du sol	213

Figure VI.1.1. (suite) : Histogrammes de distribution des valeurs de 10 paramètres physico-chimiques du sol.....	214
Figure VII.2.1 : ACP réalisée sur les données physico-chimiques (22 stations × 14 paramètres). A) valeurs propres B) cercle de corrélation sur le plan factoriel F1 × F2, C) carte factorielle montrant l'ordination des stations dans l'espace décrit par les axes 1-2 (C : Champs ; P : Prairies ; F : Forêts)	224
Figure VII.2.2 : Classification hiérarchique des 22 stations étudiées à partir des résultats de l'analyse en composantes principales réalisée sur les 14 paramètres physico-chimiques du sol.....	227
Figure VII.3.1 : Projection des axes d'inertie f1 et f2 des ACP et AFC réalisées séparément, sur les plans factoriels F1×F2 de la co-inertie. A) sur les données physico-chimiques, B) sur les données faunistiques	235
Figure VII.3.2 : Résultats de l'analyse de co-inertie. A) Graphe des valeurs propres. B) Relations entre les variables environnementales sur le plan factoriel F1×F2 de la co-inertie. C) Position des taxons sur le premier plan factoriel de la co-inertie. Les numéros des taxons correspondent à ceux du tableau VII.2.1. D) Position des stations sur le plan factoriel de l'analyse de co-inertie. Le cercle indique la position des stations par rapport aux données physico-chimiques et l'extrémité de la flèche la position de la station par rapport aux données faunistiques.....	237
Figure VIII.1 : Classification hiérarchique des 22 stations de l'étude en utilisant les données faunistiques regroupés au niveau de la famille.....	257

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Groupes de macro-invertébrés du sol ayant un pouvoir bioindicateur.....	9
Tableau 2 : Principales caractéristiques des sites d'étude présentés dans ce travail.....	14
Tableau 3 : Liste des 17 groupes principaux de macrofaune du sol et leur contribution relative à la biomasse et la densité d'après le jeu de données MACROFAUNA. Les six taxons situés au dessus de la ligne représentent 95% de la biomasse et la densité totale de macro-invertébrés du sol. Source : IBOY, 2000.....	19
Tableau I.2: Soil macroinvertebrate composition and mean abundance (ind m ²) recorded in cultivated soils (wheat/maize rotation) and in a forest.....	45
Tableau II.1 : Résultats des ANOVA et test à posteriori (Tukey) réalisées sur les paramètres physico-chimiques (H : Kruskal-Wallis). B : Forêt ; P : Prairie ; PL : Parcelle labourée ; PSL : Parcelle semis direct.....	63
Tableau II.2: Résultat de l'analyse de co-inertie. Inertie 1 et 2 : ce sont les inerties maximales obtenues par les analyses séparées que l'on peut projeter sur les axes. Variations 1 et 2 : ce sont les inerties que l'on projette sur les axes de co-inertie. Corrélation : relation entre les systèmes de coordonnées pour les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie	73
Tableau II.3: Résultat de l'analyse de co-inertie. Inertie 1 et 2 : inerties maximales obtenues par les analyses séparées que l'on peut projeter sur les axes. Variations 1 et 2 : inerties que l'on projette sur les axes de co-inertie. Corrélation : relation entre les systèmes de coordonnées pour les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie.....	75
Tableau III.1: Soil physicochemical properties.....	89
Table III.2: Result of the co-inertia analysis. Inertie 1 and 2 : maximal inertia that can be projected on axis obtained by the separate analysis. Varian 1 and 2 : inertia projected on co-inertia axis. Correlation : relation between the co-ordinates system for axis 1 and 2 of co-inertia analysis.....	97
Table III.3: Co-inertia analysis result. Inertia 1 and 2 : maximal inertia that can be projected on the axis obtained from the separate multivariate analysis. Varian. 1 and 2 : inertia projected on the co-inertia axis. Correlation : relation between the coordinate systems for axis 1 and 2 of co-inertia analysis	99
Table III.4: Co-inertia analysis result. Inertia 1 and 2 : maximal inertia that can be projected on the axis obtained from the separate multivariate analysis. Varian. 1 and 2 : inertia projected on the co-inertia axis. Correlation : relation between the coordinate systems for axis 1 and 2 of co-inertia analysis	101
Tableau IV.1 : Caractéristiques et valeur agronomique du compost épandu (Source : Laboratoire Agroenvironnemental d'Aspach).....	108
Tableau IV.2 : Densité (ind m ²) des taxons dans l'ensemble de parcelles échantillonnées	111
Tableau IV.3 : Valeur des 14 paramètres physico-chimiques des sols	112
Tableau V.1 : Résumé des interventions sur le dispositif de Theix. P = pâturage, F = Fauche	131
Tableau V.2 : Liste taxonomique et densité (ind m ²) des invertébrés récoltés à Theix.....	133
Tableau V.3 : Caractéristiques physico-chimiques des sols à Theix.....	134
Tableau V.4 : Résultats des analyse de variances pour les 14 paramètres physico-chimiques du sol. ALT : Pâturage alterné ; PU : Pâturage unique ; FO : forêt. CRE : Capacité de rétention d'eau, CEC : capacité d'échange cationique. NS : Non Significatif ; * : p<0.05 ; ** : p<0.01 ; *** : p<0.001	136
Tableau V.5: Composition floristique moyenne des parcelles pâturées.....	137
Tableau V.6 : Résultats de l'analyse de co-inertie. Inertie 1 et 2 : inerties maximales obtenues par les analyses séparées que l'on peut projeter sur les axes. Variations 1 et 2 : inerties que l'on projette sur les axes de co-inertie. Corrélation : relation entre les systèmes de coordonnées pour les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie	146

Tableau VI.1.2 : Nombre de familles et de taxa des principaux groupes faunistiques sur les quatre sites d'étude retenus	165
Tableau VI.2.1 : Résultats des ANOVA et test <i>a posteriori</i> (test de Tukey) réalisées sur les abondances, richesses taxonomiques des principaux groupes faunistiques et de l'indice de diversité des quatre groupes de stations	183
Tableau VII.2.2 : Classification des taxons selon l'occurrence et l'abondance relative entre les quatre groupes de stations	193
Tableau VII.1.1 : Valeurs moyennes (\pm écartype) des 14 paramètres physico-chimiques sur les 22 traitements de l'étude	212
Tableau VII.2.1 : Résultats des ANOVA sur les données physico-chimiques des 14 paramètres	225
Tableau VII.3.1 : Intensité de la relation entre le tableau de données faunistiques et les variables environnementales. Résultats de l'analyse de co-inertie. Inerties 1 et 2 : ce sont les inerties maximales, obtenues pour les analyses séparées que l'on peut projeter sur les axes. Variances 1 et 2 : ce sont les inerties que l'on projette sur les axes de co-inertie. Corrélation : corrélation entre les systèmes de coordonnées pour les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie	236
Tableau VIII.1 : Liste des taxons indicateurs des groupes de sites séparés par l'analyse hiérarchique du chapitre VI avec la valeur indicatrice attribuée par la méthode IndVal. Le taxons présentant une valeur indicatrice maximale pour le niveau hiérarchique considéré apparaissent en gras	249
Tableau VIII.2 : Liste des taxons indicateurs des groupes de sites des derniers niveaux de la typologie. (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C10, C11, C12, C13 : Champs ; P1 : Prairie ; F1, F2, F3, F4 et F5 : Forêts)	250
Tableau VIII.3 : Classes de qualité du sol définies à partir de l'indice IBQS	250
Tableau VIII.4 : Liste des notes de qualité associées aux valeurs obtenues avec l'IBQS	251
Tableau VIII.5 : Liste des valeurs obtenues avec l'indice IBQS et leur note de qualité associée	253
Tableau VIII.7 : Taxons indicateurs de conditions écologiques particulières au sein de chaque groupe de qualité	256
Tableau VIII.8 : Note de qualité obtenue pour chaque site après l'application de l'IBQS au niveau espèce et au niveau famille	259
Tableau VIII.5 : Liste des familles avec la valeur indicatrice attribuée par la méthode IndVal. La famille présentant une valeur indicatrice maximale pour le niveau hiérarchique considéré apparaît en gras	259
Tableau VIII.6 : Corrélations entre l'IBQS et les paramètres physico-chimiques	260
Tableau VIII.7 : Classement des sites en fonction de la note donné par l'IBQS	262

RESUME

Le sol est une ressource essentielle pour les sociétés humaines et les écosystèmes. La durabilité de la vie sur terre dépend de sa qualité. Soumis à des pressions de plus en plus importantes et n'étant pas une ressource renouvelable, il est nécessaire d'assurer sa protection pour le développement durable des sociétés. Ce travail propose un bioindicateur synthétique de la qualité du sol basé sur la composition spécifique et l'abondance des peuplements des 15 ordres de macro-invertébrés qui peuplent le sol. La première partie de ce travail montre la grande sensibilité des macro-invertébrés du sol aux divers paramètres du sol et à leurs changements qui en font d'excellents indicateurs de qualité. L'analyse des peuplements des sols de quatre régions de France a permis d'isoler des groupes de réponse composés par un ensemble de macro-invertébrés répondant de la même façon à un type de perturbation. Le deuxième objectif portait sur l'élaboration d'un indice synthétique de la qualité du sol. L'Indice Biotique de la Qualité du Sol (IBQS) basé sur la méthode IndVal utilise 38 taxons pour octroyer une note de qualité comprise entre 1-20 (1-4 : mauvaise ; 5-8 : moyenne ; 9-12 : bonne ; 13-17 : très bonne et de 18-20 : optimale). Une étude sur le niveau taxonomique le plus pertinent pour l'utilisation de l'indice a montré que le niveau famille a un potentiel intéressant pour être utilisé dans la bioindication.

Mots clés : qualité du sol, pratiques de gestion, macro-invertébrés, indice synthétique, groupes de réponse, bioindication, niveaux taxonomiques.

ABSTRACT

Soil is a critical resource for human life and ecosystems. The earth life sustainability depends on its quality. Subjected to more and more important pressures and being a non-renewable resource, soil protection is essential to the sustainable development of mankind. This study proposes a synthetic bioindicator of soil quality based on specific composition and population abundance of the 15 orders of soil macro-invertebrates living in soil. The first part of this work shows the high sensitivity of soil macro-invertebrates to soil physico-chemical properties and to its changes which reveal them as being excellent indicators of soil quality. The analysis of soil macro-invertebrate populations of four regions of France let us to isolate response groups composed by those macro-invertebrates that respond to a perturbation in the same way. Soil macro-invertebrates, very sensitive to soil conditions, appears to be a good tool to the assessment of soil quality. The second aim concerns the development of a synthetic index of soil quality. The Biotic Index of Soil Quality (IBQS) based on IndVal methodology uses 38 taxa to give a quality score comprised between 1-20 (1-4: bad quality; 5-8: medium; 9-13: good quality; 14-17: very good quality and 18-20: optimal quality). A study about the better taxonomical level to be used for the index application showed that the family level has an interesting potential to be used in bioindication.

Keywords: soil quality, management practices, macro-invertebrates, synthetic index, response groups, bioindication, taxonomical levels.

INTRODUCTION GENERALE

Soil animals exist.

I like soil animals.

They respire too little.

Ergo, they must CONTROL something!

O. Andr n, 1987

1. CONTEXTE GENERAL

Le maintien de la qualité du sol est un élément essentiel de toute stratégie de gestion durable des écosystèmes. Le sol rend un ensemble de services écosystémiques (production de fibre et énergie, stockage et épuration de l'eau, séquestration de carbone, recyclage de nutriments et traitement des déchets ainsi que conservation d'une biodiversité aussi riche que méconnue) qui sont de plus en plus menacés par des pratiques agricoles non durables, les pollutions d'origine anthropique et les changements globaux (Robert et Cheverry, 1996 ; Cook, 1996 ; Daily *et al.*, 1997 ; SCOPE, à paraître). Il s'agit, en outre, d'une ressource non renouvelable à des échelles de temps comprises entre 50 et 100 ans.

La diminution progressive de la biodiversité et l'appauvrissement des terres agricoles sont une préoccupation mondiale alors que 76% des terres cultivées dans le monde souffrent d'une dégradation qui peut aller de légère à très sévère (FAO/TERRASTAT, 2002). En Europe 17% des terres sont affectées par l'érosion (EEA, 2003). Ces faits alarment aussi bien la population que les instances législatives et les décideurs publics et privés qui se tournent vers le monde scientifique à la recherche d'outils permettant de prévoir les implications écologiques de leurs actions et d'assister aussi leurs prises de décisions.

Des systèmes d'observation ont été déjà mis en place pour tenter d'enrayer cette dégradation par des politiques environnementales adaptées (Martin *et al.*, 1999 ; King *et al.*, 1999). D'autres politiques, de plus en plus précises et globales suivront et seront mises en œuvre à différentes échelles, locale, nationale et européenne.

Un rapport récent de la Commission Européenne (COM 2002, 179 final : « Vers une stratégie thématique pour la protection des sols ») reconnaît le rôle vital joué par les sols à travers les fonctions qu'ils remplissent du fait notamment de la richesse de leur biodiversité et identifie pour la première fois le sol au même plan que l'eau et l'air parmi les milieux à protéger.

Ce rapport souligne la nécessité de disposer à long terme de données et d'indicateurs précis, compatibles et comparables, permettant de déceler les changements et les tendances affectant les menaces qui pèsent sur les sols et sur lesquels les politiques futures pourraient s'appuyer a été souligné.

L'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) a également signalé dans son dernier rapport sur l'évaluation de l'environnement en Europe le besoin de créer une politique sur le sol au niveau Européen et global afin de développer une législation et des systèmes

d'évaluation et de gestion des ressources du sol (EEA, 2003). Dans les années à venir, le principal défi pour les politiciens en Europe et dans le monde sera certainement l'utilisation durable des sol et leur gestion. Dans ce cadre, l'EEA a reconnu l'importance du développement d'indicateurs qui éclairent la signification des changements environnementaux et qui mesurent le progrès vers la durabilité des systèmes. Le cadre d'évaluation de l'application des politiques peut être résumé comme suit :

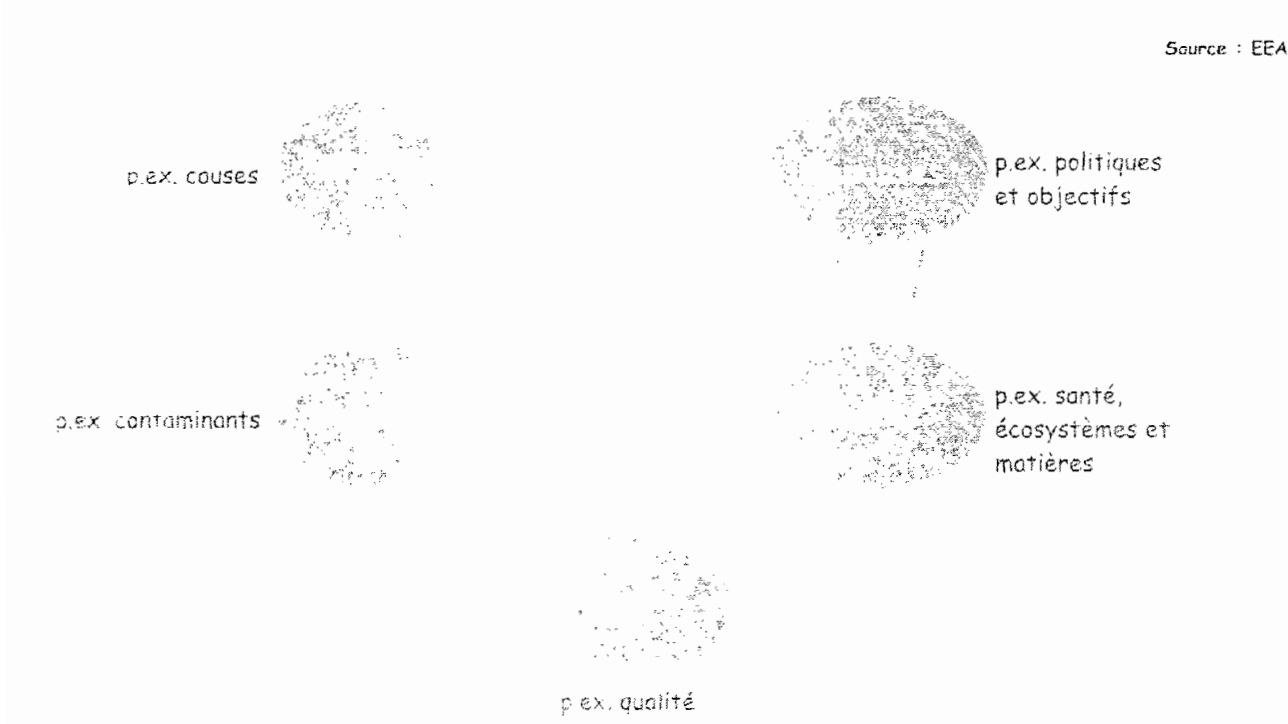


Figure 1: Schéma du cadre d'évaluation de l'application des politiques

L'évaluation de la qualité des sols demande des outils précis et fiables qui, pour l'essentiel, n'existent pas encore, des indicateurs non spécifiques qui reflètent les principales conditions de vie existantes dans ce milieu et qui définissent son fonctionnement: son état physique (porosité, agrégation et leurs conséquences sur les propriétés hydrauliques), chimique (l'état des réserves organiques dans le sol et leur disponibilité, l'acidité et la toxicité par des métaux lourds par exemple) et biologique (activité microbienne, activité des organismes du sol) (Parr et Papendick, 1992). De nombreuses définitions de la qualité du sol mettent l'accent sur la capacité de celui-ci à réaliser un ensemble de fonctions en relation avec ces propriétés (Larson et Pierce, 1991 ; Warkentin, 1995 ; Karlen et al, 1997)

Doran *et al.* (1996) définissent ainsi la qualité du sol comme la capacité à fonctionner efficacement, au moment présent et dans le futur, à l'intérieur de frontières naturelles ou

gérées, pour maintenir la productivité biologique, promouvoir la qualité de l'air et de l'eau ainsi que la santé des animaux et des plantes .

Les fonctions essentielles réalisées par le sol sont régulées par des processus tels que la fragmentation et transformation des substrats organiques, la minéralisation de l'azote, la bioturbation, la formation d'agrégats, etc..., lesquels dépendent principalement de l'activité de la microflore, des racines et de la faune du sol (Brussaard *et al.*, 1997 ; Lavelle, 1997).

Les indicateurs proposés dans la littérature constituent une très longue liste plus ou moins hétéroclite et utilisable et décrivent des propriétés physiques, chimiques ou biologiques du sol.

En ce qui concerne les indicateurs physiques de la qualité du sol, les paramètres les plus souvent proposés sont par exemple la stabilité des agrégats, l'infiltration, la densité apparente, la profondeur maximale d'enracinement, la texture du sol et sa structure ainsi que la capacité de rétention d'eau (Karlen et Scott, 1994 ; Smith *et al.*, 1994).

Parmi les indicateurs chimiques, les plus utilisés sont la capacité d'échange cationique, la teneur en matière organique, le pH, la salinité, la conductivité électrique et la teneur en éléments toxiques spécifiques de certains sites comme les métaux lourds, certaines molécules organiques, les nitrates ou la radioactivité (Doran et Parkin, 1994). Les indicateurs les plus fréquemment proposés sont les activités enzymatiques (Dick, 1994), la biomasse microbienne, la respiration du sol ainsi que l'azote potentiellement minéralisable.

La mesure de ces paramètres, bien que très pertinente et nécessaire, pose certains problèmes dans l'évaluation rapide de la qualité du sol et sa gestion. Les mesures instantanées n'ont souvent qu'une signification limitée dans le temps et dans l'espace et peinent à indiquer des changements à long terme ou des pollutions ponctuelles.

Les mesures physico-chimiques sont souvent difficiles à relier à un effet biologique. Elles peuvent aussi être longues à réaliser et trop chères pour pouvoir être répétées dans le temps et dans l'espace. Parfois, la concentration de la substance où l'intensité de l'effet à mesurer sont si basses que les évaluations physiques ou chimiques sont très complexes et peinent à la détecter efficacement. Enfin, dans beaucoup de cas, la combinaison de plusieurs effets est plus importante que l'effet de chaque facteur pris séparément.

Il est donc nécessaire de disposer d'un indicateur global qui puisse détecter des anomalies dans l'ensemble des propriétés du sol, avec une seule mesure. La macrofaune du sol en contact permanent avec le sol qu'elle habite et dont elle se nourrit représente un groupe d'organismes très diversifié qui permettrait une telle détection.

Beaucoup de travaux ont été dédiés à l'étude des peuplements d'invertébrés du sol comme indicateurs de sa qualité (Beylich, *et al.*, 1995; Bouché, 1996; Linden, *et al.*, 1994; Lawton *et al.*, 1998; Morgan et Morgan, 1988; Paoletti, 1999 ; Nahmani et Lavelle, 2002 ; Nahmani et Rossi, 2003 ; Nahmani, 2003 ; Dai *et al.*, 2004).

Les macro-invertébrés du sol présentent, en effet, un potentiel intéressant en tant que bioindicateurs car ces organismes vivant en contact permanent avec le substrat, sa matière organique et la solution qui remplit sa porosité, donnent une évaluation fiable et pertinente des risques écologiques car ils intègrent l'ensemble des conditions physiques et chimiques du sol et la biodisponibilité des polluants au long du temps (Garrigues, 1994 ; Lavelle et Spain, 2001).

Ils comprennent entre 15 et 20 grandes d'unités taxonomiques (ordres) qui présentent des réponses très variées aux conditions de vie dans le sol et aux différents types de perturbations du fait de la diversité des modes de respiration (cutanée ou aérienne), des habitats (litière, galeries ou porosité du sol) et des régimes alimentaires (carnivores, phytophages, xylophages, géophages). Ils sont relativement faciles à récolter puisqu'ils sont visibles à l'œil nu et une méthodologie de terrain standardisée est déjà largement utilisée (Anderson et Ingram, 1993). Ils sont, en outre, facilement identifiables à des niveaux taxonomiques intermédiaires de détermination : ordres, familles, ... et le nombre d'espèces que l'on peut trouver dans un site donné est limité à environ 200 espèces réparties entre 50 à 70 familles.

Ces mêmes organismes influencent significativement le fonctionnement des sols par leurs actions biologiques (stimulation sélective de la microflore), mécaniques (bioturbation, construction de galeries et production d'agrégats organominéraux par les organismes ingénieurs (principalement les vers de terre, les termites et les fourmis) et chimiques (humification, minéralisation en interaction avec les microorganismes) (Lee et Foster, 1991 ; Brown, 1995 ; Lavelle *et al.*, 1997 ; Lavelle *et al.*, 2004).

Ils régulent ainsi les processus du sol par ces trois actions qui contribuent à la formation continue du sol et à sa protection contre l'érosion. L'état du milieu et l'effet des perturbations anthropiques et naturelles sera donc ressenti à divers degrés d'intensité par ces organismes.

Il est possible d'identifier des 'groupes d'organismes' qui répondent de façon homogène à une modification des facteurs du milieu. C'est ce que l'on a appelé des 'groupes de réponse' (sensu Lavorel *et al.*, 1997). Ces groupes de réponse représentent des bioindicateurs efficaces de l'état de santé du sol. Les mécanismes par lesquels ces

groupements d'espèces répondent de la même façon à un facteur de l'environnement peuvent être reliés aux fonctions que ces organismes réalisent dans le sol ce qui fait d'eux des outils de prédiction du fonctionnement du sol.

Une synthèse récente montre que chaque groupe de macro-invertébrés du sol considéré de façon individuelle est très sensible aux modifications de l'environnement (Paoletti, 1999) (Tableau 1). Les larves de Diptères sont sensibles aux pratiques agricoles (labour, application de pesticides, activités de drainage, etc...) et aux métaux lourds (Frouz, 1999).

Les coléoptères de la famille Carabidae sont aussi très sensibles aux différents modes de gestion du sol (Kromp, 1999). L'utilisation de produits chimiques en agriculture et les pratiques culturales sont très bien reflétées par les communautés d'araignées (Marc, Canard et Ysnel, 1999). Les coléoptères de la famille Staphylinidae peuvent être utilisés comme bioindicateurs de la durée d'une perturbation d'origine anthropique dans les paysages semi-naturels et cultivés (Bohac, 1999). Les vers de terre, très sensibles aux conditions hydriques présentent en outre d'excellentes caractéristiques pour l'évaluation de la durabilité de différents types de pratiques agricoles, de pollutions et de la structure d'un paysage et de sa transformation (Paoletti, 1999). Finalement, les isopodes sont vulnérables à l'application de pesticides et aux régimes de culture conventionnelle et organique (Paoletti et Hassall, 1999).

Groupe de macro-invertébré	Indication	Références bibliographiques
Vers de terre	Pollution du sol (pesticides et métaux lourds) Compaction Teneur en matière organique du sol Conditions hydriques du sol	Edwards et Bohlen, 1992 ; Morgan et Morgan, 1992 ; Buckerfield <i>et al.</i> , 1997 ; Clapperton <i>et al.</i> , 1997 ; Paoletti, 1999 ; Nahmani <i>et al.</i> , 2003
Araignées	Qualité biologique d'un habitat (ressources trophiques) Pollution du sol par des métaux lourds Evolution et stabilité de différents biotopes	Wise, 1993 ; Larsen <i>et al.</i> , 1994 ; Maelfait, 1996 ; Marc <i>et al.</i> , 1999
Araignées des Familles Hahniidae, Liocranidae, Anapidae, Cyatholipidae, Micropholcommatidae, Mysmenidae, Oonopidae, Theridiidae.	Humidité du sol	Harris <i>et al.</i> , 2003
Larves de Diptère	Changements dans le régime hydrique du sol Degré de perturbation mécanique du sol Modifications de la quantité de matière organique du sol Métaux lourds, acidification (effet indirect) Modification des éléments du paysage	Chotko, 1978 ; Bolger et Curry, 1980 ; Kajak <i>et al.</i> , 1985 ; Hartmann <i>et al.</i> , 1989 ; D'Arcy-Burt et Blackshaw, 1991 ; Delettre <i>et al.</i> , 1992 ; Delettre et Lagerlöf, 1992 ; Weber, 1992, 1993 ; Nielsen <i>et al.</i> , 1994 ; Frouz, 1999
Isopodes	Pollution par métaux lourds Présence de pesticides dans le sol Simplification de la structure des habitats Perturbation mécanique du sol limitée (structure du sol)	Eijsackers, 1981 ; Hopkin <i>et al.</i> , 1986, 1989 ; Paoletti <i>et al.</i> , 1988 ; Stinner et House, 1990 ; Dallinger <i>et al.</i> , 1992 ; Farkas <i>et al.</i> , 1996 ; Hassal, 1996
Coléoptères (Carabidae)	Fertilisants et pesticides Perturbation de la structure du sol	Purvis et Curry, 1984 ; Kokta, 1989 ; Baguette et Hance, 1997
Coléoptères (Staphylinidae)	Intensité du labour Fertilisants NPK Pesticides Structure du paysage cultural Pollution par métaux lourds	Topp, 1978 ; Konig et Pawlitzki, 1981 ; Konig, 1983 ; Bohac et Pokarzhevski, 1987 ; Bohac <i>et al.</i> , 1989 ; Bohac, 1991 ; Bohac <i>et al.</i> , 1995

Groupe de macro-invertébré	Indication	Références bibliographiques
Hétéroptères	Présence de pesticides	Collyer et Kirby, 1959 ; Nordlander, 1977 ; Partenotte <i>et al.</i> , 1986 ; Fauvel, 1999
Fourmis	Systèmes de culture plus durables	Wang <i>et al.</i> , 1996a ; Lobry de Bruyn, 1999
Diploodes	Humidité de l'habitat Productivité (biomasse) végétale Biodisponibilité de P ₂ O ₅	Demange, 1981 ; Hu, 1999

Tableau 1 : Groupes de macro-invertébrés du sol ayant un pouvoir bioindicateur.

Ces travaux montrent que chaque groupe a, séparément un pouvoir indicateur. Cependant les approches basées sur un seul groupe taxonomique restent difficiles par la lourdeur des méthodes employées et font appel à un savoir de spécialiste. De plus, le pouvoir indicateur de ces groupes est principalement apprécié par la reconnaissance d'espèces indicatrices, dont la valeur est forcément limitée à leur aire de répartition et varie avec le type de perturbation que l'on cherche à mettre en évidence.

En outre, à l'exception de l'indice de maturité des Nématodes (Bongers, 1990) il n'existe actuellement aucun indice mesurable qui transforme l'information transmise par l'analyse de divers peuplements d'invertébrés en une évaluation précise et détaillée de la qualité du sol.

Pour profiter de l'ensemble des pouvoirs indicateurs de ces groupes nous préconisons dans ce travail la substitution aux approches centrées sur un seul groupe une analyse de l'ensemble des populations de macro-invertébrés du sol et la conception d'indices quantitatifs faciles à mettre en œuvre et mesurables par un grand nombre d'acteurs.

Dans ce contexte, nous avons envisagé une approche basée sur deux points fondamentaux :

- a) l'utilisation d'une méthode d'extraction de la faune du sol simple et applicable par un grand nombre d'utilisateurs (méthode TSBF modifiée, en cours d'homologation à l'ISO)
- b) l'identification des niveaux taxonomiques significatifs les plus pertinents à la bioindication. Plus ces niveaux taxonomiques sont larges (familles, ordres, groupes fonctionnels) plus la détermination de ces groupes est facilitée.

Le problème du choix du niveau taxonomique est essentiel quand il s'agit de proposer un outil facile à utiliser capable de réaliser une évaluation rapide de l'état du sol. De nombreux scientifiques sont d'accord pour dire que l'idéal consiste à identifier les individus au niveau de l'espèce car leur spécificité vis à vis du milieu est plus précise. Cependant la détermination des espèces pose un sérieux problème aux utilisateurs dû aux contraintes de temps et d'expertise nécessaire. En milieu aquatique, l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN, NF T 90-350) utilise principalement la famille pour juger la qualité du milieu à partir du dénombrement des macro-invertébrés.

2. CHOIX DES SITES D'ETUDE

La France avec une superficie de 544.435 km² et plus de 58 millions d'habitants est un pays fondamentalement agricole (70% des terres sont occupées par les cultures, Lacaze et Nirascou, 2000).

Elle occupe entre l'Atlantique et la Méditerranée un isthme étroit où se juxtaposent les grands ensembles structuraux de l'Europe. Il en résulte une grande variété des paysages. Pays d'altitude moyenne, où les plaines et les plateaux couvrent les 2/3 du territoire, elle présente pourtant des barrières montagneuses élevées au sud et à l'est.

A la fois exposée aux influences océanique, atlantique et méditerranéenne, le climat de la France est riche en nuances. Le territoire français peut être divisé en 4 régions biogéographiques:

- la région **atlantique** caractéristique de la Bretagne et la Normandie s'étend d'une façon générale et sous des formes légèrement modifiées à tout l'ouest de la France. Les contrastes thermiques y sont peu accusés ; les hivers sont doux et les étés frais et la pluie abondante est répartie sur un grand nombre de jours.
- le climat à tendance **continentale** prédomine sur l'ensemble des régions de l'est. Les hivers sont relativement froids, les étés sont chauds et orageux.
- le climat **méditerranéen** correspond aux plaines du bas Languedoc, à la Provence, au bas Rhône et à la Corse. Il se caractérise par des étés secs et chauds et des hivers doux ; les pluies abondantes tombent sous forme d'averses surtout en automne et au printemps.
- le climat **alpin** correspond à la zone des Alpes caractérisée par des hivers rigoureux avec une augmentation des précipitations dont une partie de plus en plus importante à mesure que l'on monte en altitude, tombe sous forme de neige.

Du point de vue pédologique, la France est dominé par les sols bruns et bruns calcaires qui représentent 48,5% du total de la surface du territoire français (Figure 1). Ces sols sont répartis de manière homogène sur l'ensemble des régions à l'exception Nord (Nord-Pas-de-Calais, Picardie, Haute Normandie et Région Ile-de-France) et de la région Centre où les sols lessivés sont dominants. Ce type de sol représente 14,5% du total et occupe la deuxième place dans la liste des sols dominants (King *et al.*, 1997).

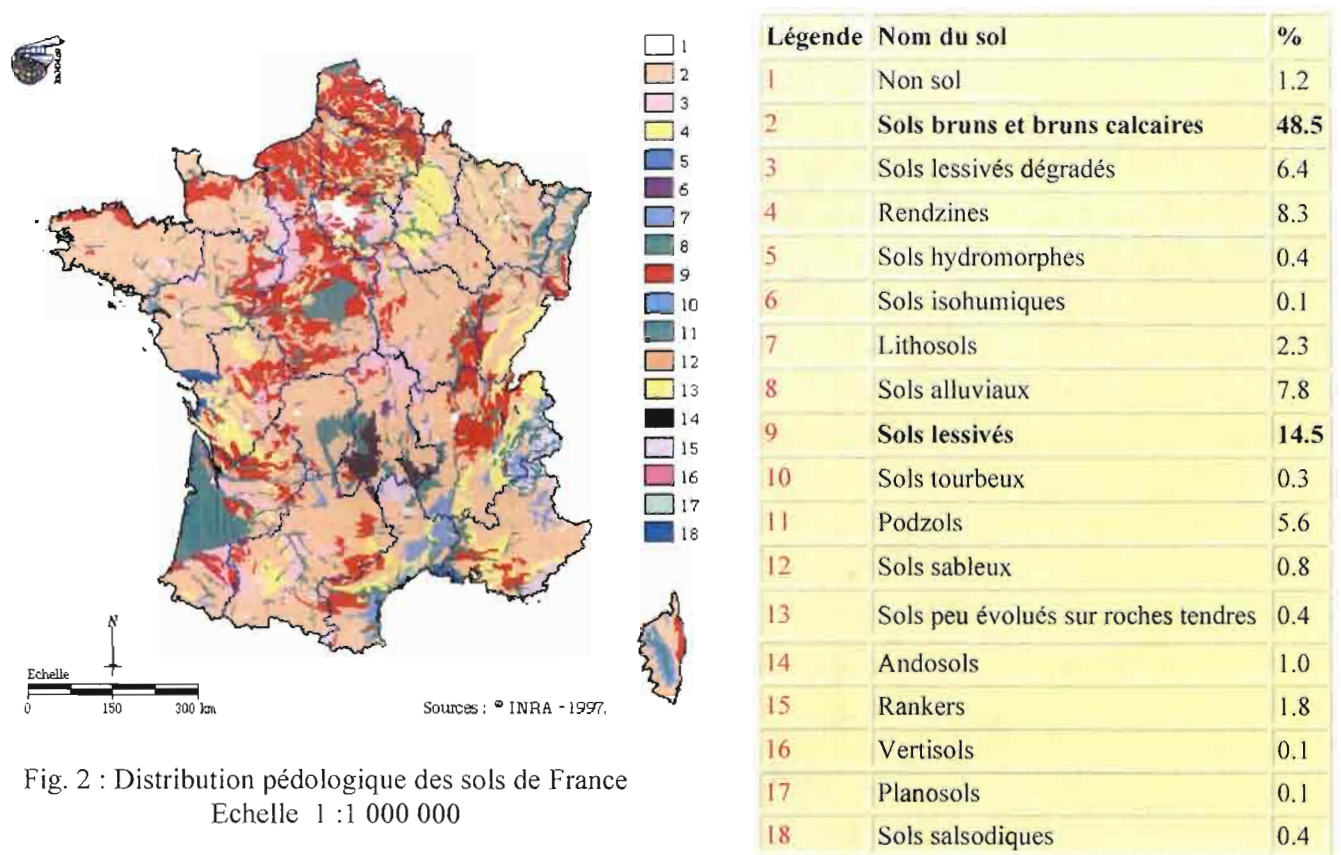


Fig. 2 : Distribution pédologique des sols de France
Echelle 1 : 1 000 000

L'occupation du sol est dominée par l'agriculture, prairies et systèmes culturaux complexes (200.482 km²) principalement en Bretagne, Normandie et dans le Massif Central, terres de grande culture (141.804 km²) entre ces deux ensembles de façon presque continue du Nord au Sud-Ouest (Lacaze et Nirascou, 2000).

La forêt qui occupe un cinquième de la France (139.277 km²), se fait rare dans le Nord et l'Ouest. Les milieux « naturels » non forestiers sont très divers : pelouses et pâturages naturels, landes et broussailles, végétation sclérophylle, ne sont prépondérants que dans le Sud et le Sud-Est de la France.

Dans ce contexte climatique et pédologique notre étude de la communauté des macro-invertébrés édaphiques se situe. Dans un souci de robustesse et de représentativité et dans l'impossibilité de réaliser un travail plus étendu dans le cadre d'une thèse, nous avons sélectionné cinq régions d'étude. Le choix des sites a été fait empiriquement afin de concilier plusieurs objectifs :

- 1° Couvrir le plus possible le territoire français.
- 2° Echantillonner des parcelles représentatives des principaux biotopes (prairies, forêts et champs cultivés) et des diverses modalités de leur utilisation (travail du sol vs semis direct,

épandage de compost organique de différente origine, pression de pâturage et intensification dans l'exploitation du sol).

3° Identifier des milieux « naturels » dans chaque localité comme milieux de référence non perturbés donnant une image du peuplement « optimal ».

L'ensemble de sites étudiés représente un vaste éventail de types de sol et de climats et une gamme très variée de perturbations (Figure 2 et Tableau 2).

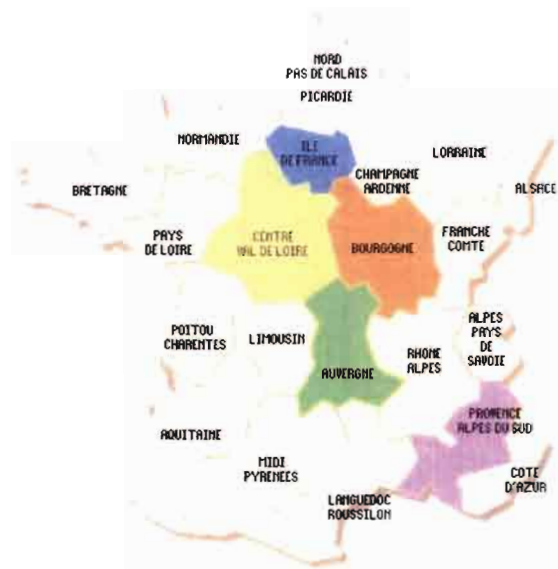


Figure 3 : Carte de la France, régions échantillonnées (en couleur)

REGION	CLIMAT	MILIEU	TYPE DE SOL	VEGETATION	TYPE DE GESTION
Ile de France	Océanique/Continental	Forêt feuillus	Sol brun lessivé	Hêtraie	Aucune
Ile de France	Océanique/Continental	Champ	Sol brun lessivé	Maïs/blé	Culture conventionnelle
Ile de France	Océanique/Continental	Champ	Sol brun lessivé	Maïs/blé	Apport de compost (4 types différents)
Ile de France	Océanique/Continental	Champ	Sol brun lessivé	Maïs/blé	Compost+N minéral
Bourgogne	Océanique	Forêt feuillus	Sol granitique	Hêtraie/chênaie	Aucune
Bourgogne	Océanique	Forêt résineux	Sol granitique	Sapin épicéa/pectine	Forêt plantée (production de bois)
Bourgogne	Océanique	Prairies	Sol granitique	Herbacées	Fauche
Bourgogne	Océanique	Champ	Sol granitique	Tritical	Culture conventionnelle
Centre	Océanique dégradé	Forêt feuillus	Sol limoneux	Hêtraie/chênaie	Aucune
Centre	Océanique dégradé	Prairie	Sol limoneux	Herbacées	Pâturage
Centre	Océanique dégradé	Champ	Sol limoneux	Maïs/blé	Culture conventionnelle
Centre	Océanique dégradé	Champ	Sol limoneux	Maïs/blé	Semis direct
Auvergne	Continental	Prairie	Sol brun sableux	Herbacées	Pâturage intensif
Auvergne	Continental	Prairie	Sol brun sableux	Herbacées	Pâturage extensif
Auvergne	Continental	Forêt	Sol brun sableux	Hêtraie	Aucune
PACA	Méditerranéen	Garrigue	Redzine calcaire	Chêne kermès	Aucune
PACA	Méditerranéen	Culture	Redzine calcaire	Semis d'orge	Apport de compost+ Pâturage
PACA	Méditerranéen	Culture	Redzine calcaire	Semis d'orge	Pâturage

Tableau 2 : Principales caractéristiques des sites d'étude présentés dans ce travail.

3. PLAN DE RECHERCHE

Les travaux réalisés pendant les dernières années au Laboratoire d'Ecologie des Sols Tropicaux où cette thèse s'est déroulée ont permis d'analyser en détail les relations existant entre les macro-invertébrés du sol et leur environnement. Les méthodes d'analyses multivariées ont permis de montrer la covariation des structures des peuplement avec les propriétés du milieu où ils se trouvaient (Lavelle et Pashanasi, 1989 ; Brown *et al.*, 1995 ; Loranger *et al.*, 1998 ; Barros *et al.*, 2001 ; Nahmani et Lavelle, 2002).

Les résultats de ces travaux ainsi que les informations obtenues grâce à la recherche bibliographique nous permettent d'affirmer que la macrofaune du sol se compose localement de quelques dizaines d'espèces qui ont la capacité d'exprimer la qualité du sol et ses changements par leur densité, diversité, composition et activité. Les Coléoptères, par exemple, sont plus sensibles que les vers de terre à la présence d'une litière de feuilles ; tandis que certains genres ou familles s'avèrent très polluo-sensibles alors que d'autres sont clairement polluo-résistants (Nahmani, 2002).

Nous postulons que l'analyse multivariée des peuplements échantillonnés dans une vaste gamme de sols représentant un important nombre de situations possibles de qualité permettra d'extraire les grands facteurs de leurs variations et de les corrélés à des critères objectifs de la qualité du sol et à des perturbations d'origine anthropique. L'analyse factorielle de 49 peuplements échantillonnés dans la région de Mortagne du Nord a ainsi permis d'extraire un axe représentant l'effet des cultures conventionnelles et un autre axe assimilable à la pollution métallique (Nahmani, 2002).

Une méthodologie en deux étapes a été mise au point (Nahmani et Rossi, 2003 ; Lavelle *et al.*, sous presse).

Dans un premier temps les données sont traitées en employant les analyses multivariées (ACP, AFC, analyses de Co-inertie, etc...) qui nous permettent d'extraire les principaux facteurs de l'environnement responsables de la distribution des taxons, les séparer en groupes de réponse suivant leur sensibilité aux perturbations étudiées et de mettre en évidence la relation existante entre les variables de faune et les paramètres physico-chimiques du sol. Les tests de permutation associés à ces analyses permettent de connaître le degré de signification statistique des groupements de sites obtenus avec ces analyses.

L'ordination des sites dans le plan factoriel défini par les axes de l'analyse multivariée permet de réaliser une classification hiérarchique de ces sites.

La deuxième étape consiste à identifier des espèces indicatrices au sein des groupes de sites extraits à l'étape précédente. La méthode IndVal (Dufrêne & Légendre, 1997) qui combine l'abondance relative des espèces et la fréquence relative de leur apparition dans les groupes d'échantillons permet d'identifier les taxons caractéristiques de chaque groupe et de leur donner une valeur indicatrice. La signification statistique des valeurs indicatrices données aux espèces est évaluée en utilisant une procédure de randomisation.

L'ensemble de ces résultats doit permettre la mise au point d'un système de bioindication synthétique qui combine l'ensemble de taxons indicateurs et qui permettra de caractériser la qualité d'un sol et de mettre en évidence des anomalies ou des variations de l'un de ses paramètres. C'est ainsi que dans la région du Nord-Pas-de-Calais (Mortagne du Nord), un ensemble de sols soumis à des pratiques de gestion différentes et présentant un certain degré de pollution métallique ont pu être séparés par l'analyse hiérarchique en six groupes de caractéristiques similaires en fonction de ces deux facteurs (Nahmani et Rossi, 2003). L'application de la méthode IndVal a montré que suivant le degré de pollution métallique, certaines espèces jouent le rôle d'indicateurs. Par exemple deux espèces de diplopodes de la famille Polydesmidae (*Polydesmus complanatus* et *Polydesmus denticulatus*) et une espèce d'escargot furent identifiées comme indicateurs des peupleraies polluées tandis que les peupleraies non polluées étaient caractérisées par une espèce de limace, une autre espèce d'escargot, le ver de terre *Lumbricus castaneus* et une espèce d'isopode (*Philoscia muscorum*) ; de la même façon l'IndVal a identifié des espèces d'invertébrés indicateurs des conditions de vie dans les prairies et les forêts.

Dans ce cadre d'étude nous avons cherché à déterminer quelles sont les modifications qui se produisent dans la diversité, la composition et l'abondance des peuplements de macro-invertébrés du sol face aux différents problèmes de qualité du sol présents dans nos sites d'étude. Nous avons ainsi cherché à mettre en évidence les principaux groupes de réponse de macro-invertébrés du sol caractéristiques de chaque perturbation étudiée.

D'une manière pragmatique il était important de répondre à la question suivante : Quel est le niveau taxonomique le plus pertinent pour la mise au point d'un système de bioindication de l'état du sol?

Nous avons cherché à établir un protocole de traitement statistique des données permettant d'extraire et identifier les principaux facteurs de variation, aux échelles locale, régionale et nationale et d'identifier les groupes de réponse et les espèces indicatrices sensibles aux types de perturbations identifiés par ces facteurs ainsi que leur degré de signification par rapport à ces facteurs.

Finalement, nous avons cherché à construire un système de bioindication synthétique de la qualité du sol basé sur le poids assigné à chaque espèce en relation avec sa position sur les axes factoriels ainsi que sa distance à la structure définie par la distribution des sites.

4. PLAN DE LA THESE

La première partie de ce travail présente sous forme d'articles le contexte de chaque site d'étude et les résultats obtenus. Elle décrit les paramètres physico-chimiques des sols et les variations de l'abondance et de la diversité des peuplements de macro-invertébrés entre parcelles soumises à des perturbations anthropiques de différentes origines. Ces diverses études permettent d'apprécier à quel point les macro-invertébrés du sol sont de bons indicateurs des conditions de vie existant dans le sol. Deux des cinq articles qui constituent cette première partie ont été soumis à des revues internationales, en anglais.

La deuxième partie décrit la démarche et la méthodologie employées pour la mise au point d'un système de bioindication et propose une méthode pratique pour l'évaluation de la qualité du sol. Cette même deuxième partie suggère qu'une liste réduite de macro-invertébrés édaphiques permet de synthétiser l'état du sol donnant une information précise sur les caractéristiques de plusieurs de ses paramètres physiques et chimiques.

La section « Discussion générale » synthétise et discute l'ensemble des résultats précédents. Elle décrit également l'ensemble de perspectives scientifiques de ce travail.

PRESENTATION DES MACROINVERTEBRES DU SOL

Définition

La macrofaune du sol est définie comme l'ensemble de groupes d'invertébrés dont plus de 90% des individus sont visibles à l'œil nu (IBOY report, 2000). Elle comprend un grand nombre de taxa qui réalisent un ensemble de fonctions assurant le maintien des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol. Ils associent des « transformateurs de litière » et des « ingénieurs de l'écosystème » (Lavelle, 1997).

Le groupe des « transformateurs de litière » est composé par les arthropodes de taille relativement grande et les vers de terre épigés. Les animaux vivent dans la litière superficielle et s'en nourrissent en accumulant des boulettes fécales qu'ils réingèrent après qu'elles aient servi d'incubateurs transitoires pour la microflore.

Les « ingénieurs de l'écosystème » vivent dans le sol et ingèrent un mélange de terre et de litière ou de terre seule plus ou moins enrichie en matière organique. Ce sont les vers de terre anéciques (qui vivent dans les galeries souterraines et ingèrent la litière en surface) et endogés (à régime géophage) (Bouché, 1977), et les fourmis. Les structures qu'ils produisent, agrégats organominéraux, constructions et galeries peuvent persister parfois bien plus longtemps que l'animal lui-même. Ces invertébrés jouent un rôle irremplaçable de conditionneurs du sol par leurs actions de bioturbation et leurs effets sur les paramètres physiques du sol et la dynamique de la matière organique (Lavelle, 1988 ; Edwards et Bohlen, 1996 ; Lavelle et Spain, 2001).

Composition taxonomique

Bien que la faune de France soit relativement bien connue, l'identification de certains groupes de macro-invertébrés est difficile voire impossible. C'est le cas, par exemple, des insectes immatures. En effet, les larves d'insectes collectés dans le sol (principalement les larves de coléoptères, diptères et lépidoptères qui représentent les ordres les plus importants en termes d'abondance) posent un sérieux problème dû au fait que l'identification des espèces requiert une connaissance spécialisée en taxonomie et anatomie qui n'est pas à la portée des non spécialistes. En outre, seul un petit nombre d'espèces ont été décrites à l'état larvaire.

Les résultats obtenus dans le cadre de travaux sur la biodiversité réalisés dans notre laboratoire (projet Européen BioAssess « Biodiversity Assessment Tools », 2000-2003) ont montré que pour les larves d'insectes l'ordre était un niveau taxonomique suffisant pour être

Les Diptères

Dans le cadre de cette étude le groupe le plus abondant est celui des Larves de Diptères avec 19.8% de la densité totale.

L'ordre des Diptères (Arthropodes : Insectes) est représenté dans les macro-invertébrés du sol par les phases immatures. En France, le peuplement de larves de Diptère qui se trouvent dans la litière est composé de 29 familles (Mollon, 1982). Les habitudes alimentaires sont aussi diverses que celles des Coléoptères mais il y a une prédominance des larves qui se nourrissent à l'intérieur du matériel végétal ou animal mort. Ces larves sont parmi les premiers colonisateurs de la litière fraîchement déposée.

Les larves de diptère aiment en général l'humidité et très peu d'entre elles peuvent survivre à la dessiccation pendant des périodes prolongées.



Larve de diptère sous une feuille de la litière

Les espèces associées avec le sol se trouvent dans des situations d'humidité élevée et généralement dans des sols avec une teneur importante en matière organique qui leur garantit la nourriture et un niveau de rétention en eau élevé.

Il existe aussi quelques familles qui vivent dans des sols moins humides. Ce sont pour la plupart des larves prédatrices qui possèdent des adaptations tégumentaires pour retarder la perte d'eau. D'autres se nourrissent de racines et de champignons, vivent dans le matériel fécal ou dans les nids et galeries d'autres animaux.

Les larves de diptère peuvent occasionnellement être un groupe dominant dans la composition de la faune du sol et provoquer une diminution spectaculaire de la masse de litière (Healey et Russel-Smith, 1971 ; Altmüller, 1979 ; Deleporte, 1987).

Les larves de Diptères présentent de nombreuses caractéristiques qui les désignent comme des bioindicateurs utiles. Elles présentent une grande diversité de taille et de forme, de besoins écologiques et de positions dans la chaîne alimentaire (Brauns, 1954 ; Smith, 1989). Quelques unes d'entre elles jouent un rôle très important dans le fonctionnement biologique du sol intervenant dans la décomposition de la matière organique et la libération de nutriments (Perel *et al.*, 1971 ; Szabó, 1974 ; Pobożny, 1976, 1978 ; Deleporte, 1987). Ces larves sont assez abondantes dans le sol et ont une distribution très vaste.



Exemple de larves de diptères trouvées couramment dans le sol

Elles peuvent être très utiles dans les études d'évaluation des effets directs et indirects des pratiques de gestion dans les sols cultivés (labour, drainage, mulching, etc...) (Chotko, 1978; Bolger and Curry, 1980 ; Kajak *et al.*, 1985; Delettre and Lagerlöf, 1992; Weber, 1992, 1993 ; Nielsen *et al.*, 1994; Frouz and Syrovátka, 1995). Les principaux facteurs qui affectent les peuplements de larves de diptères sont l'humidité et la quantité et qualité de la matière organique.

Ce groupe taxonomique peut être de grande utilité pour l'évaluation des activités d'origine anthropique qui modifient ces facteurs telles que les apports de différents types de matière organique (fertilisants, mulch), les changements dans le régime hydrique et la perturbation mécanique du sol. Les larves de Diptère sont sensibles aussi à la pollution par les métaux lourds (Hunter *et al.*, 1987a,b ; Hopkin, 1989) et à l'acidification (Hartmann *et al.*, 1989) et apparaissent comme des bioindicateurs prometteurs des changements fonctionnels au niveau du paysage (Delettre *et al.*, 1992).

Les Coléoptères

L'ordre des Coléoptères (Arthropodes : Insectes) représente le deuxième groupe le plus abondant (18% de la densité totale) des macro-invertébrés récoltés dans cette étude. De ce 18%, 10.5% de l'abondance totale correspond aux Coléoptères adultes et 7.5% aux larves.

Parmi les Insectes, les Coléoptères forment l'un des groupes les plus riches en espèces (avec 3 à 5 millions d'espèces dans le monde dont 10.000 en France).

Les Coléoptères sont composés d'un nombre important de familles, genres et espèces et se trouvent répartis dans pratiquement tous les habitats aussi bien aquatiques que terrestres. Les champs et prairies offrent une faune abondante et variée. De nombreux coléoptères vivent sur les plantes dévorant les feuilles, minant les tiges ou aspirent le suc des fleurs. Beaucoup s'enterrent superficiellement pendant le jour au pied des végétaux, ne sortant de leur retraite qu'à la tombée de la nuit.

Dans les champs labourés, les grosse mottes de terre déversées par la charrue abritent souvent de nombreux Coléoptères, presque tous des Carabiques. Les bois et les forêts comptent de nombreuses espèces vivant sur les fleurs, les feuilles,



Coléoptère Scarabeidae
poussant une boule
d'excréments



Coléoptère Carabidae

les branches, sous les écorces, sur les troncs ou dans le bois même des arbres sains, malades ou morts.

Cette diversité d'habitats est un reflet de la diversité de régimes alimentaires qu'ils présentent (carnivores, phytophages, coprophages, nécrophages).

Les Coléoptères adultes et les larves représentent une proportion importante des communautés des animaux du sol venant en général en troisième position dans les milieux tempérés après les vers de terre et les fourmis. Ils présentent une importante diversité taxonomique et une large gamme de tailles et de fonctions écologiques dans le sol et dans la litière. La plupart vivent dans la litière avec un régime alimentaire saprophyte, phytophage ou bien en étant prédateurs.

Parmi les nombreuses familles de Coléoptères deux peuvent avoir une importance locale considérable : les larves de Scarabeinae qui jouent un rôle crucial dans l'enfouissement des bouses de vache dans les prairies pâturées (Bal, 1982 ; Brussaard et Hijdra, 1986 ; Lumaret et Kirk, 1987) et les larves de Melolonthinae qui peuvent être occasionnellement abondantes dans les prairies et avoir une influence sur les cultures car elles se nourrissent des racines mortes et vivantes (Villalobos and Lavelle, 1990).



Colonie de larves de coléoptères Scarabeidae

D'autres familles importantes dans le sol sont par exemple la superfamille Staphylinoidea, les familles Curculionidae, Elateridae et Tenebrionidae (Lavelle and Spain, 2001).



Larves de coléoptères (Elateridae) et racines

Les Coléoptères présentent des caractéristiques qui font d'eux des bioindicateurs potentiels intéressants pour évaluer l'état d'un milieu et l'influence des activités humaines dans les écosystèmes. Deux familles présentent des caractéristiques particulièrement intéressantes : la famille Staphylinidae et la famille Carabidae.

La famille Staphylinidae est l'une des familles de Coléoptères les plus diverses (32.000 espèces connues dans le monde) (Newton, 1990). Cette famille se trouve distribuée dans le monde entier et dans pratiquement tous les milieux. Presque la moitié des espèces se trouvent dans la litière constituant un groupe important de la faune du sol. La bonne connaissance des besoins écologiques de ces coléoptères et le fait que la famille est amplement distribuée aussi bien dans les milieux naturels que dans les milieux anthropisés font d'eux des bioindicateurs potentiels intéressants. Bohac (1991) a montré que les coléoptères de la famille



Coléoptère Staphylinidae

Staphylinidae étaient des bons indicateurs des changements dans les pratiques de culture. Ils sont spécialement sensibles aux changements dans la rotation de cultures (Bohac et Popisil, 1984), l'apport de fertilisants (Bohac et Pokarzhevski, 1987), la pollution par pesticides (Topp, 1978 ; Konig, 1983) et la structure du paysage (Bohac *et al.*, 1995).

La famille Carabidae avec plus de 40.000 espèces décrites dans le monde (Lövei et Sunderland, 1996) est principalement constitué par des individus qui vivent à la surface du sol bien que quelques espèces vivent à l'intérieur du sol. Cette famille de Coléoptères est spécialement utile dans l'évaluation des changements dans la qualité de l'habitat dans les milieux cultivés (Kromp, 1999). Ils sont très sensibles au labour profond (Dubrovskaya, 1970 ; Stassart et Grégoire-Wibo, 1983) qui diminue fortement leur abondance et modifie la composition des espèces, les fertilisants organiques (Pietrazsko et De Clercq, 1982 ; Purvis and Curry, 1984) qui augmentent leur abondance et leur activité et les fertilisants inorganiques (Honckzarenko, 1975) qui ont un effet négatif sur la diversité. La pollution par les métaux lourds a une influence sur la densité (Koponen, 1995) et/ou la diversité des ces Coléoptères (Read *et al.*, 1987). La disparition de la majorité des espèces dans les sites pollués par les métaux lourds est parfois compensée d'un point de vue quantitatif par la prolifération de quelques espèces polluo-résistantes. La communauté des Coléoptères Carabidae sont très liés à la structure du paysage comme conséquence de l'intensification agricole (Millán de la Peña *et al.*, 2003) et peuvent être utilisés dans l'évaluation des changements à ce niveau.

Les Fourmis

Le troisième groupe de macrofaune présentant l'une des abondances les plus importantes (15.1%) est celui des Hyménoptères (Arthropodes : Insectes). En France ce groupe est représenté par une seule famille (Formicidae) et environ 180 espèces.

Parmi l'énorme variété d'insectes existant sur la planète, les fourmis sont l'un de rares groupes connu universellement. Cela est dû au fait que ce groupe est vraiment ubiquiste et normalement assez facile à remarquer. On les trouve dans tous les habitats

terrestres depuis la tundra subarctique jusqu'à la forêt tropicale, des marécages aux déserts, depuis le littoral jusqu'aux plus hautes altitudes.



Fourmis et larves de fourmi

Pour se nourrir quelques espèces utilisent les graines des plantes, le nectar, le miellat produit par les insectes comme les pucerons, les champignons ou les cadavres d'autres animaux. La plupart sont des généralistes ou des carnivores spécialisées qui peuvent exercer un énorme contrôle sur les autres groupes d'invertébrés dans leur entourage (y compris les fourmis). Quelques unes sont des excavatrices performantes. Leur nid peut être une simple cavité à la surface ou à l'intérieur du sol ou bien représenter des excavations souterraines d'une énorme complexité (Bolton, 1994).

La construction de ces nids et leur entretien représente une importante bioturbation dans le sol (Levieux, 1976 ; Cowan *et al.*, 1985 ; Lockaby and Adams, 1985).

Les fourmis qui creusent dans le sol peuvent être considérées comme des « ingénieurs de l'écosystème » (Folgarait, 1998) puisqu'elles régulent la disponibilité des ressources du sol et modifient l'environnement de la surface du sol en ayant ainsi une influence sur d'autres organismes (Jones et al, 1994).



Déblai et fourmi transportant du sol

Elles peuvent être indicateurs de la durabilité d'un milieu (Wang *et al.*, 1996 ; Lobry de Bruyn, 1999). En général, leur abondance, leur diversité et leur activité augmente dans les systèmes de culture intégrés. Hölldober et Wilson (1990) ont trouvé cependant que les facteurs environnementaux qui déterminent la distribution des fourmis sont corrélés plus fortement avec les facteurs du climat, le type de sol et la structure de la végétation. Les fourmis sont des macro-concentrateurs de métaux (Dallinger, 1993) qui peuvent renseigner sur le niveau de pollution d'un milieu.

Les Araignées

En termes d'abondance les Araignées (Arthropodes : Arachnides) représentent dans cette étude le quatrième groupe le plus important avec 10.4% de la densité totale de macro-invertébrés.

En France on trouve 1500 espèces d'araignées regroupées dans une centaine de familles. Les Araignées du sol se trouvent principalement dans la litière et le sol superficiel. Elles sont, à quelques exceptions près, solitaires, prédatrices et terrestres. Elles regroupent des espèces qui utilisent des toiles pour chasser leurs proies aussi bien que des espèces qui chassent leur proie à la surface du sol ou des plantes.



Araignée Ctenizidae sortant de son terrier

Les araignées abondent aussi bien dans les milieux naturels que dans les milieux cultivés. Elles sont considérées comme l'un des groupes de prédateurs dominants dans la faune du sol (Spetch and Dondale, 1960 ; Edwards *et al.*, 1976 ; Lyoussoufi *et al.*, 1990). Ces caractéristiques permettent aux araignées d'être utilisées comme bioindicateurs de l'état d'un milieu. L'abondance et la diversité d'araignées d'un milieu est indicatrice de la qualité biologique de ce milieu (Wise, 1993). Il s'agit d'une indication indirecte qui est en rapport avec la quantité de proies qu'elles peuvent trouver dans ce milieu. Les araignées ont été aussi identifiées comme accumulatrices de quantités substantielles de métaux lourds. La concentration de ces métaux dans les araignées peut renseigner sur le degré de pollution dans l'écosystème (Larsen *et al.*, 1994 ; Maelfait, 1996). Les araignées renseignent sur le niveau de pollution récent (entre 6 mois et deux ans). Par ailleurs, étant donné que les araignées sont proies de reptiles, amphibiens, oiseaux et petits mammifères elles peuvent aussi donner une information importante sur la concentration de métaux lourds qui peut se trouver chez les vertébrés.



Araignée Lycosidae

Les Myriapodes

La classe des Myriapodes (Arthropodes : Myriapodes) (17% de la densité totale de macro-invertébrés de cette étude) regroupe la sous-classe des Chilopodes (7.3% de la densité totale) et celle des Diplopodes (9.8%).

En comparaison des Insectes, les Myriapodes apparaissent très peu diversifiés. On estime aujourd'hui le nombre total d'espèces à 17000 (Demange, 1981). Beaucoup de ces espèces sont encore inconnues des spécialistes et chaque année des nouveaux genres et espèces sont décrits (12000 environ sont connues ; 8000 Diplopodes, 400 Pauropodes, 150 Symphyles et 3500 Chilopodes).

Les Chilopodes

La sous-classe des Chilopodes est constituée de quatre ordres, 22 familles et 4000 espèces.

Les Chilopodes sont hygrophiles et lucifuges. On les rencontre sous les pierres, les vieilles souches, dans les feuilles mortes, la mousse, les fissures, dans les grottes enfin et dans les nids.



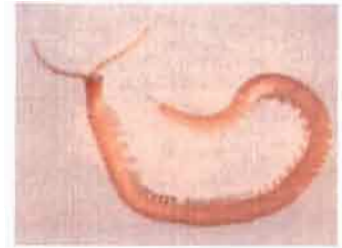
Scolopendre

Prédateurs ; ils s'attaquent à toutes sortes d'animaux de leur taille. Les Chilopodes se déplacent plus rapidement que les Diplopodes.

Les ennemis naturels sont tous les prédateurs : oiseaux, mammifères, insectes. Les Chilopodes abritent aussi de très nombreux parasites internes, animaux et végétaux.

La distribution géographique des chilopodes en France est encore assez incomplètement explorée, en dehors des régions du sud. La faune de la France n'est pas homogène et l'on peut, comme l'a souligné Brölemann (1930), distinguer deux grandes régions de part et d'autre d'une ligne partageant le pays en diagonale de la Bretagne aux Alpes-Maritimes.

Malgré l'existence de cette division, la répartition des espèces est assez large et il n'y a pas beaucoup d'espèces caractéristiques de ces régions. La faune chilopodienne de la France est une agglomération de faunes appauvries d'origines diverses qui s'emmêlent au voisinage de la ligne oblique esquissée précédemment (Demange, 1981).



Geophilomorphe



Lithobiomorphe

Les Diplopodes

La sous-classe des Diplopodes englobe 13 ordres, 115 familles et 10000 espèces. En général, les Diplopodes fuient les champs et restent cantonnés dans des habitats particuliers où existe un système litière et où l'humidité est constante. Ils vivent en effet dans la litière et les horizons superficiels du sol où ils jouent un rôle important dans le processus de décomposition de la matière organique, particulièrement la comminution.

Certains genres se trouvent sous les écorces des arbres, dans les mousses et en lisière de forêt. Certaines espèces ne se trouvent que dans les grottes tandis que d'autres sont dans les amas végétaux, d'autres préfèrent les terrains secs et sablonneux ou pierreux. Plusieurs espèces ne se trouvent qu'en haute altitude, accompagnées d'espèces que l'on retrouve aussi en plaine (Demange, 1981).

L'abondance et la diversité des peuplements a été corrélée à la présence d'un substrat calcaire. Dans les zones où il n'y a pas



Diplopode Iulidae



Diplopode Glomeridae

d'arbres les excréments des mammifères (bétail ou animaux sauvages) peut leur fournir de la nourriture et un abri.

La composition chimique de la litière et du sol peut avoir un effet sur le type de diplopodes que l'on trouve.

Le régime alimentaire des Diplopodes est exclusivement végétal. Cultures, jardins, serres ont souvent à souffrir de leurs attaques. De nombreuses espèces de Iulides peuvent faire des dégâts considérables dans les champs de betteraves ou de pommes de terre ; les fruits tombés à terre ou en contact avec le sol, comme les fraises, sont souvent dévorés (Demange, 1981).

Par l'abondance de nourriture et l'humidité, la forêt de hêtres est de loin la plus appréciée aussi bien par les Diplopodes que par les Chilopodes. On y trouve de nombreuses espèces attirées par les écorces, le bois pourri et l'humus.

Iules et Polydesmes habitent aussi les nids et les terriers des fourmis, des bourdons, des oiseaux et des petits mammifères.

Les Myriapodes n'effectuent pas de véritables migrations mais peuvent se déplacer le long d'un gradient environnemental sans retourner à l'aire de départ. Beaucoup d'espèces mènent une vie errante permanente ou passagère.

La cause primaire des mouvements est invariablement associée à la recherche alimentaire (nourriture, eau) (qualité et quantité), l'insuffisance des ressources étant la conséquence d'un accroissement important de la population et/ou le résultat de mauvaises conditions climatiques. Les deux facteurs engendrent des émigrations individuelles ou de masse.



Diplopode Polydesmidae

Les ennemis des Diplopodes sont nombreux. Les prédateurs d'abord comme les batraciens, les oiseaux, les mammifères et de nombreux parasites appartenant au règne végétal et animal. On a même signalé des larves de Diptères, dans l'intestin principalement.

Comme chez les Chilopodes, il existe deux régions (orientale et atlantique) situées de part et d'autre d'une ligne oblique avec des faunes assez différentes (Brölemann, 1935).

Certains auteurs ont mis en évidence un fort degré de corrélation entre les diplopodes et le degré d'humidité de leur habitat ainsi qu'avec la production de biomasse végétale (Demange, 1981). Des corrélations positives ont aussi été trouvées entre la biodisponibilité de P_2O_5 du sol et l'abondance de diplopodes. Dans certains cas on a observé des effets négatifs de la pollution par métaux lourds sur la diversité spécifique des diplopodes (Hopkin *et al.*,

1985) si bien d'autres auteurs ne retrouvent pas ces mêmes corrélations (Read *et al.*, 1998 ; Grelle *et al.*, 2000).

Les Vers de terre

En termes d'abondance, les Vers de terre (Annélides : Oligochètes) occupent la sixième place dans la liste des groupes de macrofaune de cette étude (9.7% de la densité totale).

La faune de France compte une centaine d'espèces qui appartiennent, à quelques espèces près, à la famille des Lumbricidae et colonisent les principaux habitats: prairies, forêts, régions de montagne et marécages acides.



Vers de terre anéciques

Tous les lombricidés partagent un besoin d'humidité minimale dans leur environnement c'est pourquoi il est difficile de les trouver dans les régions très sèches ou désertiques.

Les vers de terre ont été classés en différentes catégories écologiques basées sur leurs régimes alimentaires et leur morphologie. Gates (1961) a ainsi réalisé une première classification basée principalement sur le régime alimentaire qui divise les vers de terre en :

1. *Geophagous* : ceux qui se nourrissent uniquement de sol
2. *Limicolous (ou limiphagous)* : ceux qui habitent dans les sols saturés en eau ou dans la boue
3. *Litter feeders* : ceux qui se nourrissent de différents types de matériel organique comme la litière de feuilles, le compost ou le fumier.

Un deuxième système de classification a été proposé par Bouché (1972), Lavelle (1981), Lee (1985) qui est basé non seulement sur l'habitat mais aussi sur des caractéristiques morphologiques communes à chaque groupe :

1. *Epigés* : vers de terre petits, fortement colorés qui se trouvent dans les débris végétaux tels que le compost, la litière et le bois plutôt que dans le sol ; du point de vue morphologique ils ne sont pas ou sont peu adaptés pour creuser le sol.
2. *Anéciques* : vers de terre de couleur brun rougeâtre ou gris bleuté d'une taille de moyenne à grande qui vivent dans des galeries verticales dans la couche minérale du sol mais qui se nourrissent à la surface du sol ou près de la surface ; ils sont bien adaptés pour creuser des galeries et s'y déplacer rapidement.

3. *Endogés* : ce sont des vers de terre apigmentés d'une taille petite ou moyenne qui vivent toujours dans la couche minérale du sol dont ils digèrent les fractions organiques, ils sont adaptés à creuser des galeries plus ou moins horizontales, qu'ils rebouchent au fur et à mesure avec leurs déjections.

Lavelle (1981) a proposé une subdivision des vers de terre endogés en fonction des stratégies qu'ils développent pour exploiter les fractions organiques dont ils se nourrissent ce qui permet de les diviser en trois autres catégories :

- a) **polyhumiques** : de petite taille, ces vers endogés ingèrent spécialement les particules organiques de la rhizosphère où bien se nourrissent à l'interface sol-litière
- b) **mésohumiques** : ce sont des vers de terre endogés de taille moyenne qui ingèrent le sol des 10-15 premiers centimètres sans sélectionner des particules organiques
- c) **oligohumiques** : ce sont des vers de terre endogés de grande taille. Ils possèdent des mouvements lents et vivent en profondeur dans des environnements très stables mais avec une matière organique très pauvre.

Traditionnellement, les vers de terre ont été considérés des bons indicateurs de l'utilisation du sol et de sa fertilité (Tanara, 1644). Leur taille relativement grande (entre 1 et 80 cm de longueur, Pop et Postolache, 1987) et leur vitesse de déplacement limitée sont parmi les caractéristiques qui le confèrent un potentiel intéressant comme bioindicateurs. Les vers de terre sont très sensibles à la quantité et la qualité de la matière organique ainsi, l'apport de fertilisants organiques a un effet positive sur l'abondance des vers de terre, d'habitude ils répondent mieux à l'apport de matière organique qu'à l'application de fertilisants chimiques (Curry, 1994). Ils sont très sensibles aux pesticides qui peuvent avoir sur eux un effet de toxicité direct ou bien un effet indirect affectant leur croissance et leur reproduction (Edwards et Bohlen, 1992 ; Paoletti, 1999). Les résidus 'archéologiques' des pesticides utilisés dans les systèmes de culture intensive peuvent créer des problèmes de toxicité bien après leur utilisation. Une étude mené par Fang *et al.* (1999) en Chine subtropical a démontré l'existence d'une corrélation négative entre la concentration d'arsenic dans le sol et l'abondance des vers de terre Megascolecidae. En ce qui concerne la pollution du sol par les métaux lourds, bien que les vers de terre soient très sensibles à ce type de pollution, ils peuvent développer une certaine tolérance quand ils sont en contact avec une source de pollution importante pendant des périodes longues (Bengtson *et al.*, 1983 ; Fisher

et Koszorus, 1992 ; Morgan et Morgan, 1992) et donc, il peut être difficile de corréliser l'abondance des peuplements de vers de terre avec la pollution. En revanche, ils agissent comme des bioaccumulateurs et la mesure de la concentration des métaux lourds dans leur tissus donne un renseignement sur le degré de pollution environnementale (Motalib *et al.*, 1997).

Les vers de terre sont des bioindicateurs utiles des systèmes de pratiques agricoles (résidus de pesticides, labour, compaction du sol, quantité de matière organique et régime hydrique) (Buckerfield *et al.*, 1997). Ils peuvent être utilisés aussi dans l'évaluation du degré de perturbation d'un paysage (Paoletti, 1985 ; Pizl et Josens, 1995 ; Muys et Granval, 1997).

Les Gastéropodes

La classe des Gastéropodes (Mollusques) représentent 4.6% de la densité totale de faune du sol récoltée dans cette étude.

Les escargots et les limaces peuvent se trouver dans presque tous les milieux mais, en général, ils préfèrent les habitats qui offrent un abri, une humidité adéquate et une quantité abondante de nourriture et dans le cas particulier des escargots une source de calcaire pour la production de leur coquille.



Gastéropode (limace)

Les différentes espèces de gastéropodes ont des besoins physiques variables, quelques espèces requièrent un sol calcaire ou humide tandis que d'autres tolèrent un large range de types de sols et de degrés d'humidité.

Le facteur limitant le plus important pour les gastéropodes est l'humidité. L'eau est nécessaire pour les processus physiologiques basiques mais elle est aussi utilisée pour la locomotion et la reproduction et elle peut être perdue par évaporation à travers les tissus externes (Riddle, 1983). Les Gastéropodes sont cependant capables de survivre à une importante perte en eau jusqu'au 50% de leur poids. Les escargots peuvent réduire les pertes d'eau et survivre aux périodes de sécheresse en obturant leur coquille pendant une période d'estivation tandis que les limaces ne possédant pas de coquille externe survivent aux conditions défavorables en s'abritant dans des petites galeries dans le sol ou l'humus.



Gastéropode (escargot)

La plupart des gastéropodes sont phytophages généralistes, beaucoup d'entre eux consomment des champignons et quelques espèces sont carnivores et se nourrissent d'autres invertébrés du sol incluant d'autres gastéropodes.

La plupart des gastéropodes phytophages ont cependant une capacité limitée à digérer la nourriture qu'ils ingèrent. Beaucoup de plantes possèdent des toxines ou bien une quantité importante de composants à digestibilité réduite comme les tanins et certains gastéropodes préfèrent manger le matériel végétal sénescant qui a perdu beaucoup de ces composés secondaires.

Les principaux prédateurs des gastéropodes mis à part les oiseaux et les gastéropodes carnivores sont les Coléoptère (larves de Lampyridae ; Carabidae).

La dispersion à longue distance des gastéropodes est sans doute passive (Baker, 1958). Ils peuvent migrer activement en rampant de façon relativement lente pour parcourir des distances relativement courtes quand les conditions climatiques sont favorables. Ils peuvent être transportés passivement et parcourir de longues distances grâce aux mammifères terrestres et franchir des barrières comme l'eau grâce aux oiseaux ou aux insectes.

Les gastéropodes sont des macro-concentrateurs d'éléments traces métalliques dans l'environnement (Dallinger, 1993). Les métaux lourds peuvent affecter l'abondance des populations des gastéropodes en réduisant la viabilité des œufs (Beeby et Richmond, 1998) et la croissance (Beeby, 2002b).

Les Isopodes

L'ordre des Isopodes (Arthropodes : Crustacés) représente 2.9% de l'abondance totale de macro-invertébrés récoltés.

Les isopodes terrestres composent l'un des groupes des Crustacés qui a été capable de s'adapter à la vie dans le sol. Ils sont devenus assez indépendants de la présence d'eau et peuvent être trouvés bien à l'intérieur des terres même dans quelques endroits classés comme désertiques. Cependant, ils restreignent leur activité aux moments et aux endroits où l'humidité est relativement élevée.

Les principaux facteurs écologiques responsables de la répartition des Isopodes sont : la teneur en sels du sol , la teneur en calcaire (dont ils ont besoin pour leur exosquelette) , l'état hygrométrique de l'air et la température.



Isopode *Platyarthus hoffmannsegi*

La plupart des isopodes sont omnivores ou charognards se nourrissant principalement des végétaux mais aussi de matière animale morte ou en décomposition. Ils se trouvent partout où il y a des débris accumulés et de l'humidité (litière, composts, fumier, sous les troncs des arbres ou les roches, dans les fissures, sous les écorces ou dans les décharges d'ordures, par exemple). En quelques occasions ils ont été impliqués dans des dégâts sur les plantes ; ils peuvent trouver des conditions de vie optimales dans les serres par exemple où leur prolifération peut causer des dommages.



Isopode *Armadillidium vulgare*

En milieu naturel ils ont un rôle de décomposeurs en triturant la litière où ils habitent et ils sont la proie d'une variété d'autres invertébrés prédateurs.

Les isopodes sont amplement distribués et peuvent être le groupe dominant dans la communauté de macro-décomposeurs des régions tempérées pouvant atteindre de densités de 30000 ind/m² dans les prairies calcaires (Sutton, 1980). Ils se nourrissent de la matière organique morte et sont des régulateurs clé du processus de décomposition et le recyclage de nutriments.

Les isopodes sont très sensibles à l'application de pesticides, de différences très marquées ont été observés entre des systèmes de culture conventionnel et intégré (Eijsackers, 1981 ; Farkas *et al.*, 1996 ; Fischer *et al.*, 1997). Les isopodes répondent rapidement aux niveaux élevés de pollution par une augmentation de leur mortalité, une réduction de leur diversité et une perte de biomasse (Paoletti *et al.*, 1993 ; Jones et Hopkin, 1996). Ils peuvent tolérer les métaux lourds en les accumulant dans l'hépatopancréas (Prosi et Dallinger, 1988) pouvant être des bioindicateurs de la pollution par les métaux lourds (Paoletti *et al.*, 1988 ; Dallinger *et al.*, 1992).

Les Hémiptères

Le superordre des Hémiptères (Arthropodes : Insectes) réunit les ordres Hétéroptères et Homoptères. Il fait partie des groupes de macrofaune les moins abondants (0.9% de la densité totale).

La faune des hémiptères présente en France a un grand intérêt tant par la diversité de formes rencontrées que par l'importance économique de beaucoup d'espèces. Les Hémiptères de France comptent 34 familles.



Hétéroptères (punaises)

Les Hémiptères se trouvent dans le sol, sous les mousses, sous les écorces ou dans les arbres creux. On les trouve dans tous les milieux, sur les plantes, courant le sol, aussi bien en plaine qu'en montagne. Leur régime alimentaire est surtout phytophage. Dans le sol ils attaquent les racines. On trouve aussi des espèces polyphages (détritiphages, entomophages et mycétophages).

Les Hémiptères myrmécophiles sont assez nombreux, presque tous prédateurs vivant des Fourmis alors que d'autres vivent en commensaux avec les Hyménoptères. Beaucoup de pucerons aériens ou radicales endogés vivent ainsi en rapport avec les Fourmis (Villiers, 1947).

La faune française d'hémiptères est relativement pauvre avec quelques milliers d'espèces dont une petite proportion dans le sol (Geocorisae). Celles-ci sont plus nombreuses en région méditerranéenne et l'on constate un appauvrissement progressif au fur et à mesure qu'on se dirige vers le Nord. De nombreuses familles ne sont représentées que par un petit nombre de genres, voire même par une seule espèce.

Les Hétéroptères (punaises) sont très sensibles à l'application de pesticides en spray, spécialement les insecticides (Zeletzki et Rinnofer, 1966 ; Korcz, 1973 ; Nordlander, 1977 ; Partenotte *et al.*, 1986). L'effet de l'application de pesticides est une forte réduction de la diversité d'hétéroptères (Masse, 1958).

Les Opilions

L'ordre des Opilions (Arthropodes : Arachnides) représente seulement 0.2% du total de macro-invertébrés récoltés dans le sol.

Les opilions du sol vivent dans la litière ou entre la dense végétation collée au sol. Ils habitent les petits interstices de la litière, on peut les trouver sous les rochers et dans les fissures du sol.

Les opilions sont des prédateurs qui se nourrissent principalement des éphémères, diptères et petits lépidoptères.

La plupart des opilions vivent dans des endroits humides ayant comme principaux habitats : 1) le sol et les habitats cavernaux, 2) la litière et 3) la partie aérienne. Les trois types utilisent le sol pendant les premières stades de leur cycle de vie.



Opilion *Mitopus morio*

Les Dermaptères

L'ordre des Dermaptères (Arthropodes : Insectes) est représenté dans la même proportion que les opilions dans le jeu de données de cette étude (0.2%). Quatre familles ont été recensées en France rassemblant un total de 21 espèces.

Les dermaptères cherchent toujours les milieux humides. Une petite partie de ces insectes s'est spécialisée dans les milieux froids mais la plupart recherchent des milieux chauds. Ils vivent à la surface du sol dans la litière ou sous les pierres bien que quelques espèces ont aussi développé une adaptation à une vie entièrement cachée dans le sol lui-même (Albouy et Caussanel, 1990). Les dermaptères pondent généralement dans le sol, ils creusent des galeries profondes dans les terrains plutôt sablonneux.



Dermaptère

La plupart des individus de ce groupe de macro-invertébrés du sol sont omnivores bien que certaines espèces exhibent un régime alimentaire spécialisé (ex. : la famille Labiduridae est carnivore et la sous-famille Karschiellinae renferme de prédateurs exclusifs des fourmis (Popham, 1990). Les prédateurs des dermaptères les plus connus parmi des invertébrés du sol sont les coléoptères (Carabidae, Staphylinidae) et les chilopodes.

Les Pseudoscorpions

L'ordre des Pseudoscorpions (Arthropodes : Arachnides) est parmi le moins abondant (0.1% de la densité totale).

Comme la plupart des arachnides, les pseudoscorpions sont des prédateurs. Leur régime alimentaire n'est pas très bien connu mais on sait qu'ils peuvent se nourrir de Collemboles et d'Acariens. En captivité ils se nourrissent avec toute sorte de petits arthropodes (Dindal, 1990).



Pseudoscorpion

Leur petite taille et la forme de leur corps leur permet de se déplacer dans les petits espaces existant dans le sol et la litière et sous les troncs d'arbres ou les rochers. Dans le sol ils peuvent aussi se trouver associés aux nids d'animaux plus grands comme les fourmis et les termites où ils se trouvent en temps que commensaux ou inquilins.



Pseudoscorpion et proie

PREMIERE PARTIE :

PRESENTATION DES SITES D'ETUDE ET DE LEUR PROBLEMATIQUE SPECIFIQUE

1. IMPACT OF ORGANIC AND INORGANIC FERTILISERS ON SOIL MACROFAUNA: SEARCHING FOR BIOINDICATORS OF SOIL QUALITY
2. EFFETS COMPARES DU LABOUR CONVENTIONNEL ET DU SEMIS DIRECT SUR LES COMMUNAUTES DE MACRO-INVERTEBRES DE SOLS CULTIVES DE LA TOURAINE
3. COMPARATIVE SOIL MACRO-INVERTEBRATES STRUCTURE ALONG A GRADIENT OF AGRICULTURAL INTENSIFICATION
4. MISE EN CULTURE ET APPORT DE COMPOST DE BOUES DE STATION D'EPURATION EN GARRIGUE : EFFET SUR LES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES ET LA DISTRIBUTION DES COMMUNAUTES DE MACRO-INVERTEBRES DU SOL
5. INFLUENCE DE LA PRESSION DE PATURAGE SUR LES PEUPEMENTS DE MACRO-INVERTEBRES DU SOL DANS LE CADRE DES PRAIRIES PERMANENTES

CHAPITRE I :

IMPACT OF ORGANIC AND INORGANIC FERTILISERS ON SOIL MACROFAUNA: SEARCHING FOR BIOINDICATORS OF SOIL QUALITY

Abstract

Introduction

I.1. Materials and Methods

I.1.1 Site description

I.1.2 Experimental design and sampling

I.1.3. Data analysis

I.2. Results

I.2.1 Macro-invertebrate communities

I.2.2 Physico-chemical soil properties

I.2.3 Assessment of organic matter properties by NIRS

I.2.4 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and fauna

I.2.5 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and NIRS variables

I.2.6 Microbial activity

I.3 Discussion

I.4 Conclusions

Abstract

Bioindicators of soil organic matter status were sought for in cropped soils amended with three urban composts (municipal solid waste compost (MSW), biowaste compost (BIO) made with green wastes and the organic fraction of municipal solid wastes, and green wastes co-composted with sewage sludge (GWS)) and a farmyard manure (FYM) in a field experiment ran for two years at Feucherolles (Yvelines, France) . Controls with no organic input and a forest were used as reference sites. Abundance and diversity of soil macro-invertebrates were severely depleted by cultivation since the average density was 288 ind.m⁻² versus 1363 m⁻² in forest and diversity was 3.7 times lower in cultivated sites (19 taxa in average) than in the forest (71 taxa). However, compost application increased soil macrofauna abundance from 191,2 (±126.2) ind.m⁻² in control, to 251,2 (±201.3) ind.m⁻² in Biowaste, 296,8 (±204.5) ind.m⁻² in Green wastes with sewage sludge, 425,3 (±371.5) ind.m⁻² in Farmyard manure and 494,4 (±488.6) ind.m⁻² in plots with municipal waste compost application. The increase on soil macrofauna abundance was statistically significant for Farmyard manure and Municipal waste compost application (p<0.001, Dunn's method). Soil macro-invertebrates communities were closely associated to soil parameters especially organic matter, P₂O₅, Ca and Na contents (Co-inertia analysis between 20 soil parameters and the 25 taxonomic units of macrofauna, p=0,031) and clearly distinct responses to the different kinds of composts applied. We discuss the effect of chemical and physical quality of organic matter on macro-invertebrate populations and identify response groups to different soil conditions.

Introduction

The increased concern for the degradation of the ability of soils to provide ecosystem services has stimulated the need to evaluate their quality and health (Glanz, 1995).

Soils host a huge biodiversity that largely supports the provision of such ecosystem services as agricultural production and such “support” services as water filtration and retention, regulation of atmospheric composition, and detoxification, not to mention cultural and aesthetic services (Robert, 1996; Daily, 1997; MA, 2004 <http://www.Millenniumassessment.org>). Since no agricultural practice can presently be considered sustainable according to the definition of this concept (Cook, 1996), soils are in fact an endangered natural resource.

Soil is an important reservoir of biodiversity and the impact of intensive agricultural practices or chemical pollution on the thousands bacterial species found in 100 gram of soil

Torsvik *et al.* (1990) in a “natural” soil is ignored. We know for sure that the hundreds of species of invertebrates present on a hectare of a temperate forest (Schaefer and Schauerman, 1990) cannot persist when soil is submitted to a conventional monoculture or to a metallic pollution (Paoletti 1999; Nahmani and Lavelle, 2002).

Among soil invertebrates, the most vulnerable seem to be the ecosystem engineers (Jones *et al.*, 1997; Lavelle *et al.*, 1997) mainly earthworms and ants in temperate climates, which regulate soil processes at different scales of time and space (Lavelle and Spain, 2001). Their eradication from many agricultural soils probably explains a significant part of the degradation of these systems and lack of sustainability of most highly intensive agricultural practices (Lavelle, 2000).

A key feature in these soils is the dramatic decrease in SOM, plant cover and poor organic inputs while tillage and chemical pollutions by heavy metals or pesticide residues largely contribute, directly or indirectly, to soil physical degradation.

The role played by soil in carbon sequestration as stable organic matter throws new light on the question of management of soil organic stock (Cairns and Meganck, 1994).

Input of organic matter as waste compost or sewage sludge has long been considered a suitable option to sustain organic stocks while solving the problem of organic waste disposal and supporting plant productivity (Banerjee, 1997; Wong *et al.*, 2001). Composts, however, may have rather different compositions than plant litter or cow dung that are normally used in agriculture. Their use must therefore be carefully planned and monitoring of their effects on soil biological activity is essential in that respect.

During the last decades efforts has been made in searching for bioindicator organisms of soil quality (Beylich, *et al.*, 1995; Bouché, 1996; Linden, *et al.*, 1994; Lawton *et al.*, 1998; Morgan and Morgan, 1988; Paoletti *et al.*, 1999). Soil macro-invertebrate communities have proved to be very sensitive to fluctuations and perturbations of the soils that they inhabit (Lavelle *et al.*, 1994 ; Decaëns *et al.*, 1994 and 1998; Nahmani, 2002, 2003, 2004).

The abundance, diversity and activity of these animals accurately reflect conditions of the soil habitat while they significantly influence soil function by their biological (selective stimulation of soil microflora), mechanical (bioturbation, gallery construction and production of organo-mineral aggregates) and chemical (humification, mineralisation and microorganisms interactions) activities (Lee and Foster, 1991 ; Brown, 1995 ; Lavelle *et al.*, 1997; Lavelle and Spain, 2001).

A recent synthesis showed that every group tested was individually sensitive to environmental modifications (Paoletti ed, 1999). Assessments of soil quality approaches

based on the response of a single group, however, are difficult to translate into practice since a high level of expertise is required to identify species and the bio-indication capacity of each group is limited to a relatively narrow range of soil conditions and to a specific geographical area. We therefore preferred in this work a global assessment of all the macrofauna taxa, assuming that their large functional diversity would allow their communities to respond to any change in soil conditions.

A soil macrofauna taxon is an invertebrate group found within terrestrial soil samples which has more than 90% of its specimens in such samples visible to the naked eye (Eggleton, P., Folgarait, P., Feijoo, A. 2000, unpublished data). They are relatively easy to collect and sample using a standard field methodology: TSBF, Tropical Soil Biology and Fertility protocol (Lavelle, 1988 ; Anderson et Ingram, 1993).

The aim of this work was to assess the impact of three different organic waste composts and a farmyard manure on soil macrofauna communities and test whether we could identify macrofauna indicators of soil quality and organic matter status in cropped systems.

Soil macrofauna communities were assessed and their patterns were related to a set of physicochemical soil variables, spectral parameters issued from NIRS (Near Infrared Reflectance Spectroscopy) and microbial respirometric activity.

Multivariate analyses were used to identify factors influencing soil fauna communities and the main macrofauna groups responding to these factors.

I.1 Materials and Methods

I.1.1 Site description

Field work was carried out in autumn 2000 in a field experiment initiated in 1998. The experimental site was a 30 ha cultivated field, cropped to wheat and corn alternatively, located at Feucherolles (50 km SW of Paris). Soil is a loamy clay (18.4% clay, 78.4% silt and 6.8% sand) representative of cultivated soils of the area. Previous physicochemical analysis showed that these soils had a low organic matter content (1.9%) and neutral pH (6.9 in water). Heavy metals contents were analysed down to 30 cm (Houot et al, 2002). In the surface horizon of the control treatment, metal concentrations were below the average values calculated in French soils (Baize, 2000).

1.1.2 *Experimental design and sampling*

The experimental plan comprised five treatments: (1) a control soil (**C**) with no organic inputs, and 4 treatments with organic inputs (2) a biowaste compost (**BIO**) issued from the co-composting of green wastes and the organic fraction of municipal solid wastes, (3) a compost issued from the co-composting of green wastes and sewage sludge (**GSW**), (4) a municipal solid waste compost (**MSW**) and (5) farmyard manure (**FYM**) as a reference for organic amendment (Houot et al, 2002). Each treatment was further divided into two subtreatments, with (referred to as (N)) or without- application of 101 kg mineral N ha⁻¹ (April and March 2000) . Plots 10 × 45 m in size were separated from each other by 6 m buffering bands and replicated four times forming a “split plot” design comprised of 10 treatments with four replications each. Three of the four blocks were sampled for soil and macro-invertebrates. A forest was used as reference to know the potential carrying capacity and diversity of natural environment for macro-invertebrates abundance and diversity.

Three samples were taken from the upper x cm of each plot before compost spreading to analyse the initial variability of soil. Composts (Table 1) were applied twice a year at rates of respectively 2.9, 3.0, 2.6 and 3.8 for GWS, MSW, BIO and FYM, which is equivalent to 10-16 t ha⁻¹ dry matter, a rate representative of local farmer practices.

The first application of compost was realized in October 1998 on wheat stubble and incorporated to the first five centimetres of soil the week after.

Soil macro-invertebrates were extracted on ten 25x25cm samples located at regular 7 meters intervals on two parallel transects spaced by 7 meters. Two applications of 1.5l of a 0.2% formaldehyde solution at 10 minutes intervals were followed by hand sorting of the upper 15 cm of the soil profile. Individuals were fixed in 4% formaldehyde and separated into 33 taxonomic groups.

Analyses of soil C and N content, pH, CEC, texture, water holding capacity, C/N, P₂O₅ Olsen, equivalent humidity and heavy metals (Zn, Cu, Pb, Cr, Cd, Ni and Hg) content were realised on composite samples formed by five soil samples per plot (Houot *et al.*, 2002).

Ten soil cores per plot (0-15 cm depth) were taken beside macro-invertebrate sampling points, air dried and sieved for NIRS (Near Infrared Reflectance Spectroscopy) analysis (Creaser and Davies, 1988; Joffre *et al.*, 1992) to assess soil organic matter quality. NIRS spectra were further transformed into 101 quantitative variables corresponding to different wave lengths.

Soil respiration measurements were made on five samples air dried and sieved at 2 mm. Fifty grams of soil were moistened at 80% of their water retention capacity and incubated at 25°C during 21 days. CO₂ was trapped with NaOH for measurement (Anderson, 1982).

1.1.3 Data analysis

Analysis of variance for macroinvertebrate and microbiological parameters were performed using StatView program. Multivariate analyses were performed on soil fauna abundance and diversity data, soil physicochemical and NIRS variables. Co-inertia analyses were further realised among these groups of variables using the ADE-4 program (Thioulouse, Chessel, Dolédec and Olivier, 1977).

1.2 Results

1.2.1 Macro-invertebrate communities

Cultivated soils exhibited much reduced density of macro-invertebrates as compared to the forest. An average of 288 ind m⁻² were found in the experimental sites whereas in the forest total abundance was 4,7 times higher (1363 ind m⁻²) (Fig. 1.1). The number of taxa found in the forest (71) was nearly four times the number of taxa found in cultivated soils (19).

Anecic earthworms and diptera larvae were the most numerous groups in cropped systems (Table I.2). The percentage of endogeic earthworms was more important in cropped systems than in the native vegetation of the forest while epigeic earthworms, ants, coleoptera (adults and larvae), chilopoda and diptera larvae were much more abundant in the forest.

Macro-invertebrates communities in cropped soils clearly responded to organic treatments. Average density increased from Control (126.2 ind m⁻²) treatment to the Biowaste treatment (201.3 ind m⁻²), Green Waste co-composted with Sewage sludge (296.8 ind m⁻²), Farmyard Manure (425.3 ind m⁻²) and Municipal Solid Waste (494.4 ind m⁻²)(Figure I.2). Abundance differences between forest and the other treatments were statistically significant (Mann-Withney test, p<0,05). All treatments with organic compost were significantly different from the control (Mann-Withney test, p<0,05) except BIO, BIO(N) and GWS(N) (Mann-Withney test, p>0,05). Mineral N fertilisation had a negative effect on macro-invertebrates abundance, particularly on insect communities (ants and Coleoptera mainly). Spiders, Diplopoda, Diptera larvae and slugs, however, were more abundant in treatments

with N fertiliser. This effect was statistically significant in plots with Green Wastes co-composted with Sewage Sludge application (Mann-Whitney test, $p < 0,05$).

The first two axis of a correspondence analysis of macro-invertebrate abundance data explained 50,8% of the total variance of the data. Along the first axis (37,4% of variance explained), sites were ranked according to the type of organic treatment in the order control without organic input (C), biowaste (BIO), farmyard manure (FYM), green waste composted with sewage sludge (GWS), municipal solid waste compost (MSW) and forest (FO) (Fig. I.3).

Isopoda, Myriapoda, snails and Coleoptera other than Carabidae characterized sites with a surface litter layer (forest, MSW and GWS) whereas Carabid beetles, anecic and endogeic earthworms and Spiders characterized sites with no litter layer and limited organic input. The second axis (13,4% of variance explained) opposed sites with- to sites without N mineral application. Epigeic earthworms and Ants were more associated to treatments with no N mineral input whereas Diplopoda Polydesmidae and Diptera larvae characterized treatments with N mineral application (Fig. I.4).

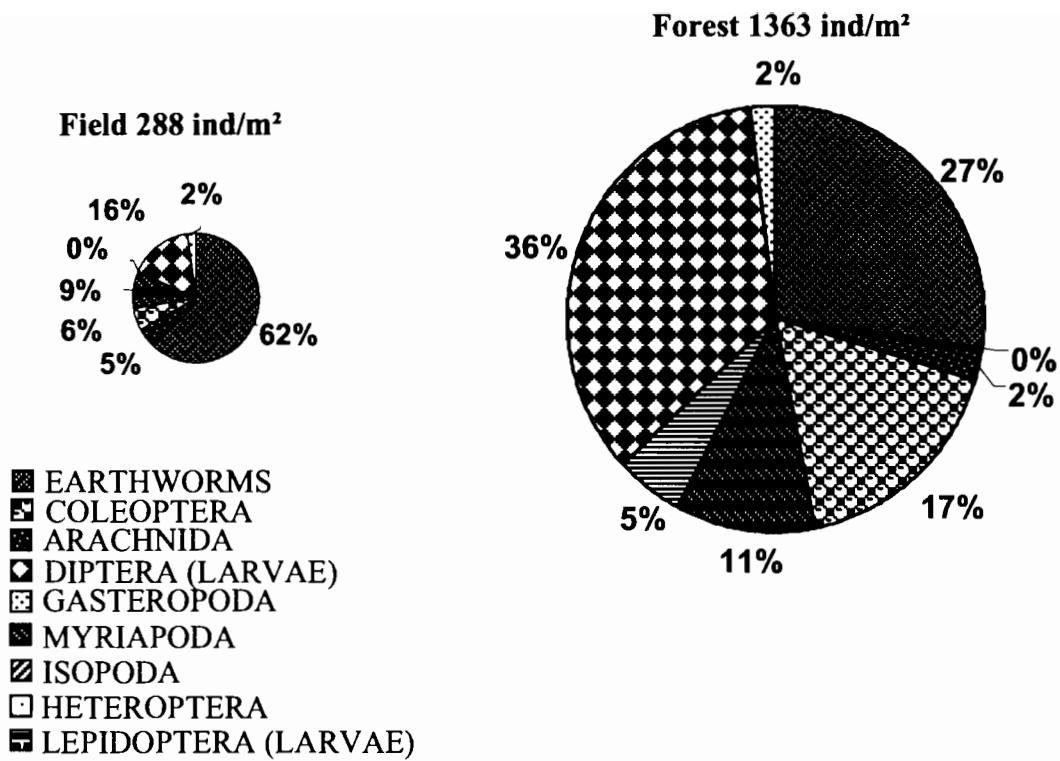


Fig. I.1: Comparison of the average abundances and composition between the referential forest and the field

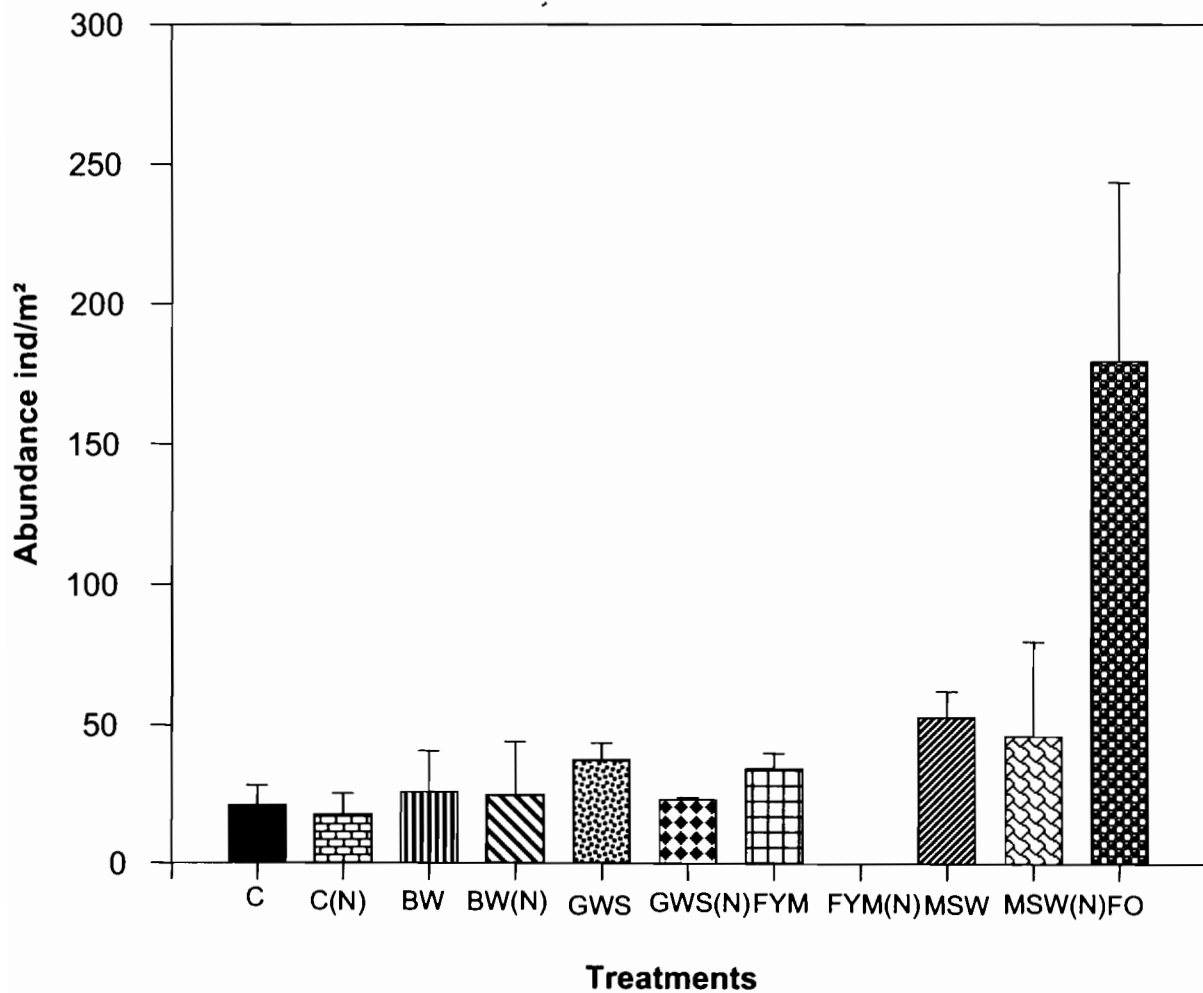


Figure I.2: Average density of macroinvertebrates per treatment compared to the referential site

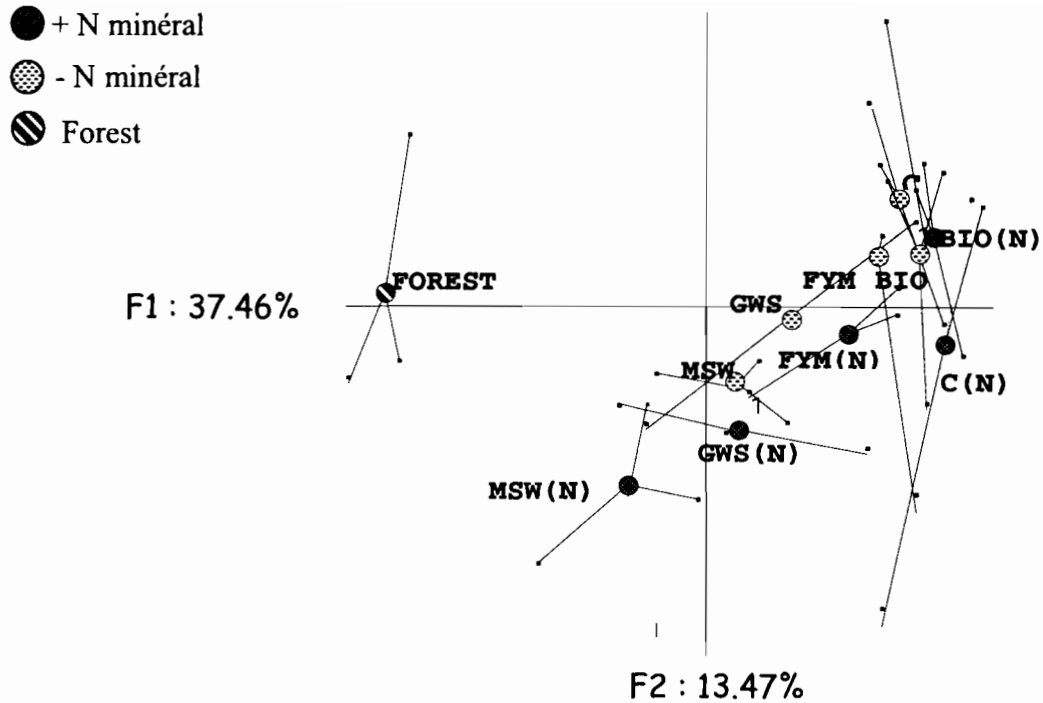


Fig. I.3: Correspondence Analysis (treatments ordination) on the basis of soil macroinvertebrates data (MSW: Municipal Solid Waste; GWS: Green Waste co-composted with sewage sludge; FYM: Farmyard manure; C: Control; BIO: Biowaste)

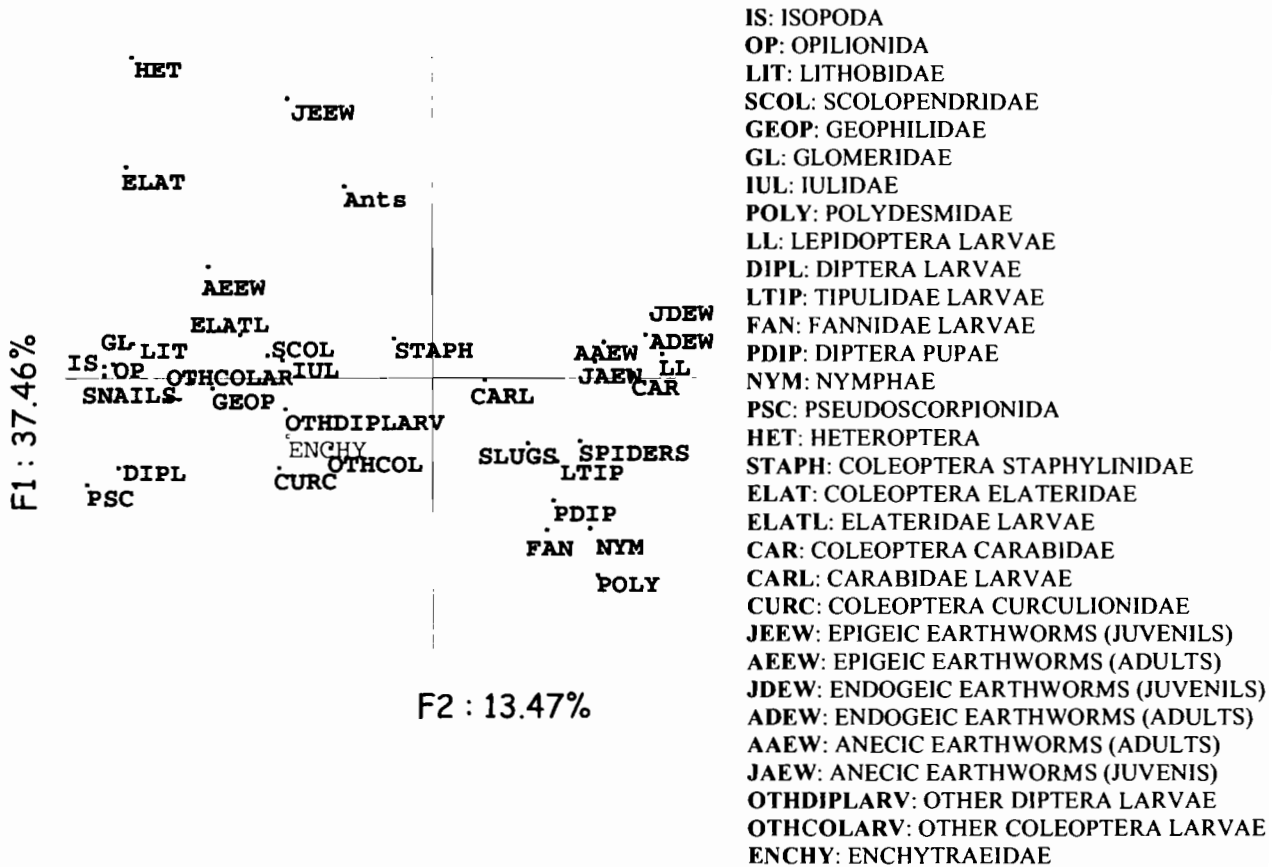


Fig.I.4: Ordination of soil macroinvertebrates taxonomic units in the plane defined by F1 and F2 of a correspondence factorial analysis

Table I.2:

Soil macroinvertebrate composition and mean abundance (ind m⁻²) recorded in cultivated soils (wheat/maize rotation) and in a forest.

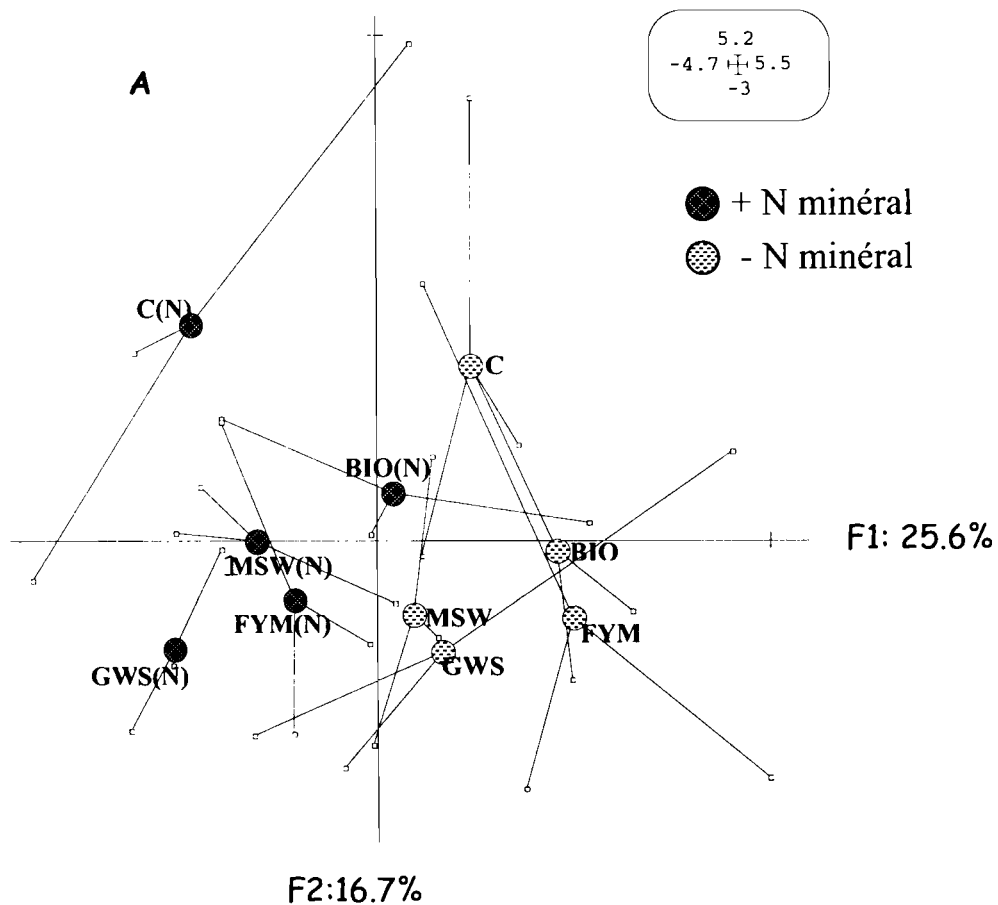
Taxa	Wheat/Maize crop		Forest
	+N fertiliser	-N fertiliser	
Anelida (epigeic earthworms)	5.9	11	220.8
Anelida (anecic earthworms)	114	164.7	139.7
Anelida (endogeic earthworms)	29.6	30.7	11.7
Formicidae (ants)	0	0.4	117.3
Araneae (spiders)	16.2	13.2	20.3
Opilionida	0	0	7.5
Pseudoscorpionida	0	0	2.1
Coleoptera (adults)	7.4	10.6	48
Coleoptera (larvae)	3.8	8	185.6
Chilopoda	2.5	1.5	104.5
Diplopoda	31.3	17.9	42.7
Isopoda	0	0	72.5
Diptera (larvae)	58.8	33.8	477.9
Lepidoptera (larvae)	0	0.4	0
Heteroptera	0	0	1.1
Gasteropoda (snails)	0	0	11.7
Gasteropoda (slugs)	7.5	5.2	14.9

1.2.2 Physico-chemical soil properties

There were no statistically detectable effects of compost application on soil physico-chemical characteristics. There was however a trend for these soils to have increased organic matter, P₂O₅, Water holding capacity and stabilized pH values.

A principal component analysis opposed along the first axis (25,6% of variance explained) treatments with N mineral input to those with no N mineral input. Variables as P₂O₅, pH, total N or Cu content showed also important contributions to the definition of this axis (Fig. I.5 A and B).

The second axis grouped sites according to the quantity of organic matter input (16,7% of variance explained). Organic matter was closely associated to K ion contents and water holding capacity. The control and Biowaste (BIO) treatments characterized by higher concentrations in cations like Mg and Ca and heavy metals (Cr and Ni principally) were clearly opposed to Farmyard manure (FYM), Municipal solid waste (MSW) and Green waste and sewage sludge (GWS) treatments.



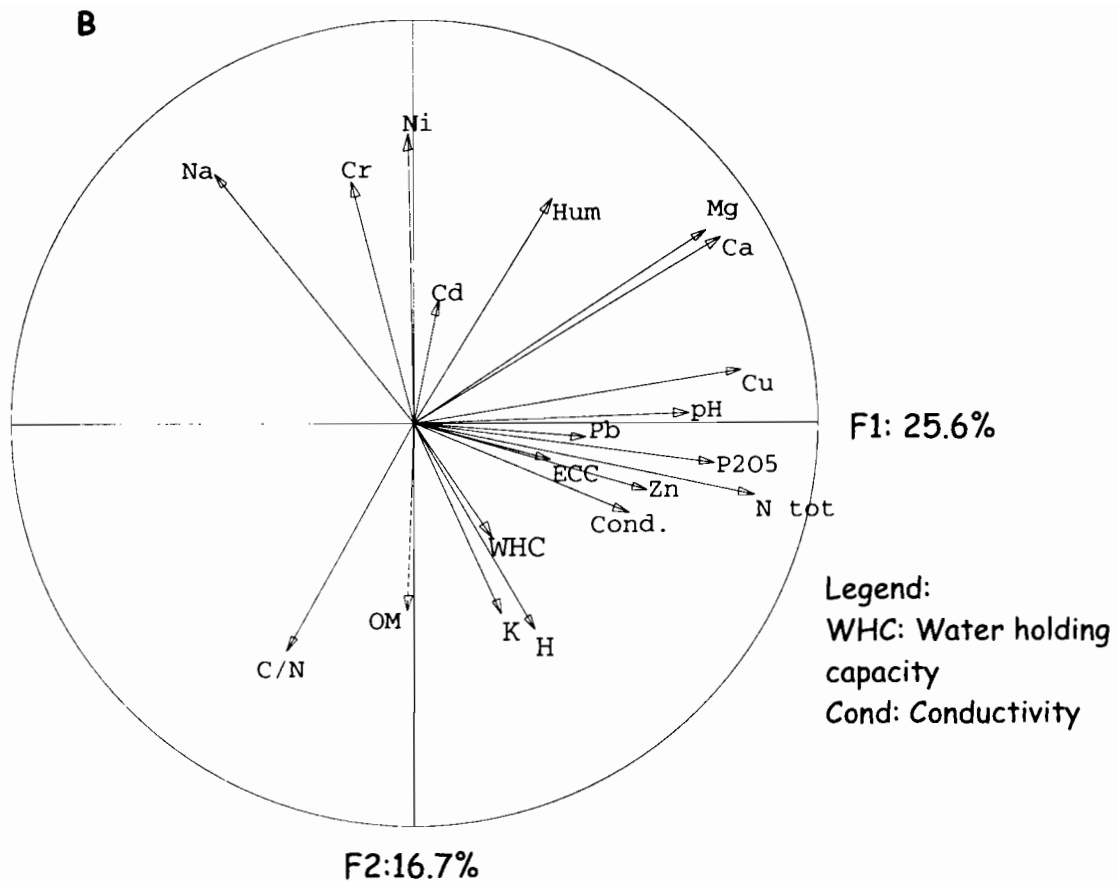


Fig.I.5: Principal Components Analysis on soil physicochemical parameters (A : treatments distribution) ; B) Correlation circle of soil physicochemical variables on the factorial plane defined by the Principal Components Analysis

1.2.3 Assessment of organic matter properties by NIRS

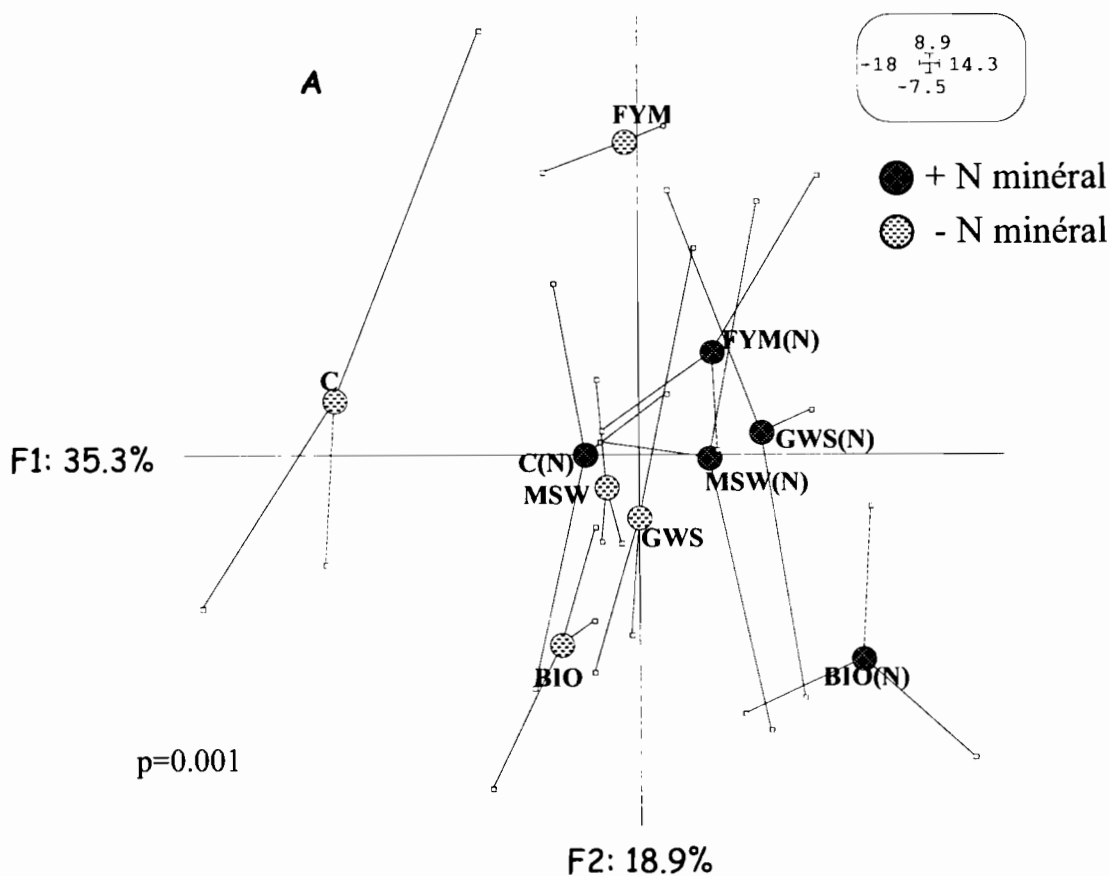
Quality and quantity of soil organic matter content were assessed using the NIRS method.

A principal component analysis on 101 variables describing the respective spectra clearly opposed the control treatment with no N mineral application and other treatments along the first axis (35,3% of variance explained). Treatments with N mineral input were grouped in the right side of axis followed closely by treatments with no N mineral input (Fig. I.6).

Site ordination was not so clear along the second axis (18,9%% of variance explained). Nevertheless, there was a trend in the separation of sites depending on the soil organic matter content. Thus, the Control treatment with no organic input and Biowaste characterized by the lowest organic matter content of the organic input (27,8%) were

separated from soils receiving richest organic matter composts (Green Waste co-composted with Sewage sludge and Municipal solid wastes, Farmyard manure and containing 37,1%, 59,1% and 72,5% of OM respectively).

Some heterogeneity in NIRS values was observed depending on samples coming from different blocks. However, in spite of this heterogeneity the percentage of variance explained by the first two axis of the principal component analysis was remarkably high (54,2%) and discriminant test performed on these data showed a highly significant treatments effect ($p < 0.001$).



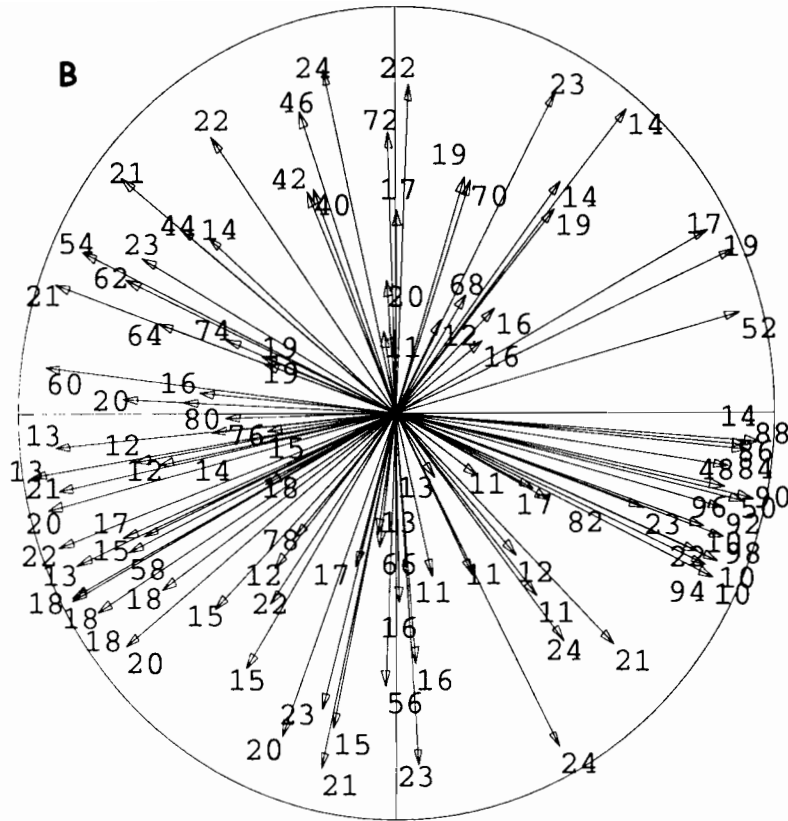


Fig. 1.6: A) Principal Component Analysis on NIRS data (treatments ordination); B) NIRS variables distribution

I.2.4 Co-inertia analysis between soil physicochemical analysis and fauna

A co-inertia analysis was performed between the set of 20 variables describing physical and chemical soil conditions and the 25 macrofauna taxonomic units to test the existence of a co-structure between them. Results showed a good match between the two sets of data ($p= 0.031$) (Fig. I.7).

Ants were mainly associated to soils with higher Ca, Mg and Cu contents. Epigeic and anecic earthworms and Coleoptera larvae were associated with P_2O_5 and total N contents and water holding capacity.

Soils with high organic matter contents were closely related to Diplopoda (Polydesmidae and Iulidae) and Chilopoda (Geophilidae and Lithobidae). Elateridae Coleoptera larvae, spiders, Carabidae (Coleoptera) and endogeic earthworms were associated with soils having higher contents in Na and such heavy metals as Cr and Ni.

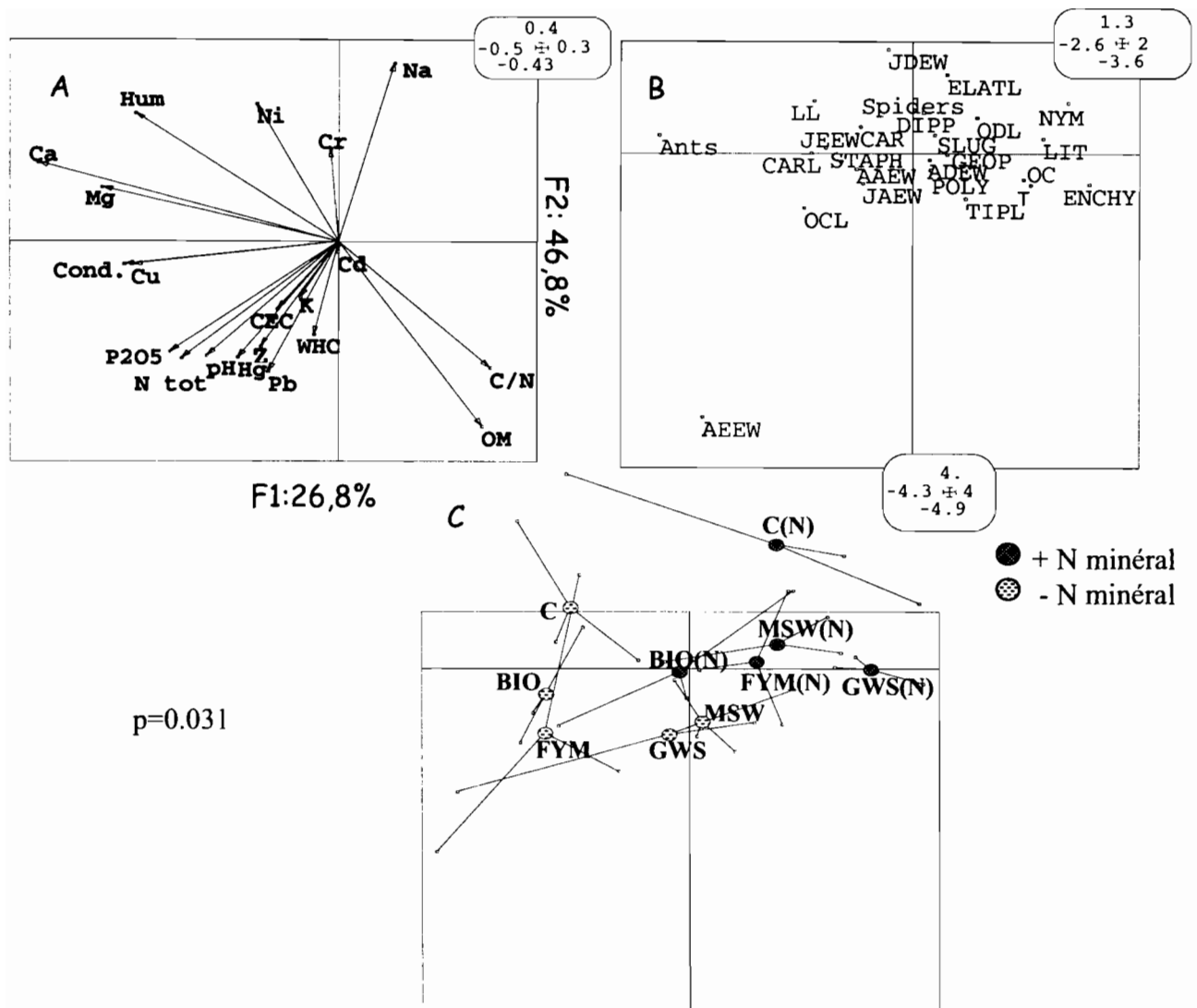


Fig. 1.7: Co-inertia between soil physicochemical parameters and soil fauna. A) Distribution of soil physico-chemical parameters; B) Position of soil macro-invertebrates taxa and C) Sites ordination.

1.2.5 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and NIRS variables

A co-inertia analysis performed on 20 soil physicochemical variables and the 101 NIRS variables highlighted a very good match between the two sets of data ($p=0.003$) (Fig. 1.8).

Wave lengths between 400 and 700 nm were clearly associated to soils without organic matter input (Control treatment) which also had higher Ca contents. On the other hand, treatments with the richest organic inputs (Municipal solid waste, Green Waste co-composted with Sewage sludge and Farmyard manure) were related to wave lengths between 800 and 1200 nm. These soils were also characterized by a more important water holding capacity.

Soils receiving Biowaste compost were related to wave lengths comprised between 1500 and 1600 nm and between 1800 and 1900 nm. These soils also had the highest in P_2O_5 .

The co-inertia analysis performed between faunal and NIRS variables was not statistically significant ($p=0.34$).

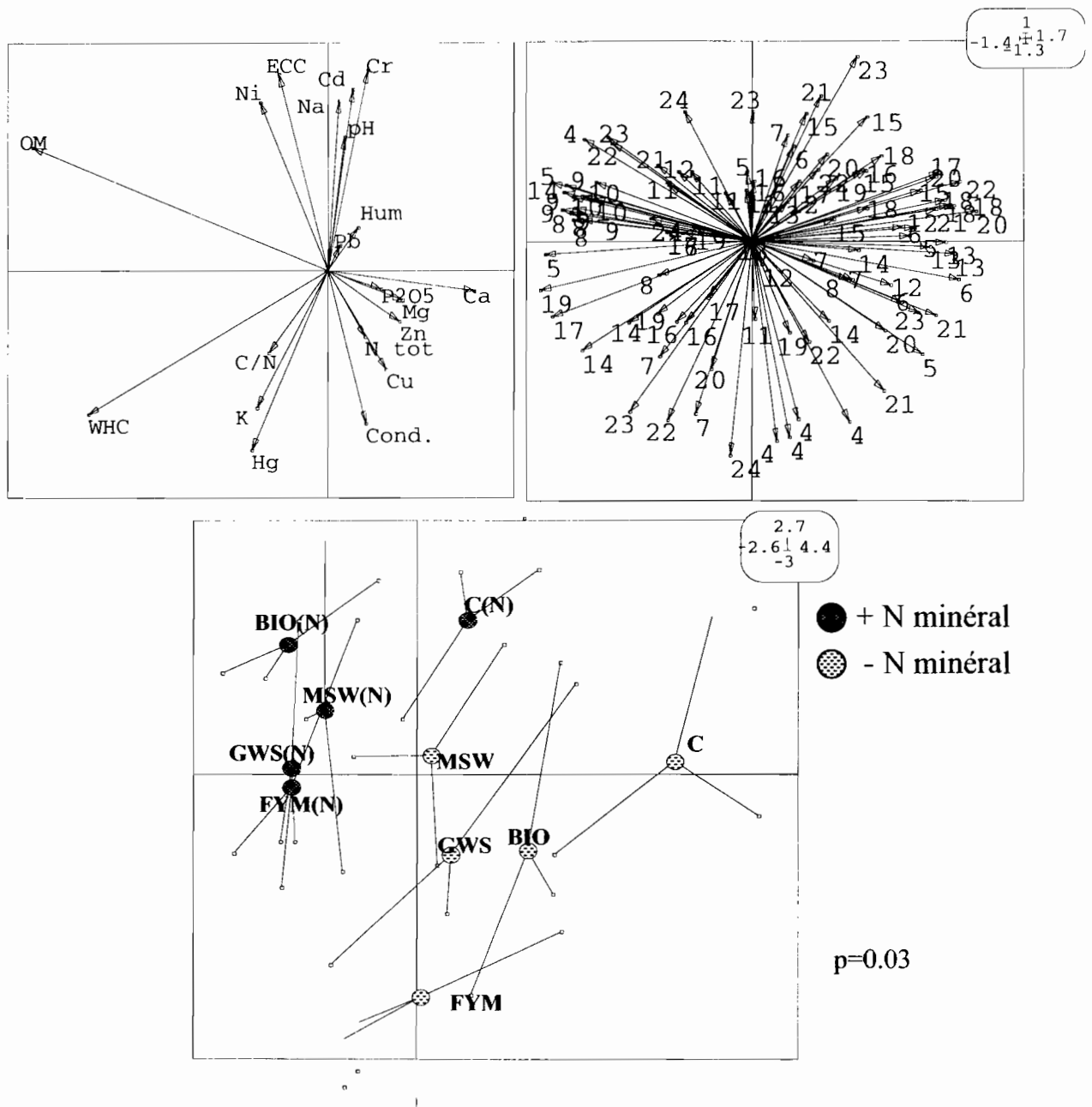


Fig. 1.8: Co-inertia between soil physicochemical parameters and NIRS variables

1.2.6 Microbial activity

Soil respiration measurements were performed to assess the effect of compost application on microbial activity.

CO₂ release after an incubation period of 21 days showed significant differences among treatments (ANOVA, $p=0,0006$).

Soils where Municipal Solid Waste compost was applied showed the highest values of CO₂ release whereas Control was the treatment with lowest microbial activity.

Mineral N application had no effect on respiration in compost treatments (Mann-Whitney test, $p>0,05$), nevertheless when no organic input was added to soil a statistically significant increase was observed ($p=0,036$).

Control treatment was statistically different from all the other treatments except for Green Waste co-composted with Sewage sludge compost. There was no significant differences between the different types of organic composts input except for MSW(N) treatment which had a statistically higher microbial activity (Fig. I.9).

A co-inertia analysis realised between CO₂ released and NIRS showed a strong relationship ($p=0.02$).

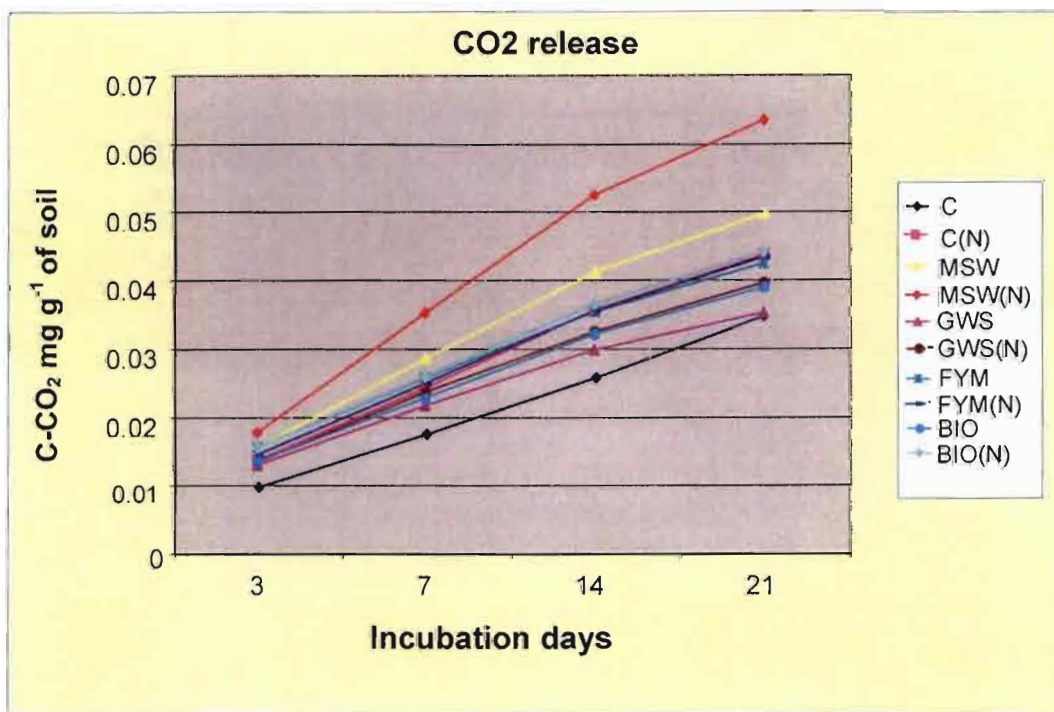


Fig. I.9: CO₂ release for different treatments during 21 days of incubation

I.3 Discussion

At Feucherolles, different organic waste compost applications had marked effects on soil macro-invertebrates populations.

In general, compost application had a positive effect on soil macrofauna abundance whereas the effect of mineral N fertilizer application was mainly negative. The observed difference in macro-invertebrate abundance between treatments with and without N fertilizer application could be attributed partially (at least in regard to insects communities) to differences in wheat ground cover between treatments as reported by Nkem *et al.* (2002). Indeed, wheat grain and straw yield increased by nearly a hundred percent in treatments where N fertiliser was applied (Houot et al, 2002). Both cropped plots (with or without N fertiliser application) had lower insect densities than the naturally vegetated areas nearby.

The abundance and composition of soil macro-invertebrates identify Green Waste treatment as a compost able to create soil conditions similar to those found in forest. In the ordination of faunal data defined by CoA analysis along axis 1, Municipal Solid Waste and Green Waste were the treatments situated closely to the forest (reference site with the highest abundance and diversity of soil macro-invertebrates). Endogeic species and predators with rapid movement characterized treatments with a poor or inexistent litter system. Soil physicochemical parameters ordinated treatments in the same way that soil macro-invertebrates did it. The use of organic amendments has been associated in our study with desirable soil properties including higher water holding capacity and ECC as those found by Doran (1995) and Drinkwater *et al.* (1995). Benefits of compost amendments to soil also include pH stabilization as described by Stamatiadis *et al.* (1999). Co-inertia analysis between soil parameters and macro-invertebrates highlighted the critically role played by the organic matter in soil macro-invertebrates distribution and their capacity to accurately respond to changes in soil characteristics.

Thus the different situations created by different type of organic matter waste were associated to different soil macro-invertebrates taxa. Ants were associated to soils without organic matter input and characterized by cations as Ca and Mg. The presence of Ants in this soil is not surprising because a low level of soil organic matter is not a limiting factor for their distribution since they do not feed on it.

The application to soil of Farmyard manure provides important quantities of N, P and soluble ions. Earthworms generally respond better to organic manure than to chemical fertilizers

(Curry, 1994). Epigeic and anecic earthworms appeared associated to P₂O₅ and to total N which characterize Farmyard manure treatment whereas the most important quantities of Endogeic earthworms were found in Control treatment with N fertilization which was also characterized by Na, Cr and Ni. Spiders, Carabidae coleoptera and Elateridae coleoptera larvae were also related to this treatment by co-inertia analysis.

Field carabids are species rich and abundant in arable habitats all over the world (Kromp, 1999). They are typically polyphagous, scattered data indicate carabid foraging on certain coleopteran pest larvae. They appeared associated in this work to Elateridae larvae on which they could feed.

Only very little information exists on the effects of inorganic nitrogen fertilization on carabids. Honckzarenco (1975) tested the effects of applying extremely high doses (80, 120, 320 and 480 kg/ha of nitrogen) on the entomofauna of a meadow soil; carabids avoided the plots with the highest concentrations, accumulating mainly in the non-fertilized control plots. However, other researchers (Kromp, 1990; Idinger, 1996) found that some carabids species were enhanced by the application of nitrogen mineral fertilizers. In these studies differences were considered to arise mainly from the indirect effects of fertilizers on soil- and crop-related properties such as crop stand density, weed diversity and prey availability.

In our study case Carabids didn't make a marked difference between plots with or without N fertilizer application probably because the dose applied was under the threshold influencing significantly carabids populations.

Spiders appeared associated to the same treatment. Among the major characteristics to be taken into account by Spiders in a given environment are habitat structure (Bishop, 1989; Marc, 1993b), microclimatic conditions (Canard, 1990), competition with other predators (Gillespie and Caraco, 1987; Smallwood, 1993) and availability of prey (Turnbull, 1964; Dabrowska-Prot, 1973; Wise, 1975; Kronk and Riechert, 1979; Marc, 1993b, 1993c). Concerning their feeding habits spiders are mainly generalized predators of Arthropods (Hexapoda, Myriapoda, Crustacea and Arachnida).

Spiders are been recognized as accumulators of heavy metal pollution. They are able to use potent toxins as Cd in biochemical reactions; specific biochemical pathways in spiders allow the assimilation of Cu and Zn as nutrients (Larsen *et al.*, 1994). In other cases, unwanted metals can be stored in granules in the hepatopancreas and voided with the faeces (Maelfait, 1996).

Cu, Zn, Cr and Ni were presents in our soils naturally. Control treatment with any organic matter input was characterized by the higher values in Ni. Probably the absence of

organic matter input and the higher values in Ni content made these soils less desirable to other macrofauna groups. The lower competition with other predators and the tolerance to heavy metals could explain the presence of more important quantities of spiders in this treatment.

Decomposer groups of soil macrofauna (mainly Diplopoda) that need higher levels of organic matter and are more sensitive to the presence of a litter layer were associated to Municipal Solid Waste and Green Waste treatments. These treatments presented an important water holding capacity and high values of C/N. Chilopoda and Diptera larvae were also more numerous in these treatments.

The physical characteristics of compost used in these treatments lead us to think that in both situations a surface layer composed by relatively large fragments of undecomposed or inert material creates habitats for litter dwelling taxa.

Indeed, fragments size in GWS compost was twice as large as in the other treatments. In the case of MSW, compost fragments were smaller but the material comprised an important proportion of inert components (plastic fragments principally) in comparison with the other treatments (30% vs 23%). These inert components stayed for a long time in soil. Moreover, these treatments had an important organic matter content which provided invertebrate decomposer communities suitable sites for their feeding requirements.

Assessment of compost organic matter stability (Houot *et al.*, 2002), showed that MSW compost was mineralized quickly with 30% of the organic carbon lost after 150 days of incubation (organic carbon mineralisation was rapid and reach 30% of total organic carbon at the end of the period). In other treatments mineralisation was lower and decreased in the order: FYM (20%), BW (15%) and GWS (10%).

Soil respiration pointed out this trend as the organic matter degradation rate of MSW treatment was the highest in comparison with other compost treatments. On the other hand, Control treatment which showed the lowest CO₂ release was closely followed by GWS.

The lower stability of MSW organic matter explains its higher effect on soil physical structure stabilisation. Measures realised in 2000 (Houot *et al.*, 2002) showed an increase on soil stability for MSW treatment. The large degradability of organic matter by soil microorganisms as showed in incubation results allows high microbial activity and a subsequent stabilization of structure probably by exopolysaccharids synthesis. This effect is enhanced by soil macro-invertebrates that were more abundant in this treatment and showed a similar composition to those found in the naturally vegetated area.

ISB (Biological Stability Index based on a biochemical division of organic matter of composts is a good indicator of composts capacity to maintain and increase soil organic matter content) was measured and results showed that ISB values increased in the following order: MSW>FYM>BW>GWS (Houot *et al.* 2002).

This result associated to the organic matter content of every compost (only 27% of total dry matter in BW compost and 50% in MSW and GSW composts) leads us to believe that GWS will be the most interesting compost treatment to maintain the organic matter stock in soils due to an elevated ISB, an important organic matter content and the most important abundance on soil macro-invertebrate with a faunal composition similar to the forest.

ISB value was also high in BW compost but it had a low organic matter content, in the other hand, MSW compost had a high organic matter content but a low ISB. For a same total quantity of dry matter input, the amount of organic matter supplied will be greater in GWS compost than in others and the proportion of organic matter likely to maintain soil organic matter stock will be also higher (ISB=0.69).

Results obtained by statistical analysis of NIRS data showed marked differences between treatments regarding the total organic matter content and showed a high sensitivity of NIRS to little variations in soil chemical situation. NIRS accurately highlighted differences in organic matter quality and ordinated the sites in the same order than respiration measurements. However, NIRS is sensitive to the total quantity of organic matter as well as its quality and the heterogeneity found in our data was quite important to prevent NIRS from isolating treatments clearly.

Co-inertia analysis between NIRS parameters and soil physicochemical variables confirmed the capacity of NIRS to characterize soil physicochemical situation. Several studies have shown the capacity of NIRS to predict soil ECC, Ca and Mg exchangeable content, Na and Al exchangeable percentage and pH (Dunn *et al.*, 2002), soil organic and inorganic carbon content (McCarty *et al.*, 2002) and soil humidity (Bower and Hanks, 1965).

NIRS is strongly related to soil organic matter and to organic bindings nature. Soil physical conditions play an important role on soil fauna distribution. It is probably that soil macro-invertebrates respond strongly to soil physical conditions than NIRS. This could explain that co-inertia analysis between soil macro-invertebrates data and NIRS variables was no statistically significant.

I.4 Conclusions

The use of recycled organic wastes as alternative soil fertility amendments can result in increased organic matter and biological activity in soils which lead to obtain desirable soil properties including higher plant available water holding capacity and ECC and can foster beneficial microorganisms.

Soil macro-invertebrates showed an interesting capacity to reflect soil organic matter status (quantity and quality) and its effect on soil structure. The whole of soil fauna groups considered in this study characterized different treatments pointing out the macro-invertebrates capacity to respond to a range of different soil situations through its most sensitive components.

This different degree of sensitivity to different aspects of soil conditions could be likely to have a different indicator value that could be used to predict soil quality regarding soil macro-invertebrates composition and abundance. Further analysis are being realised in our laboratory in this sense to determine this value in order to accurately use soil macro-invertebrates in bioindication.

CHAPITRE II :

EFFETS COMPARES DU LABOUR CONVENTIONNEL ET DU SEMIS DIRECT SUR LES COMMUNAUTES DE MACRO-INVERTEBRES DE SOLS CULTIVES DE LA TOURAINE

Résumé

Introduction

II.1. Matériel et Méthodes

II.1.1 Site d'étude et méthode de gestion

II.1.2 Protocole d'échantillonnage

II.1.3. Traitement de données

II.2. Résultats

II.2.1 Les propriétés du sol

II.2.2 Peuplements de macro-invertébrés du sol

II.2.3 Evaluation des propriétés de la MO par la méthode NIRS

II.2.4 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et l'analyse de la NIRS

II.2.5 Co-inertie entre les peuplements de macro-invertébrés du sol et l'analyse de la NIRS

II.2.6 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro-invertébrés

II.3 Discussion

Résumé

Les systèmes de culture modifient l'environnement physique et chimique dans lequel vivent les organismes du sol influençant leur abondance et leur diversité. L'étude d'un ensemble de parcelles de forêt, prairie pâturée, champs avec semis direct et champs labourés en Touraine a montré une très forte diminution de l'abondance (forêts : 526.9 ind/m² en moyenne; prairies : 238.4 ind/m² ; champs sans labour : 170.7 ind/m² et champs labourés : 33.6 ind/m²) et de la diversité (forêts : 98 taxons ; prairies : 73 ; champs sans labour : 44 et champs labourés : 30) des macro-invertébrés quand s'intensifient les pratiques. La mise en culture du sol provoque une diminution significative de la teneur en matière organique et de la capacité de rétention en eau. Les changements de l'environnement physico-chimique du sol affectent les différents taxons de macro-invertébrés de manière différente. Ainsi l'étude des relations entre les paramètres physico-chimiques mesurés, l'analyse spectrale réalisée par la NIRS et l'abondance et la diversité des peuplements de macrofaune du sol à l'aide des analyses de co-inertie a mis en évidence les groupes de macrofaune les plus représentatifs de chaque milieu. Les résultats obtenus dans cette étude suggèrent que les peuplements de macro-invertébrés peuvent être utilisés comme des bioindicateurs efficaces des conditions de vie régnant dans le sol.

Introduction

Parmi les diverses interventions constituant les itinéraires techniques, le labour joue un rôle essentiel pour la préparation du sol pour les semences, le contrôle des mauvaises herbes et l'aération du sol.

On a cependant mis en évidence une série d'effets négatifs de cette pratique sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol affectant négativement le fonctionnement des agroécosystèmes (Carter et Stewart, 1996). La perturbation induite par le labour et l'exportation des résidus de récolte affectant la quantité et la qualité de la matière organique du sol, influencent les propriétés hydrauliques du sol, la disponibilité de nutriments et l'activité biologique au dessus du sol et à l'intérieur (Frede *et al.*, 1994; Karlen *et al.*, 1994). La température du sol, son aération et le degré de contact entre les matières organiques et les particules minérales sont aussi modifiés.

La dégradation de la structure du sol, l'érosion et la perte de matière organique sont les principales raisons qui ont éveillé un intérêt renouvelé pour les systèmes de culture sans labour qui réduisent les effets négatifs mis en évidence par les systèmes de culture

conventionnels, entre autres la diminution de l'abondance, de la diversité et de l'activité des organismes du sol (Paoletti, 1988; Alderweireldt *et al.*, 1991; Piffner and Niggli, 1996; Marasas *et al.*, 1997). Des raisons économiques, le moindre coût du matériel agricole utilisé, ont parfois plus de poids que les raisons purement techniques dans la décision de l'adoption de cette approche. Des agriculteurs ont choisi l'agriculture sans labour sur des vastes étendues (Sud du Brésil, Derpsch, 1999). Cette pratique peu usitée en France a démarré en 1998 en Touraine à l'initiative des agriculteurs soucieux de limiter les frais liés à l'achat et à l'entretien du matériel.

La macrofaune du sol définie comme l'ensemble des invertébrés trouvés dans le sol pour lesquels plus du 90% des individus sont visibles à l'œil nu (Eggleton, P., Folgarait, P. et Feijoo, A., 2000, rapport non publié) sont composés d'un vaste nombre de taxons qui réalisent un ensemble de fonctions fondamentales dans le sol et assurent le maintien de sa qualité (Lavelle et Spain, 2001).

Les organismes de plus grande taille comme les vers de terre creusent le sol créant ainsi des pores larges qui jouent un rôle dans le flux d'eau et dans sa rétention, l'aération du sol et le développement des racines. Ils mélangent la matière organique à la matière minérale, produisent des agrégats et stimulent l'activité microbienne.

Dans les milieux tempérés vers de terres et fourmis constituent les deux groupes d'invertébrés ingénieurs les plus importants de la macrofaune du sol par leur abondance et leur rôle dans le fonctionnement écologique du sol. Les structures biogéniques qu'ils construisent dans le sol influencent le flux de ressources pour d'autres organismes affectent profondément la nature et l'intensité des processus écologiques du sol (Jones *et al.*, 1994 ; Lavelle *et al.*, 1997).

Les autres taxons de la macrofaune du sol (Myriapodes, Coléoptères, Isopodes, Larves de Diptère, Arachnides, Gastéropodes, Dermaptères, Hétéroptères, Homoptères et Dictyoptères) n'étant pas des fousseurs ont une moindre capacité à se déplacer dans le sol minéral que les fourmis ou les vers de terre. Ainsi, la plupart d'entre eux sont confinés dans les premiers centimètres du sol ; les saprophages jouent cependant un rôle important dans la mise à disposition de la litière de surface pour d'autres organismes (Bonkowski *et al.*, 2000).

Les macro-invertébrés jouent un rôle fondamental dans le recyclage de nutriments et dans la décomposition de la matière organique dans le sol. Une meilleure compréhension des effets des pratiques agricoles sur ces organismes pourrait permettre une gestion plus précise pour l'amélioration des systèmes de gestion en agriculture.

Dans le cadre de ce travail, nous avons mesuré l'effet de ces pratiques sur les peuplements de macrofaune du sol en comparant des parcelles labourées et des parcelles non labourées. Une forêt a été échantillonnée comme milieu de référence. Nous partons de l'hypothèse que la formation d'un système litière et les apports organiques plus importants des parcelles non labourées vont favoriser tous les groupes de macrofaune du sol.

II.1 Matériel et Méthodes

II.1.1 Site d'étude et méthode de gestion

Le dispositif expérimental qui a servi à réaliser cette étude a été mis en place par la Chambre d'Agriculture de l'Indre-et-Loire en 1998 dans la localité du Louroux (47° 10' N ; 0° 37' E) sur un sol limoneux sur substrat acide composé de 36.6% de sable, 39.6% de limon et 18.8% d'argile.

L'échantillonnage a eu lieu au mois de Juin 2001 sur deux champs adjacents soumis à un système de gestion conventionnel et à un système de semis direct. Chaque champ était composé de 3 sous-parcelles de 35×50m considérées ici comme des répétitions. Les parcelles étaient situées à 20 m les unes des autres et cultivées avec une rotation de culture maïs/blé et une interculture d'avoine.

Les parcelles cultivées sur le même type de sol mais avec des systèmes de gestion contrastés ont été comparées : (1) Parcelles cultivées sous un système de gestion conventionnel (PL) avec un labour classique à 25 cm de profondeur et deux passages de herbes horizontales à 10 cm de profondeur chaque année pendant les 20 dernières années. Après le semis, les mauvaises herbes sont contrôlées mécaniquement (herbes rotatives). (2) Semis direct (PSL) réalisé avec un semoir sans labour. Ce traitement a été mis en place il y a quatre ans sur une parcelle ayant été soumise auparavant à un labour conventionnel ; les mauvaises herbes sont contrôlées à l'aide d'herbicides et les limaces par l'application d'un produit chimique contre les limaces.

Les résultats ont été comparés à (3) une prairie permanente pâturée par des bovins (P) où aucun labour n'est réalisé et (4) à une forêt voisine (B) utilisée comme milieu de référence pour connaître la faune disponible à l'échelle régionale, dans le milieu supposé abriter la plus importante biodiversité.

II.1.2 *Protocole d'échantillonnage*

Les macro-invertébrés du sol ont été prélevés en utilisant 10 points d'échantillonnage situés à 10 m de distance les uns des autres le long de deux transects parallèles espacés de 10 m. L'extraction de la faune du sol a été réalisée en utilisant la méthode TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) modifiée pour être adaptée aux milieux tempérés. (Lavelle, 1988 ; Anderson et Ingram, 1993). Cette méthode consiste à réaliser sur des surfaces unitaires de 25x25 cm deux applications d'une solution formolée (0.2%) à dix minutes d'intervalle, suivie d'un tri manuel des premiers 15 cm du sol. Les macro-invertébrés ainsi prélevés sont conservés dans du formol concentré à 4%.

Dix échantillons de sol (0-15 cm de profondeur) ont été prélevés dans chaque parcelle à côté du point de prélèvement de la macrofaune. Les échantillons ont été séchés à l'air et tamisés à 2mm pour l'analyse spectrale (Near Infrared Reflectance Spectroscopy ; Creaser and Davies, 1988) afin d'évaluer la qualité de la matière organique du sol. Trois échantillons par parcelle ont été utilisés pour l'analyse du carbone et de l'azote, la mesure du pH, du phosphore assimilable P₂O₅ (Olsen), de la CEC et les cations échangeables, la capacité de rétention en eau et la texture.

II.1.3 *Traitement de données*

Des analyses de variance sur les données physico-chimiques et le jeu de données de macro-invertébrés ont été réalisées à l'aide du logiciel SigmaStat 2.03 (Softek Inc., 1995). La richesse taxonomique et la diversité ont été calculées en utilisant le logiciel EstimateS (Colwell, 1997). Des analyses multivariées ont été réalisées sur les données physico-chimiques, sur les données de macro-invertébrés ainsi que sur le jeu de données de la NIRS. Des analyses de co-inertie ont été réalisés postérieurement entre ces différents jeux de données en utilisant le programme ADE-4 (Thioulouse, Chessel, Dolédec et Olivier, 1977).

II.2 Résultats

II.2.1 *Les propriétés du sol*

Les paramètres physico-chimiques mesurés n'ont pas montré de différences statistiquement significatives entre les parcelles soumises à un labour conventionnel et celles où l'on réalise un semis direct excepté pour le pH qui est plus acide dans les parcelles sans labour (5.7 vs 6.6 dans les parcelles labourées) et le phosphore assimilable (0.04 vs 0.08 gkg⁻¹).

Tous les autres paramètres physico-chimiques mesurés (C organique, N total, pH, CEC, et capacité de rétention en eau) ont présenté des différences statistiquement significatives entre les milieux moins anthropisés (forêts et prairies) et les parcelles cultivées (tableau II.1).

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur l'ensemble de variables physico-chimiques (14 paramètres × 12 sites). Les deux premiers axes de l'analyse expliquent 93.1% de la variabilité totale des données (Figure II.1A). Le premier axe avec 61.4% de la variance expliquée montre une ordination des traitements dans laquelle les parcelles de forêt et de prairie permanente sont opposées aux parcelles cultivées (Fig. II.1B).

Les sols des milieux moins perturbés (forêt et prairie) sont caractérisés par une teneur en matière organique plus importante qui peut être, en ce qui concerne le carbone, jusqu'à neuf fois la teneur mesurée dans les champs. Ces sols présentent aussi une capacité de rétention en eau supérieure. Ces paramètres sont associés aux argiles et limons présents dans ces sols (Fig. II.1C).

L'axe 2 (31.7% de la variance expliquée) oppose la forêt aux prairies situées du côté positif. Le côté positif de l'axe est représenté par une plus forte teneur en cations (Mg, et K principalement), par une teneur en phosphore assimilable plus importante ainsi qu'une capacité d'échange cationique plus marquée.

Paramètre	F	H	p	Test a posteriori
Carbone organique	86.4		***	B, P>PSL, PL
N total	57.1		***	PL, PSL<B<P
pH	54.1		***	B<P<PSL<PL
Ca	41.4		***	PL>P, PSL>B;
Mg	78.1		***	B<PL, PSL<P
K	6.46		*	B<P, PL, PSL
Na	23.7		***	PSL, PL, B<P
CEC	3.6		NS	
P ₂ O ₅	52.9		***	B, PSL<PL<P
CRE	73.5		***	PL, PSL<B<P
Sable		10.6	*	PL, PSL>B, P
Limon	146.7		***	PL, PSL<B, P
Argile	39.9		***	PL, PSL<B, P

Tableau II.1 : Résultats des ANOVA et test à posteriori (Tukey) réalisées sur les paramètres physico-chimiques (H : Kruskal-Wallis). B : Forêt ; P : Prairie ; PL : Parcelle labourée ; PSL : Parcelle semis direct.

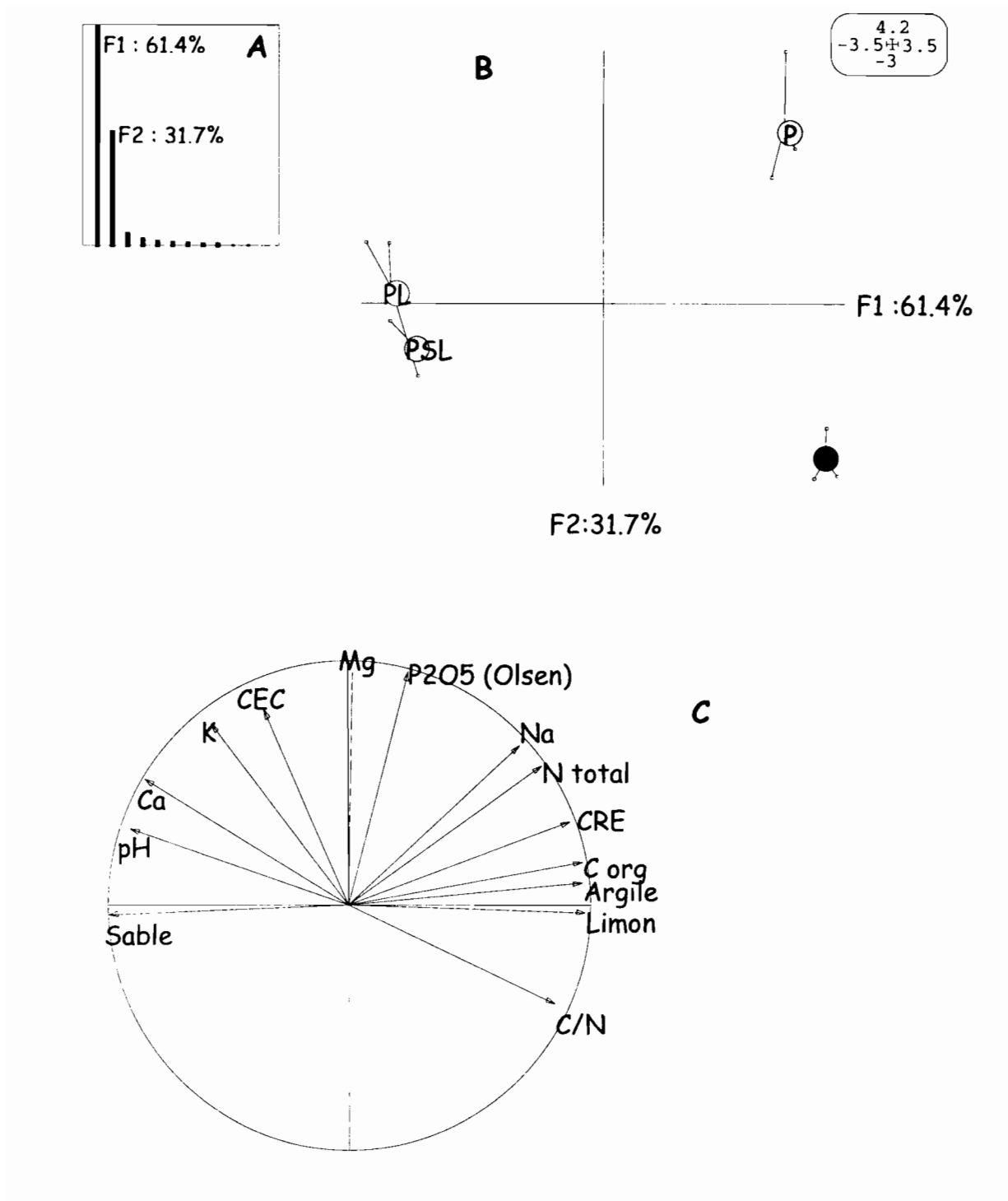


Figure II.1 : Analyse en composantes principales réalisée sur les données physico-chimiques du sol. A) Décroissance des valeurs propres. B) carte factorielle montrant la répartition des sites dans le plan décrit par F1×F2 (P : prairie permanente ; B : forêt ; PL : parcelle labourée ; PSL : parcelle sans labour) et C) cercle de corrélations des paramètres physico-chimiques mesurés (CRE : capacité de rétention en eau) avec les facteurs 1 et 2.

II.2.2 Peuplements de macro-invertébrés du sol

Un total de 167 taxons a été collecté dans l'ensemble des sites étudiés. La plupart d'entre eux ont été identifiés à l'espèce, deux taxons ont été identifiés au niveau de la famille (Diplopodes et Araignées) et trois ont été utilisés au niveau de l'ordre (insectes immatures : larves de Diptères, de Coléoptère et de Lépidoptère) en raison de la difficulté de trouver des taxonomistes spécialisés dans l'identification des larves d'insecte.

L'abondance moyenne des macro-invertébrés montre des différences très fortes entre les différentes situations considérées (Figure II.2). La densité décroît en suivant le gradient de perturbation du sol décrit par les traitements. Ainsi les parcelles de forêt peu perturbées présentent une abondance moyenne quatorze fois supérieure (526.9 ind/m^2) à celle retrouvée dans les parcelles soumises à un système de culture conventionnel (36.2 ind/m^2).

La plus forte densité s'observe dans les forêts (526.9 ind/m^2) de l'abondance totale suivies par les prairies permanentes pâturées (238.4 ind/m^2) du total d'individus, les parcelles cultivées sans labour (170.7 ind/m^2) et les parcelles soumises à un système de culture conventionnelle (33.6 ind/m^2). Les différences observées entre les sites sont statistiquement significatives pour tous les traitements ($p < 0.05$, Méthode Dunn).

La richesse taxonomique la plus élevée a été trouvée dans les forêts et les prairies (98 et 73 taxons respectivement) suivies des parcelles cultivées où le nombre de taxons varie aussi en fonction du type de gestion, plus important dans les parcelles sans labour (44 taxons) que dans les parcelles avec labour (30 taxons). L'indice de Shannon met en évidence des différences statistiquement significatives ($p < 0.005$, Méthode Dunn) de la diversité entre les différents traitements excepté pour les parcelles cultivées (Figure II.3).

La composition en macro-invertébrés du sol observée pour les différents traitements montre bien que les conditions de vie existantes dans chacun de ces milieux est caractérisée par des groupes de macro-invertébrés bien particuliers (Figure 4). Les milieux les moins perturbés par l'homme représentés dans notre étude principalement par les forêts sont caractérisés par une faune très diversifiée composée en majeure partie par des organismes appartenant au groupe des transformateurs de litière (Isopodes et Diplopodes de la famille Iulidae). Certains de ces groupes sont présents uniquement dans ce milieu comme c'est le cas pour les Isopodes. Les principaux groupes caractérisant la forêt sont les Isopodes et Iulidae (91.4% de l'abondance totale), les Fourmis, les Vers de terre (la plus grande abondance de vers de terre se trouve dans la forêt avec 57.6 ind/m^2), les Chilopodes, les Araignées et les Coléoptères (aussi bien les adultes que les larves).

Dans les prairies permanentes les taxons les plus représentés sont les Hétéroptères, les larves de Diptère et de Coléoptère, les Araignées et les Coléoptères adultes (principalement de la famille Staphylinidae).

Dans les parcelles cultivées on observe une grande différence entre les parcelles sans labour celles labourées. Dans les parcelles avec semis direct on trouve des taxons tels que les larves de Lépidoptère ou les diplopedes de la famille Polydesmidae avec la même densité que dans les forêts tandis qu'ils sont absents dans les parcelles avec un système de culture conventionnel. D'autres taxons tels que les Vers de terre, les larves de Diptère, les Chilopodes de la famille Lithobidae, les Araignées, les Fourmis et les Gastéropodes sont présents dans les parcelles sans labour avec une densité inférieure à celle trouvée dans les forêts ou dans les prairies.

Finalement, les parcelles soumises à un système de culture conventionnelle présentent un peuplement dominé par les Coléoptères adultes appartenant principalement à la famille Carabidae. Les taxons qui subissent la diminution la plus forte sont les fourmis et les vers de terre qui peuvent être complètement éliminés ainsi que les diplopedes décomposeurs (Iulidae et Polydesmidae notamment) qui sont en revanche présents dans les parcelles sans labour. Le peuplement d'araignées et d'autres prédateurs comme les chilopodes peut être jusqu'à neuf fois moins abondant dans les parcelles labourées ($d_{\text{araignées}}=2-3 \text{ ind/m}^2$; $d_{\text{chilopodes}}=2 \text{ ind/m}^2$), que dans les parcelles avec semis direct ($d_{\text{araignées}}=32 \text{ ind/m}^2$; $d_{\text{chilopodes}}=14-15 \text{ ind/m}^2$). Les parcelles labourées présentent également un peuplement de larves de Diptères fortement réduit (1 ind/m^2 vs 7 ind/m^2 en moyenne dans les parcelles sans labour) et de larves de Coléoptères (3 ind/m^2 vs $6-7 \text{ ind/m}^2$ pour les parcelles sans labour).

Une analyse factorielle de correspondances a été réalisée sur l'ensemble de données de la faune (Figure 5A, 5B et 5C). Le tableau de données faunistiques a été modifié de manière à éliminer du jeu de données initial les singletons et doubletons. Le nombre de variables est ainsi passé de 167 à 84 (61 singletons et 22 doubletons pour 120 points de mesure).

Le premier axe de l'AFC avec 31.5 % de la variance expliquée sépare l'ensemble des sites et les ordonne en situant la forêt à l'extrémité négative de l'axe en opposition au reste des traitements. Les prairies et les parcelles cultivées sans labour sont très proches dans le plan factoriel décrit par $F1 \times F2$. Ces milieux sont principalement caractérisés par les fourmis de l'espèce *Lasius platythorax*, les chilopodes de l'espèce *Lamyctes fluvicornis* et les araignées de la famille Lycosidae.

La forêt est caractérisée par l'Isopode *Oniscus asellus*, les fourmis de l'espèce *Myrmica ruginodis*, les diplopodes de la famille Iulidae, le vers de terre *Dendrobaena octaedra* et le chilopode *Cryptops hortensis*.

La répartition des sites le long de l'axe 2 (17.2% de variance expliquée) oppose les parcelles soumises à un système de culture conventionnelle aux forêts, aux prairies et aux parcelles sans labour. Cet axe ordonne les sites en fonction de leur degré de perturbation physique, il peut être assimilé à l'intensité d'un effet litière car il sépare clairement les milieux les moins anthropisés des champs avec un système de culture intensive.

Les parcelles labourées possèdent une faune qui est principalement caractérisée par des coléoptères de différentes familles : Chrysomelidae (*Phyllotreta vittula*), Hydrophilidae et Curculionidae appartenant au genre *Baris* sp. ainsi que des Staphylinidae (*Aleochara (Coprochara) bipustulata* et *Xantholinus linearis*) et des Carabidae représentés par l'espèce *Trechus obtusus*.

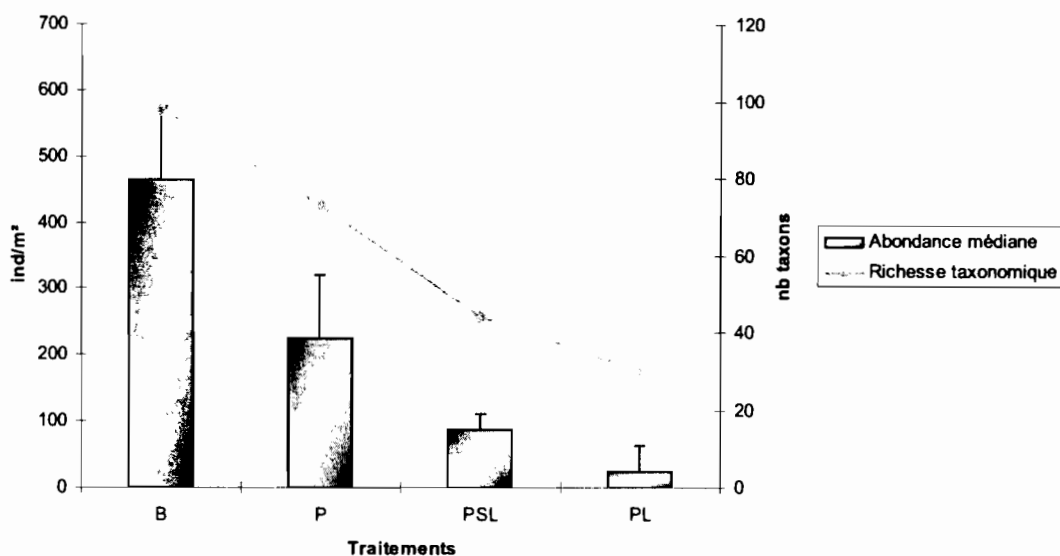


Figure II.2 : Effet du type d'utilisation du sol sur l'abondance moyenne des macro-invertébrés du sol (ind m^{-2}) et richesse taxonomique dans quatre sites de Touraine. B : Forêt ; P : Prairie permanente ; PSL : Parcelle sans labour (semis direct) et PL : parcelle soumise un système de culture conventionnelle.

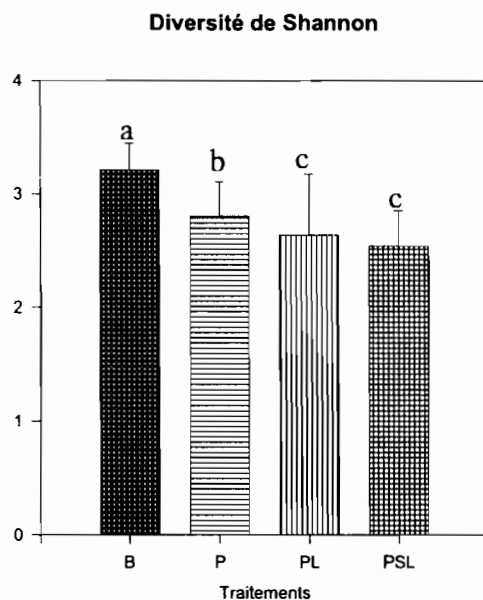


Figure II.3 : Indice de diversité de Shannon calculé pour chacun des sites d'étude. B : Forêt ; P : Prairie permanente ; PSL : Parcelle sans labour (semis direct) et PL : parcelle soumise un système de culture conventionnelle.

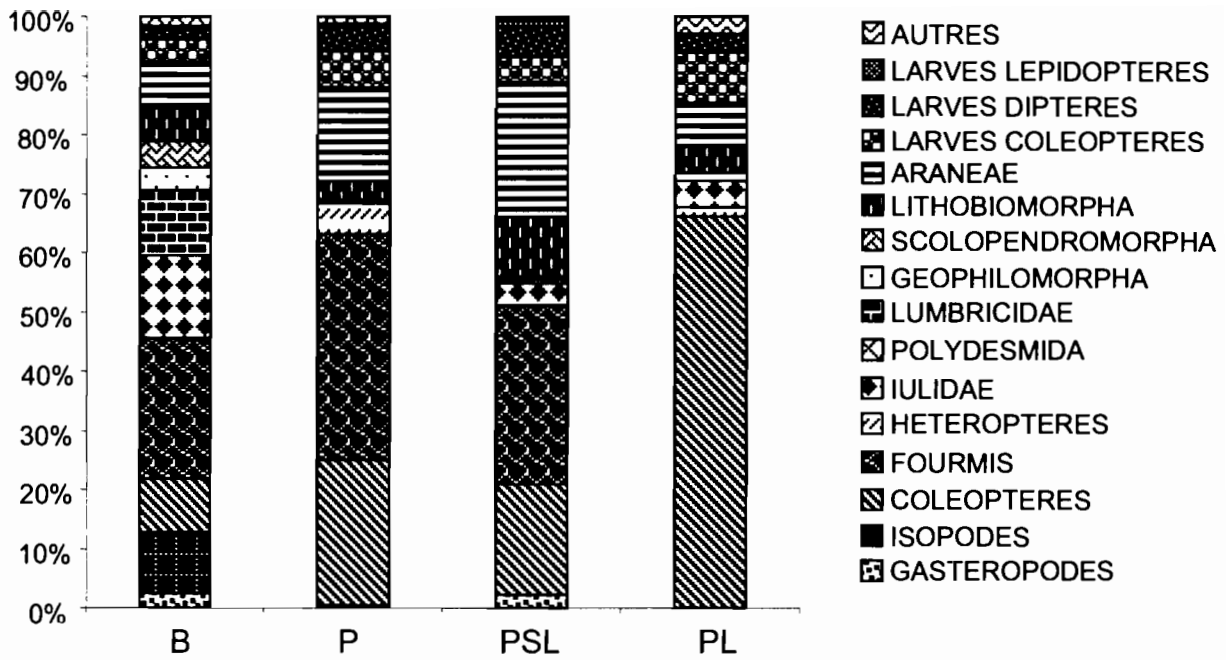
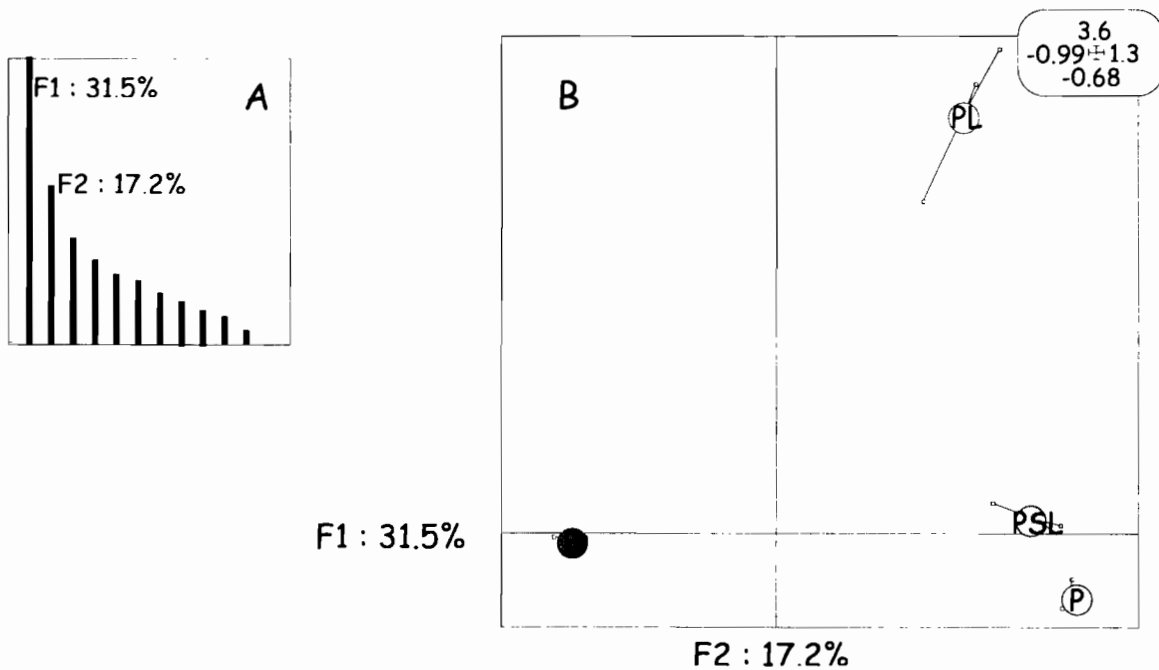


Figure II.4 : Abondance relative des principaux taxons présents dans chaque site d'étude. B : Forêt ; P : Prairie permanente ; PSL : Parcelle sans labour (semis direct) et PL : parcelle soumise à un système de culture conventionnelle.



Légende :

- 1 : *Deroceras reticulatum* : GASTEROPODE
- 2 : *Arion intermedius* : GASTEROPODE
- 3 : *Discus rotundatus* : GASTEROPODE
- 4 : *Aegopinella nitidula* : GASTEROPODE
- 5 : *Eluma purpurascens* : ISOPODE
- 6 : *Trichoniscus pusillus* : ISOPODE
- 7 : *Philoscia affinis* : ISOPODE
- 8 : *Oniscus asellus* : ISOPODE
- 9 : *Neobisium simile* : PSEUDOSCORPION
- 10 : *Phyllotreta vittula* : COL. CHRYSOMELIDAE
- 11 : *Oulema melanopus* : COL. CHRYSOMELIDAE
- 12 : *Oulema gallaeciana* : COL. CHRYSOMELIDAE
- 13 : *Tenebrionidae* : COLEOPTERE
- 14 : *Hydrophilidae* : COLEOPTERE
- 15 : *Lasius platythorax* : FOURMI
- 16 : *Myrmica scabrinodis* : FOURMI
- 17 : *Lasius platythorax* : FOURMI
- 18 : *Myrmica ruginodis* : FOURMI
- 19 : *Myrmecina graminicola* : FOURMI
- 20 : *Stenamma debile* : FOURMI
- 21 : *Lasius umbratus* : FOURMI
- 22 : *Lasius flavus* : FOURMI
- 23 : *Lasius brunneus* : FOURMI
- 24 : *Lasius niger* : FOURMI
- 25 : *Apion sp.1* : COL. CURCULIONIDAE
- 26 : *Apion sp.2* : COL. CURCULIONIDAE
- 27 : *Curculionide 1* : COL. CURCULIONIDAE
- 28 : *Baris sp.* : COL. CURCULIONIDAE
- 29 : *Omius sp.* : COL. CURCULIONIDAE
- 30 : *Kalama tricornis* : HETEROPTERE
- 31 : *Peritrechus gracilicornis* : HETEROPTERE
- 32 : *Lygaeidae* : HETEROPTERE
- 33 : *Emblethis sp.* : HETEROPTERE
- 34 : *Sternorrhyncha* : HOMOPTERE
- 35 : *Homoptera* : HOMOPTERE
- 36 : *Julidae* : DIPLOPODE
- 37 : *Polydesmidae* : DIPLOPODE
- 38 : *Lumbricus rubellus* : VER DE TERRE
- 39 : *Dendrobaena octaedra* : VER DE TERRE
- 40 : *Tytthaspis sedecimpunctata* : COL. COCCINELIDAE
- 41 : *Anelosmacephalus cambridgei* : OPILION
- 42 : *Schendyla nemorensis* : CHILOPODE
- 43 : *Geophilus gavoyi* : CHILOPODE
- 44 : *Haplophilus subterraneus complanata* : CHILOPODE
- 45 : *Cryptops hortensis* : CHILOPODE
- 46 : *Lithobius sp.* : CHILOPODE
- 47 : *Lithobius muticus* : CHILOPODE
- 48 : *Lithobius tricuspis* : CHILOPODE
- 49 : *Lamyctes fluvicornis* : CHILOPODE
- 50 : *Lithobius microps* : CHILOPODE
- 51 : *Lithobius macilentus* : CHILOPODE
- 52 : *Linyphiidae* : ARAIGNEE
- 53 : *Theridiidae* : ARAIGNEE
- 54 : *Dysderidae* : ARAIGNEE
- 55 : *Clubionidae* : ARAIGNEE
- 56 : *Thomisidae* : ARAIGNEE
- 57 : *Lycosidae* : ARAIGNEE

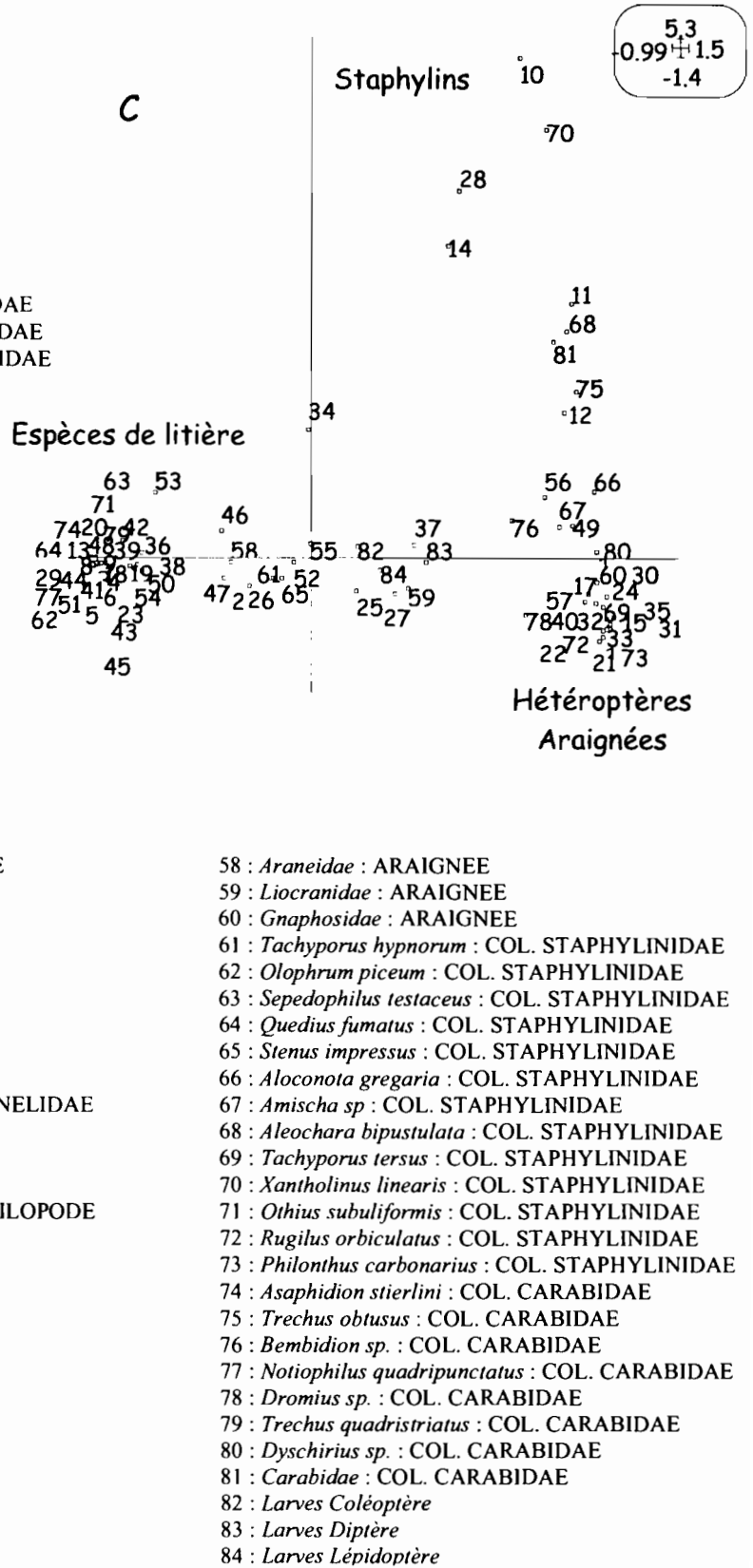


Figure II.5 : Analyse de correspondances réalisée sur les données faunistiques. A) Graphe des valeurs propres. B) Ordination des sites dans le plan factoriel décrit par les axes F1×F2 et C) distribution des taxa de macro-invertébrés dans le plan factoriel F1×F2.

II.2.3 Evaluation des propriétés de la MO par la méthode NIRS

L'évaluation de la qualité de la matière organique présente sur chacun de nos sites d'étude a été réalisée au moyen de la méthode NIRS (Near Infrared Reflectance Spectroscopy).

Les 200 variables quantitatives obtenues avec cette méthode ont été utilisées pour réaliser une analyse en composantes principales. Les deux premiers axes expliquent 79.3% de la variabilité totale du tableau de données (Figure II.6A).

La distribution des sites dans le plan factoriel F1×F2 est pratiquement la même que celle résultant de l'analyse des paramètres physico-chimiques du sol. L'axe 1 sépare les milieux moins perturbés des parcelles cultivées. Le deuxième axe (32.6% de variance expliquée) oppose les sites de forêt aux prairies tandis que les parcelles cultivées sont dans une zone intermédiaire.

Un test de permutation de Monte Carlo a permis de mettre en évidence que la structure définie par l'ACP est statistiquement significative ($p < 0.001$).

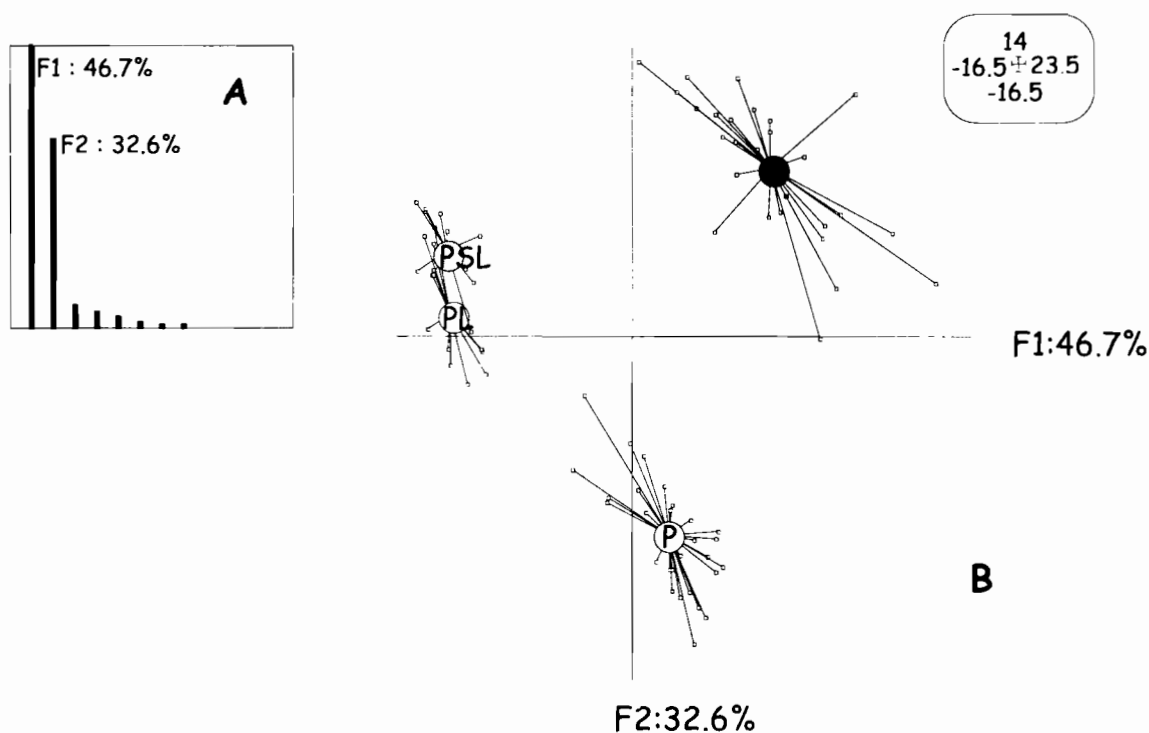


Figure II.6 : Ordination par analyse en composantes principales des sites d'échantillonnage dans l'espace factoriel défini par les 200 variables décrivant les spectres NIRS. A) Graphe des valeurs propres. B) Projection des points d'échantillonnage dans le plan factoriel défini par F1×F2 (les cercles correspondent aux barycentres et les points représentent les points d'échantillonnage). B : Forêt ; P :

Prairie permanente ; PSL : Parcelle sans labour (semis direct) et PL : parcelle soumise un système de culture conventionnelle.

II.2.4 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et l'analyse de la NIRS

Une analyse de co-inertie a été réalisé entre les 14 variables décrivant les caractéristiques physico-chimiques du sol et les 200 variables NIRS caractérisant la nature de la MO du sol pour tester l'existence d'une co-structure entre elles.

Un test de signification de Monte-Carlo a montré qu'il existe une relation très étroite entre les deux jeux de données ($p < 0.001$) (Figure II.7 et B).

Les plans 1-2 de co-inertie sont semblables aux plans 1-2 de chaque analyse (Tableau II.2). En outre les deux projections sont reliées par des corrélations de valeur élevée (0.98 pour les deux axes).

La distribution des sites définie par les paramètres physico-chimiques du sol et celle définie par les données de NIRS sont globalement les mêmes. Les variations dans la qualité physico-chimique des sites sont très liées aux variations de la qualité et la quantité de la matière organique du sol.

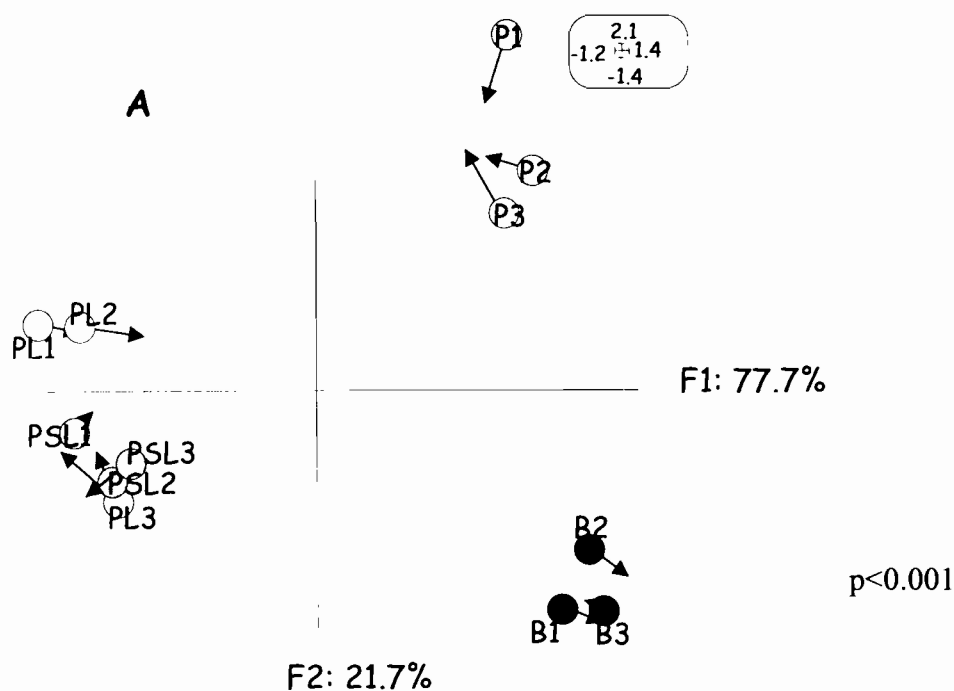


Figure II.7 : Analyse de co-inertie entre 14 variables physico-chimiques du sol et 200 variables décrites par la NIRS. A) Distribution des sites dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de co-inertie. Les cercles donnent la position des relevés vue à travers les variables physico-chimiques. Le

point à l'extrémité de la flèche donne la position vue par les variables NIRS. Plus la distance est petite et plus les deux structures sont similaires. . La longueur des flèches est inverse de la qualité de la covariation pour les variables de chacun des sites. P : Prairies ; PL : Parcelles labourées ; PSL : Parcelles sans labour ; B : Forêt.

Axe	COVARIA.	VARIAN 1	VARIAN 2	CORRELATION	INERTIE 1	INERTIE 2
1	30.79	8.586	113.4	0.9866	8.606	114
2	16.3	4.439	62	0.9826	4.435	61.73

Tableau II.2: Résultat de l'analyse de co-inertie. **Inertie 1 et 2** : ce sont les inerties maximales obtenues par les analyses séparées que l'on peut projeter sur les axes. **Variations 1 et 2** : ce sont les inerties que l'on projette sur les axes de co-inertie. **Corrélation** : relation entre les systèmes de coordonnées pour les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie.

II.2.5 Co-inertie entre les peuplements de macro-invertébrés du sol et l'analyse de la NIRS

Afin d'étudier l'éventuelle relation entre les peuplements de macro-invertébrés du sol et les variables spectrales de la NIRS nous avons réalisé une analyse de co-inertie entre ces deux jeux de données.

L'analyse a montré que les variations que l'on observe dans la distribution des taxons dans les différents milieux sont superposables aux variations des propriétés de la matière organique mesurées par la NIRS. Un test de permutation a mis en évidence que ce résultat était statistiquement significatif ($p=0.002$).

Les plans 1-2 de co-inertie sont pratiquement identiques aux plans 1-2 de chaque analyse (Tableau II.3). La corrélation existant entre les deux projections est d'une valeur extrêmement élevée (0.99 et 0.91 pour l'axe 1 et 2 respectivement).

L'examen de la position des différents sites sur le plan de co-inertie décrit par les axes 1 et 2 montre que la structure de la répartition des sites vue par les variables de la NIRS et par l'ensemble de taxa de macro-invertébrés est globalement la même (Figure II.8). Les différences les plus importantes s'observent pour les systèmes de culture conventionnelle dans lesquels les peuplements de macro-invertébrés sont composés principalement de coléoptères phytophages ou d'organismes prédateurs (araignées et coléoptères de la famille Carabidae – larves et adultes-), des taxons peu dépendants de la qualité et de la quantité de matière organique du sol, du fait de leur régime alimentaire.

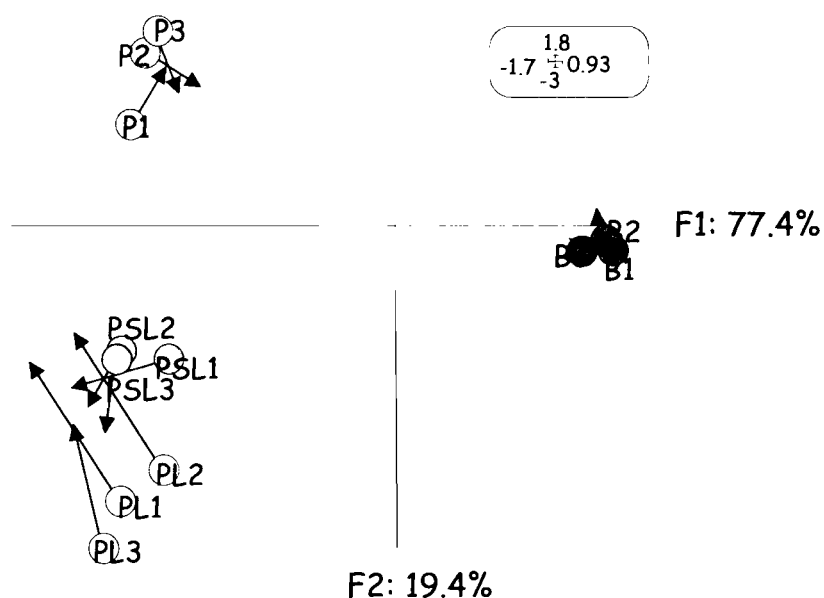


Figure II.8 : Distribution des sites dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de co-inertie. Le point portant une étiquette donne la position des relevés vue à travers les taxa de macrofaune. Le point à l'extrémité de la flèche donne la position vue par les variables de la NIRS.

Axe	COVARIA.	VARIAN 1	VARIAN 2	CORRELATION	INERTIE 1	INERTIE 2
1	8.865	0.7507	106.5	0.9914	0.7591	109
2	4.436	0.3164	74.26	0.9153	0.4146	72.39

Tableau II.3: Résultat de l'analyse de co-inertie. **Inertie 1 et 2** : inerties maximales obtenues par les analyses séparées que l'on peut projeter sur les axes. **Variations 1 et 2** : inerties que l'on projette sur les axes de co-inertie. **Corrélation** : relation entre les systèmes de coordonnées pour les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie.

II.2.6 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro-invertébrés

L'analyse de co-inertie réalisée entre l'ensemble des paramètres physico-chimiques et les 84 taxons de macro-invertébrés mesurés en chacun des points d'échantillonnage a mis en évidence une très forte corrélation entre ces deux jeux de données. Un test de Monte-Carlo réalisé sur la base de 1000 permutations a montré que la structure résultante de l'analyse est statistiquement significative ($p=0.006$).

L'ordination des sites sur le plan factoriel des axes 1-2 de la co-inertie (Figure II.8A) montre des différences de position principalement dans les milieux cultivés alors que dans le milieu forestier elle est pratiquement la même.

La relation entre les paramètres physico-chimiques et les taxons de macro-invertébrés (Figure II.8B et C) montre que le milieu « naturel » caractérisé par des teneurs plus fortes en matière organique, une capacité de rétention en eau plus importante et une plus forte activité biologique est peuplé par une faune assez diverse et assez exigeante vis à vis des paramètres mentionnés ci-dessus. C'est le cas par exemple des espèces d'isopodes *Philoscia affinis* et *Oniscus asellus* appartenant à la catégorie écologique des sylvicoles très sensibles à l'humidité du milieu (Vandel, 1960). Les autres invertébrés caractéristiques de ce milieu sont les fourmis *Myrmica ruginodis*, *Myrmecina graminicola*, *Stenamma debile* et *Lasius brunneus*, le ver de terre épigé *Lumbricus rubellus*, les diplopodes décomposeurs de la famille Iulidae, les chilopodes prédateurs représentés principalement par des espèces de la famille Lithobiidae (*Lithobius macilentus*, *Lithobius (Sigibius) microps* et *Lithobius tricuspis*) mais

aussi *Cryptops hortensis* (Cryptopidae), *Haplophilus subterraneus complanata* et *Geophilus gavoyi*, les pseudoscorpions de l'espèce *Neobisium simile* et les opilions de la famille Trogulidae (*Anelosmacephalus cambridgei*). La famille des coléoptères la mieux représentée est celle des Staphylinidae avec quatre espèces représentatives de ce milieu (*Tachyporus hypnorum*, *Sepedophilus testaceus*, *Quedius (Sauridus) fumatus* et *Stenus (Hemistenus) impressus*), deux genres de Curculionidae (*Omius sp.* et *Apion sp.*) et une espèce de Carabidae (*Asaphidion stierlini*) (Figure II.8C).

Les parcelles cultivées pauvres en matière organique avec un sol moins humide en raison de leur moindre capacité de rétention en eau, une teneur importante en sable et un pH plus élevé que le milieu forestier présentent une faune associée à ces conditions de vie. Ces sont des limaces de la famille Limacidae (*Deroceras reticulatum*), des coléoptères phytophages se trouvant principalement dans la partie aérienne des plantes tels les Curculionidae (*Baris sp.*) et les Chrysomelidae (*Phyllotreta vittula*, *Oulema melanopus* et *Oulema gallaeciana* principalement) mais aussi des coléoptères prédateurs de petite taille et à mouvement rapide de la famille Carabidae (*Dyschirius sp.* et *Trechus obtusus*), des araignées de la famille Thomisidae et une espèce de coléoptère Staphylinidae (*Xantholinus linearis*).

Les prairies relativement riches en phosphore assimilable, avec une forte capacité d'échange cationique et une teneur en cations échangeables élevée, sont de préférence peuplés par les fourmis du genre *Lasius* (*Lasius platythorax*, *Lasius umbratus* et *Lasius flavus*) et l'espèce *Myrmica scrabinodis*, par les espèces d'hétéroptères *Kalama tricornis* et *Embethis sp.* (Lygaeidae) et des coléoptères de la famille Staphylinidae (*Aloconota gregaria*, *Tachyporus tersus*, *Rugilus orbiculatus* et *Philonthus carbonarius*). Le seul représentant des coléoptères de la famille Carabidae présent dans ce milieu appartenait au genre *Dromius sp.*

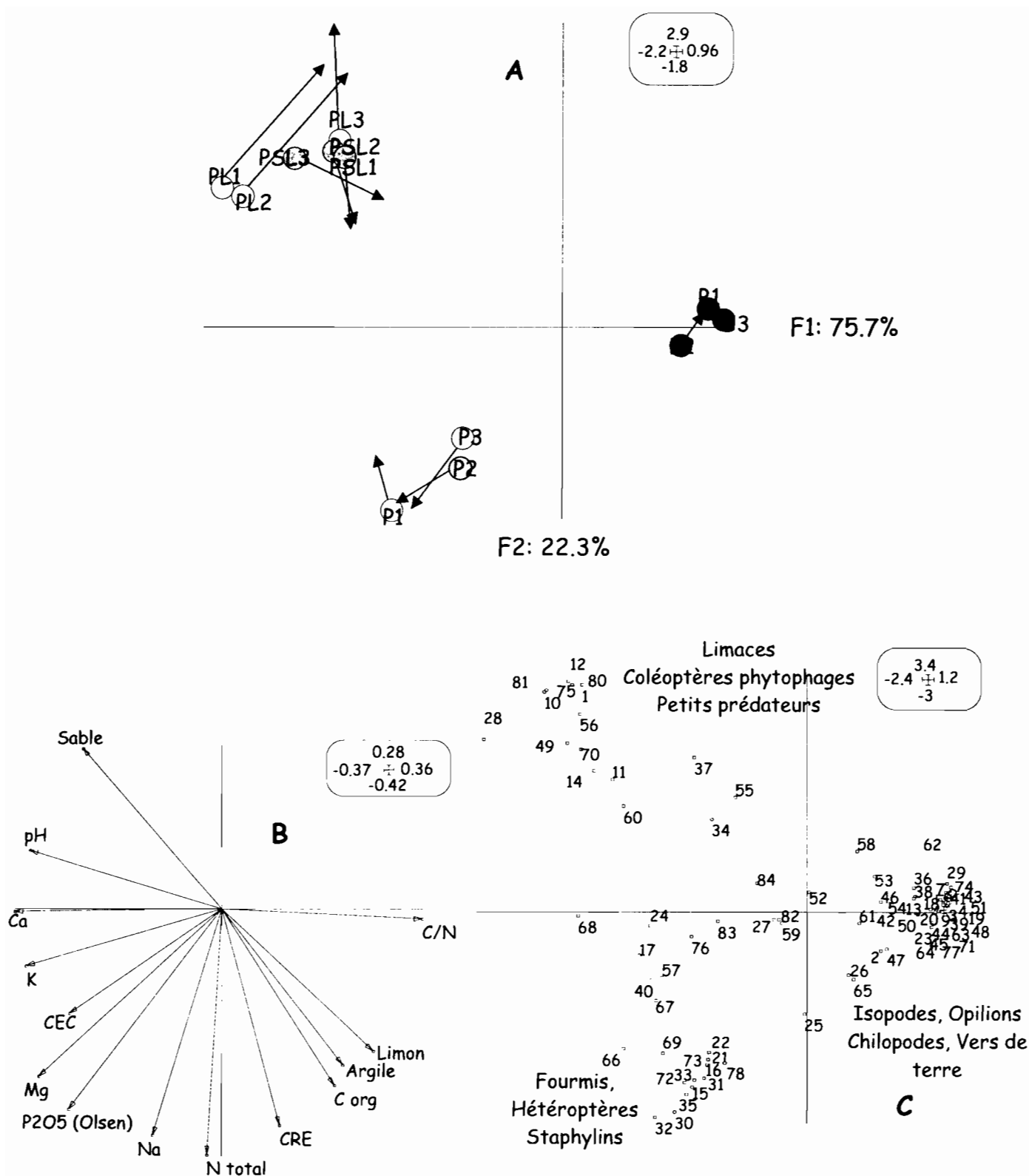


Figure II.8 : Ces graphes illustrent la relation entre les données du milieu et le jeu de données de macrofaune évaluée par l'analyse de co-inertie. A) Distribution des sites dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de co-inertie. Le point portant une étiquette donne la position des relevés vue à travers les paramètres du milieu. Le point à l'extrémité de la flèche donne la position vue par les

taxons de macrofaune. B) Distribution des 14 paramètres physico-chimiques et C) Position des différents taxons de macrofaune

Légende :

- | | |
|---|--|
| 1 : <i>Deroceras reticulatum</i> : GASTEROPODE | 58 : <i>Araneidae</i> : ARAIGNEE |
| 2 : <i>Arion intermedius</i> : GASTEROPODE | 59 : <i>Liocranidae</i> : ARAIGNEE |
| 3 : <i>Discus rotundatus</i> : GASTEROPODE | 60 : <i>Gnaphosidae</i> : ARAIGNEE |
| 4 : <i>Aegopinella nitidula</i> : GASTEROPODE | 61 : <i>Tachyporus hypnorum</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 5 : <i>Eluma purpurascens</i> : ISOPODE | 62 : <i>Olophrum piceum</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 6 : <i>Trichoniscus pusillus</i> : ISOPODE | 63 : <i>Sepedophilus testaceus</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 7 : <i>Philoscia affinis</i> : ISOPODE | 64 : <i>Quedius fumatus</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 8 : <i>Oniscus asellus</i> : ISOPODE | 65 : <i>Stenus impressus</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 9 : <i>Neobisium simile</i> : PSEUDOSCORPION | 66 : <i>Aloconota gregaria</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 10 : <i>Phyllotreta vittula</i> : COL. CHRYSOMELIDAE | 67 : <i>Amischa sp.</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 11 : <i>Oulema melanopus</i> : COL. CHRYSOMELIDAE | 68 : <i>Aleochara bipustulata</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 12 : <i>Oulema gallaeciana</i> : COL. CHRYSOMELIDAE | 69 : <i>Tachyporus tersus</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 13 : <i>Tenebrionidae</i> : COLEOPTERE | 70 : <i>Xantholinus linearis</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 14 : <i>Hydrophilidae</i> : COLEOPTERE | 71 : <i>Othius subuliformis</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 15 : <i>Lasius platythorax</i> : FOURMI | 72 : <i>Rugilus orbiculatus</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 16 : <i>Myrmica scabrinodis</i> : FOURMI | 73 : <i>Philonthus carbonarius</i> : COL. STAPHYLINIDAE |
| 17 : <i>Lasius platythorax</i> : FOURMI | 74 : <i>Asaphidion stierlini</i> : COL. CARABIDAE |
| 18 : <i>Myrmica ruginodis</i> : FOURMI | 75 : <i>Trechus obtusus</i> : COL. CARABIDAE |
| 19 : <i>Myrmecina graminicola</i> : FOURMI | 76 : <i>Bembidion sp.</i> : COL. CARABIDAE |
| 20 : <i>Stenammas debile</i> : FOURMI | 77 : <i>Notiophilus quadripunctatus</i> : COL. CARABIDAE |
| 21 : <i>Lasius umbratus</i> : FOURMI | 78 : <i>Dromius sp.</i> : COL. CARABIDAE |
| 22 : <i>Lasius flavus</i> : FOURMI | 79 : <i>Trechus quadristriatus</i> : COL. CARABIDAE |
| 23 : <i>Lasius brunneus</i> : FOURMI | 80 : <i>Dyschirius sp.</i> : COL. CARABIDAE |
| 24 : <i>Lasius niger</i> : FOURMI | 81 : <i>Carabidae</i> : COL. CARABIDAE |
| 25 : <i>Apion sp.1</i> : COL. CURCULIONIDAE | 82 : <i>Larves Coléoptère</i> |
| 26 : <i>Apion sp.2</i> : COL. CURCULIONIDAE | 83 : <i>Larves Diptère</i> |
| 27 : <i>Curculionide 1</i> : COL. CURCULIONIDAE | 84 : <i>Larves Lépidoptère</i> |
| 28 : <i>Baris sp.</i> : COL. CURCULIONIDAE | |
| 29 : <i>Omius sp.</i> : COL. CURCULIONIDAE | |
| 30 : <i>Kalama tricornis</i> : HETEROPTERE | |
| 31 : <i>Peritrechus gracilicornis</i> : HETEROPTERE | |
| 32 : <i>Lygaeidae</i> : HETEROPTERE | |
| 33 : <i>Emblethis sp.</i> : HETEROPTERE | |
| 34 : <i>Sternorrhyncha</i> : HOMOPTERE | |
| 35 : <i>Homoptera</i> : HOMOPTERE | |
| 36 : <i>Iulidae</i> : DIPLOPODE | |
| 37 : <i>Polydesmidae</i> : DIPLOPODE | |
| 38 : <i>Lumbricus rubellus</i> : VER DE TERRE | |
| 39 : <i>Dendrobaena octaedra</i> : VER DE TERRE | |
| 40 : <i>Tythespis sedecimpunctata</i> : COL. COCCINELIDAE | |
| 41 : <i>Anelosmacephalus cambridgei</i> : OPILION | |
| 42 : <i>Schendyla nemorensis</i> : CHILOPODE | |
| 43 : <i>Geophilus gavoyi</i> : CHILOPODE | |
| 44 : <i>Haplophilus subterraneus complanata</i> : CHILOPODE | |
| 45 : <i>Cryptops hortensis</i> : CHILOPODE | |
| 46 : <i>Lithobius sp.</i> : CHILOPODE | |
| 47 : <i>Lithobius muticus</i> : CHILOPODE | |
| 48 : <i>Lithobius tricuspis</i> : CHILOPODE | |
| 49 : <i>Lamyctes fluvicornis</i> : CHILOPODE | |
| 50 : <i>Lithobius microps</i> : CHILOPODE | |
| 51 : <i>Lithobius macilentus</i> : CHILOPODE | |
| 52 : <i>Linyphiidae</i> : ARAIGNEE | |
| 53 : <i>Theridiidae</i> : ARAIGNEE | |
| 54 : <i>Dysderidae</i> : ARAIGNEE | |
| 55 : <i>Clubionidae</i> : ARAIGNEE | |
| 56 : <i>Thomisidae</i> : ARAIGNEE | |
| 57 : <i>Lycosidae</i> : ARAIGNEE | |

Discussion

La conversion des champs agricoles d'un système de gestion conventionnel à un système sans labour stimule les peuplements de la faune du sol. La faible abondance des peuplements de macro-invertébrés dans les parcelles soumises à un système de gestion conventionnel est sans doute due en partie à la perturbation physique et à l'abrasion provoquée par le labour lui-même, mais la réduction voire l'élimination totale des résidus couvrant le sol est probablement plus significative encore (Kladivko, 2001). En effet, la présence d'un système litière garantit la multiplicité de microhabitats et une nourriture diverse.

Un nombre important de taxons de macro-invertébrés du sol peut être complètement absent ou présent en très faible nombre dans les systèmes de culture conventionnelle. Les taxons les plus atteints sont les Fourmis et les Vers de terre qui peuvent être complètement éliminés ainsi que les diplopodes décomposeurs qui sont, en revanche, présents dans les parcelles sans labour. La diminution de la densité des peuplements de prédateurs (Araignées, Chilopodes) est spectaculaire. Tous ces groupes sont actifs principalement dans la partie du sol proche de la surface et beaucoup d'entre eux tels les araignées ou les chilopodes dépendent des proies associées à la litière comme source de nourriture (Wardle, 1995).

Une réduction importante a été observée également dans le peuplement de larves de coléoptères et de diptères. Pour ces groupes la présence d'une couverture de surface est très importante pour le maintien de la température du sol et de l'humidité requises pour leur développement (Cochran *et al.*, 1994). Ayant une capacité de mouvement limitée et étant faiblement chitinisées, elles dépendent des conditions d'humidité du milieu (Lövei et Sunderland, 1996). Le labour affecte également les peuplements de vers de terre principalement par la modification de l'apport de nourriture (quantité, localisation, qualité) et de la protection offerte par un mulch qui influence l'humidité du sol et sa température (Wardle, 1995). La destruction de l'habitat joue aussi un rôle important pour ces animaux sédentaires. Tous ces facteurs peuvent expliquer la diminution de l'abondance de ces taxons dans les systèmes de gestion conventionnelle.

L'analyse des peuplements de macrofaune montre que les parcelles labourées sont caractérisées par le coléoptère de la famille Carabidae *Trechus obtusus*. Ce coléoptère de petite taille a été recensé par Thiele (1977) comme l'un de plus caractéristiques des agroécosystèmes. Il semble que les organismes de plus grande taille soient plus sensibles que ceux de petite taille aux perturbations occasionnées par les systèmes de culture

conventionnelle, la perturbation physique du sol, l'enfoncement des résidus de culture et les changements de température et d'humidité du sol (Kladivko, 2001).

Les résultats de l'analyse de co-inertie entre la macrofaune et les propriétés physico-chimiques du sol montrent la capacité de la faune à refléter les changements dans les conditions de vie induites dans le sol par les différents systèmes de gestion.

Ainsi le milieu naturel représenté par les forêts, caractérisé par une forte teneur en matière organique et une capacité de rétention en eau importante, abrite une faune composée de taxons très sensibles aux variations de ces paramètres et à la qualité biologique du milieu. Les espèces d'isopode *Philoscia affinis* et *Oniscus asellus* sont connues pour leur sensibilité aux changements dans l'humidité du milieu (Vandel, 1960). Les espèces de coléoptère de la famille Staphylinidae *Tachyporus hypnorum*, *Sepedophilus testaceus*, *Quedius (Sauridus) fumatus* et *Stenus (Hemistenus) impressus* sont spécifiques des milieux forestiers avec une litière humide (Anderson, 1997). Ces milieux sont aussi caractérisés par la présence de diplopodes de la famille Iulidae qui sont très sensibles à la qualité de la matière organique (Warren et Zou, 2002) et le ver de terre épigé *Lumbricus rubellus* qui est plus sensible à la quantité de matière organique (Paoletti, 1999). La présence d'un nombre important de prédateurs (chilopodes, pseudoscorpions et opilions) dans ce milieu est représentative d'une meilleure qualité biologique grâce à la présence d'un nombre abondant de proies (Ferguson, 2004).

Les parcelles de prairie sont caractérisées par des teneurs élevées en azote totale. Ces prairies sont utilisées pour le pâturage de bovins ce qui pourrait être à l'origine des teneurs plus élevées en azote total. Dans certains cas, le pâturage peut aussi expliquer la forte quantité de K échangeable (Binkley et al, 2003). Ces milieux présentent une faune un peu plus généraliste composée principalement par des coléoptères de la famille Staphylinidae (*Aloconota gregaria*, *Tachyporus tersus*, *Rugilus orbiculatus* et *Philonthus carbonarius*). Certaines de ces espèces, caractéristiques des prairies, se trouvent dans la matière végétale en décomposition (*Rugilus orbiculatus*), d'autres sont plus généralistes et peuvent être trouvées dans tous les milieux ouverts (*Aloconota gregaria*, *Tachyporus tersus* et *Amischa spp.*) (Anderson, 1997). Les araignées de la famille Lycosidae et Gnaphosidae ont été aussi trouvées dans ce milieu. La famille Lycosidae est spécialiste des milieux ouverts tandis que la famille Gnaphosidae est plus généraliste (Harris et al., 2003).

Les parcelles cultivées sans labour fournissent un habitat approprié pour la survie de différents groupes de macrofaune du sol et peuvent faciliter l'établissement d'une complexité biologique se rapprochant un peu plus de la structure des peuplements des milieux naturels

naturels que celle observée dans les milieux labourés. Les champs non labourés sont caractérisés par la présence de diplopodes de la famille Polydesmidae et de la limace de la famille Agriolimacidae, *Deroceras reticulatum*. Cette limace est caractéristique des sols cultivés avec des conditions intermédiaires entre les sols cultivés de manière intensive et les sols des prairies par exemple. Les sols cultivés de manière moins intensive où cette limace est présente sont des sols avec un certain degré d'humidité, peu acides, avec une certaine biodisponibilité de calcium et une texture fine (Ondina *et al.*, 2003). Ces sont des sols qui offrent des refuges aux limaces grâce à une certaine couverture du sol en surface à l'abri de laquelle elles peuvent se déplacer plus facilement (Hommay, 1995). La présence des diplopodes Polydesmidae met en évidence une teneur importante en matière organique fraîche dans ce sol (Hu *et al.*, 1999).

Le coléoptère Staphylinidae *Xantholinus linearis* est parmi les taxons les plus caractéristiques des parcelles labourées pauvres en matière organique et caractérisées ici par un pH plus élevé que celui des forêts ou des prairies et une plus forte teneur en sable et calcium. *Xantholinus linearis* est une espèce caractéristique des champs (Anderson, 1997). Cette espèce a la capacité de vivre dans des zones sablonneuses, pauvres en matière organique, dans des sols secs et avec une végétation pauvre (Eyre *et al.*, 2001). On a observé également des coléoptères phytophages (familles Curculionidae et Chrysomelidae) caractérisant ces milieux.

L'étroite co-variation mise en évidence par l'analyse de co-inertie entre les paramètres physico-chimiques et le jeu de données fourni par la NIRS laisse présager que cet outil pourrait être utilisé pour la détection rapide de différences dans la qualité physico-chimique des sols.

La forte relation trouvée entre ces deux jeux de données et celui des macro-invertébrés montrent que ces derniers peuvent être d'efficaces bio-indicateurs de la qualité du sol ayant l'avantage par rapport aux paramètres physico-chimiques de fournir une information supplémentaire sur le degré de « toxicité » des conditions de vie dans le sol et de sa capacité à remplir ses fonctions à long terme.

CHAPITRE III :

SOIL MACRO-INVERTEBRATES COMMUNITIES ALONG A GRADIENT OF AGRICULTURAL INTENSIFICATION IN MORVAN (FRANCE)

Abstract

Introduction

III.1. Materials and Methods

III.1.1 Study sites

III.1.2 Sampling

III.1.3. Data analysis

III.2. Results

III.2.1 Soil properties

III.2.2 Effect on soil macro-invertebrates populations

III.2.3 Soil organic matter

III.2.4 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and NIRS variables

III.2.5 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and soil fauna

III.2.6 Co-inertia analysis between NIRS variables and soil fauna

III.3 Discussion

Abstract

Agricultural intensification in Morvan is associated to differences in soil physical, chemical and biological parameters. We studied the impact of a gradient of land use intensity on soil macro-invertebrates communities in the natural park of Morvan (Bourgogne region in France). Plots with the most intensive practices had comparatively reduced density and diversity of soil macro-invertebrate communities. Density and diversity was higher in grasslands (160 ind. m⁻² and 77 taxa). Coniferous forests had 112 ind m⁻² and 50 taxa, natural deciduous forest had 88 ind m⁻² and 62 taxa and fields had 96 ind m⁻² and 61 taxa. Significant relationships ($p=0.003$) between different soil properties and macrofauna communities allowed us to associate certain taxa to a range of different specific soil conditions. Soil macro-invertebrates communities could be useful bioindicators for the assessment of soil health.

Introduction

Agriculture intensification has a largely impacted European soils during the last 50 years. Modern practices have led to major changes in agro-ecosystems and severely impacted the environment (Blum, 1990; Ernsten *et al.*, 1995). Among these impacts, the reduction in biodiversity and degradation of soil quality are often viewed as major threats for the future (Solbrig, 1991). Biodiversity reduction for agricultural purposes leads to ecosystems that require constant human intervention, whereas the natural ecosystems are regulated by plant and soil fauna biodiversity through flows of energy and nutrients. This type of control is progressively lost under agricultural intensification (Swift and Anderson, 1993).

The soil and litter arthropod communities are considered to be an useful bioindicator of soil ecosystem condition and change (Hole, 1982; Kopeszki, 1992; Curry and Good, 1992; Hogervorst *et al.*, 1993; Hoekstra *et al.*, 1995). Many of these arthropods are important in regulating litter decomposition and their activity affects decomposition rates and nutrient dynamics. They also affect soil aeration and water infiltration and mix soil by means of digestive processes and mechanical activity (Lavelle and Spain, 2001). The structure and organization of this community can therefore indicate changes in site productivity and ecosystem functioning (Bohac and Fuchs, 1991; Lee and Foster, 1991).

The first objective of this paper was to study changes in the structure and composition of soil macro-invertebrates communities in four different types of landuse representing an dans la exphysicochemical parameters and soil macro-invertebrate communities.

Finally we discuss the importance of these organisms in ecosystems processes, the important insights that their monitoring can provide into the effects of different management techniques and the perspectives using soil macro-invertebrates as a tool to bio-indicate soil health.

III.1 Materials and Methods

III.1.1 Study sites

The study sites were located in the Natural Regional Parc of Morvan in the Bourgogne Region in France (47.20 N 4.10 E). Annual precipitations vary between 700 and 1250 mm and annual mean temperature is 10.6 °C. The soil of the area has been developed from granitic and metamorphic rocks. Texture of sampled soils was sandy (49-56% sand, 12-20% silt and 18-20% clay).

Historically the Morvan landscape has been dominated by deciduous forests (oak and beech trees) . The main economical activity of this area in the past was wood supply for other regions in France, and water supply for the Paris urban area.

Currently, land use in Morvan is dominated by deciduous natural forests and conifer managed forests. This landscape is spotted by grasslands which represent $\frac{3}{4}$ of the agricultural activity and agricultural areas.

Four main types of land representative of this region were selected to represent an intensification gradient in soil exploitation: ‘natural’ deciduous forest (A), managed forest of conifers (B), permanent grassland plots (C) and plots with conventional agriculture (F).

Every plot had a surface of 200 m² and there were three replicates for each situation.

III.1.2 Sampling

The field work was carried out in spring 2001. Each plot was sampled for soil and macro-invertebrates. Soil macro-invertebrates were sampled at ten points located at regular 20 meters intervals on two crossed transects. Soil fauna was extracted using a modified TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) protocol (Lavelle, 1988 ; Anderson et Ingram, 1993) which consists in two applications of a 0.2% formaldehyde solution at 10 minutes intervals followed by hand sorting of the upper 15 cm of the soil profile. Individuals were fixed in 4% formaldehyde.

A total of 166 taxa were collected. The majority of soil macrofauna taxa were identified at the species level. There were two taxa identified to family level (spiders and diplopoda) and three groups identified up to order level because of the difficulty to find specialists in immature insect identification (diptera larvae, coleoptera larvae and lepidoptera larvae).

Ten soil cores per plot (0-15 cm depth) were taken beside macro-invertebrates sampling points. Samples were air dried and sieved to 2 mm for NIRS (Near Infrared Reflectance Spectroscopy) analysis (Creaser and Davies, 1988) to assess soil organic matter quality. Spectra obtained by NIRS technology were further transformed into 200 quantitative variables according to different wavelength representing different types of organic bindings (Joffre *et al.* 2001). Analyses on soil C and N content, pH, CEC and exchangeable cations, texture, water holding capacity, C/N, P₂O₅ Olsen content were realised.

III.1.3 Data Analysis

Analyses of variance were performed on macro-invertebrate, soil physicochemical and microbiological parameters using the SigmaStat program. Species richness and diversity were computed using the EstimateS program (Colwell, 1997). Multivariate analyses were performed on soil fauna abundance and diversity physicochemical and NIRS variables. Co-inertia analysis was further realised among these groups of variables using the ADE-4 program (Thioulouse, Chessel, Dolédec and Olivier, 1977).

III.2 Results

III.2.1 Soil properties

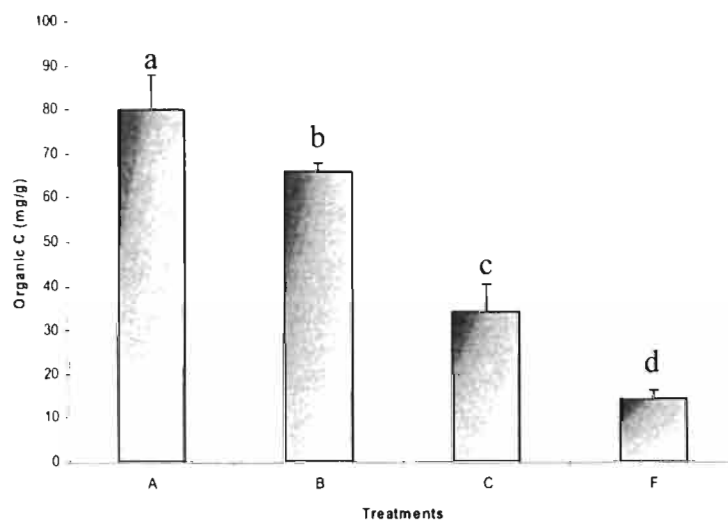
Soil physicochemical properties showed significant differences in the intensification gradient on soil exploitation defined by our study sites. Soil organic matter content decreased gradually from forest to agricultural soils with conventional tillage ($p < 0.001$, Anova) and the C/N ratio was lower on soils more intensely cultivated (C and F) as compared to forest soils (A and B) ($p = 0.001$, Anova) (Fig. III.1).

Soil CEC was greater in coniferous forest ($p = 0.003$, Anova). Soil water holding capacity showed the same trend than CEC with a higher value for the coniferous forest. In both cases grasslands and agricultural soils had lower values as compared to forest soils. pH increased gradually from forest to agricultural soils showing statistically significant differences between treatments ($p < 0.001$, Anova).

A multivariate analysis (Principal Component Analysis) was performed on soil physicochemical parameters. The first two axis of PCA explained 74.2% of the total variance of the data (Fig. III.2A). The first axis (55.3% of variance explained) established a clear separation of the land use types opposing forests (A and B) to grasslands and agricultural soils (C and F respectively) (Fig. III.2B). A gradient was established along this axis in which forests were followed by grasslands. Agricultural fields followed grasslands and were placed opposite to forests.

Soils submitted to a greater anthropogenic pressure (grasslands (C) and fields (F)) were characterized by higher pH values. Grasslands had a greater content of exchangeable Ca and Mg associated to higher contents of clay and silt. Agricultural soils were mainly characterized by lower contents of silt and clay showing higher proportions of sand. Soils under a lower intense use were characterized by higher contents of organic carbon (six times greater in forest as compared to intensive cropping systems) and nitrogen, greater water holding capacity and CEC and a higher C:N ratio.

The second axis distributed sites depending to their contents in Na, Mg and K (18.9% of variance explained) establishing a gradient that opposed grasslands (C) to cultivated soils (F) (Fig. III.2C). A permutation test showed that the resulting structure was statistically significant ($p < 0.001$).



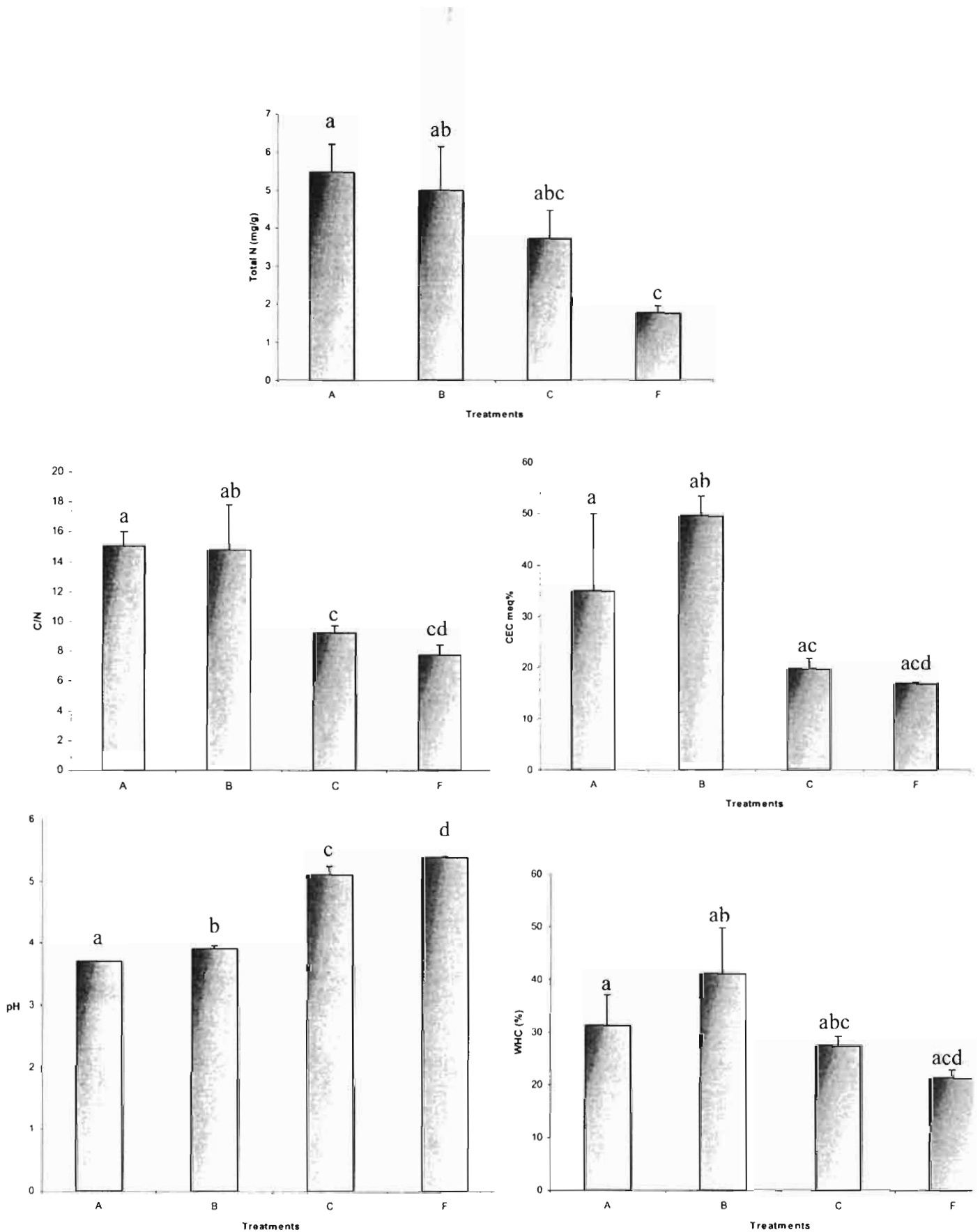


Figure III.1: Variation of the main physicochemical parameters measured in the sampled land use systems. A: 'Natural' deciduous forests; B: Conifer forests; C: Grasslands; F: Agricultural soils. WHC: Water Holding Capacity (%).

Land use	Plots	Organic C (mg g ⁻¹)	Total N (mg g ⁻¹)	C:N	pH	Ca (meq%)	Mg (meq%)	Na (meq%)	K (meq%)	CEC (meq%)	P2O5 (g kg ⁻¹)	WHC (%)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)
Natural deciduous forests	A5	87.3	6.3	14.1	3.7	0.66	0.41	0.13	0.44	22.6	0.06	25.9	49.7	13.6	18.1
	A6	81	5.4	15.1	3.7	0.8	0.36	0.15	0.48	30.5	0.05	30.3	53.8	12.2	18
	A7	71.9	4.7	16	3.7	1.33	0.35	0.11	0.42	51.7	0.07	37.5	51.5	12.9	18.9
Coniferous forests	B2	68.1	5.8	12.8	3.8	0.77	0.26	0.2	0.41	51.1	0.05	32.9	48.8	15.5	19.5
	B2.1	64.3	3.7	18.3	3.9	0.87	0.24	0.17	0.41	45.2	0.04	40	46.9	18.1	22
	B6	65.8	5.5	13.4	3.8	0.57	0.24	0.18	0.36	52.3	0.04	50.2	48	14.7	19.3
Grasslands	C5	31	3.5	8.8	5.1	6	0.7	0.18	0.43	17.6	0.03	28	47.4	22.1	23
	C5.2	30.4	3.1	9.8	5.2	6.14	0.74	0.2	0.34	19.3	0.06	25.6	53.2	19.3	21.6
	C6	41.5	4.5	9.1	4.9	7	1	0.2	1	22.1	0.05	28.9	47.5	19.5	22
Fields	F11	16.2	1.9	8.2	5.3	4.78	0.4	0.11	0.29	17.2	0.05	22.9	58.2	19	20.9
	F11.1	14.8	1.8	8	5.3	5.73	0.46	0.17	0.49	16.7	0.05	19.8	55.9	22	20.3
	F11.2	12.1	1.6	7	5.4	5	0.41	0.1	0.53	16.5	0.03	21.1	55.7	19.1	23.2

Tableau III.1: Soil physicochemical properties.

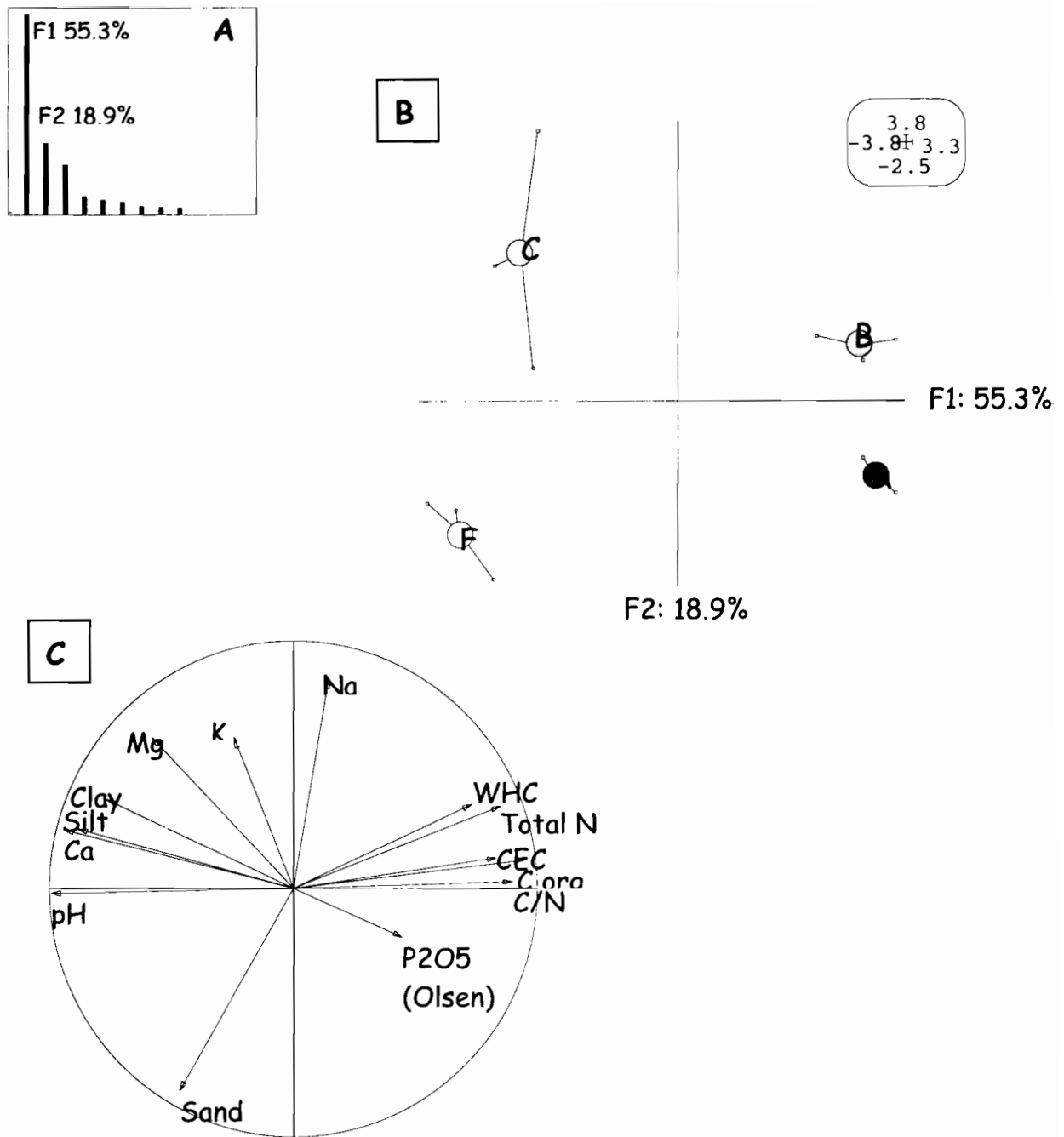


Figure III.2: PCA of physicochemical data. A) eigenvalues graph, B) distribution of sites in the factorial plan F1×F2 and C) correlation circle showing the physicochemical parameters measured on the factorial plan F1×F2. A: 'Natural' deciduous forests; B: Conifer forests; C: Grasslands; F: Fields. WHC: Water holding capacity, CEC: Cation exchange capacity.

III.2.2 *Effect on soil macro-invertebrates populations*

Differences on soil macro-invertebrates abundance among sites were not very important. Soil macro-invertebrates were more abundant in grasslands (160 ind m⁻²) followed by coniferous forests (112 ind m⁻²), fields (96 ind m⁻²) and deciduous forests (88 ind m⁻²). Differences found between sites were only statistically significant between grasslands and deciduous forests ($p < 0.05$, Dunn's method).

Grasslands and the deciduous forests had the greatest number of taxa (77 and 62 respectively) followed by the coniferous forest (50) and agricultural sites (61) (Fig. III.3). Values of Simpson indices had highest values in the deciduous forest, followed by grasslands (Fig. III.4). Statistically significant differences were found between all the sites except between agricultural sites and conifer forests ($p < 0.05$, Dunn's method).

Soil macrofauna composition greatly varied among the different types of land use (Fig. III.5). The natural deciduous forests had a more diverse composition with taxa for all the orders considered. They mainly comprised litter transformers (*sensu* Lavelle, 1997). Isopoda and Glomerida were exclusive to this environment. Other taxa belonging to the decomposer community like Polydesmida, Iulida or Diptera larvae were also better represented in this kind of environment. Some other taxa like Scolopendromorpha, Lithobiomorpha, Lepidoptera larvae, Opilionida or Blattodea were also well represented. Macro-invertebrate community in coniferous forests was similar to the deciduous forests. There was a high proportion of Diplopoda (Polydesmida and Iulida), Dermaptera, Dictyoptera (Blattoidea) and Pseudoscorpionida. Geophilomorpha were more representative of this environment than the other groups of Chilopoda. Coniferous forests showed the higher proportion of spiders (39.7% of the total abundance).

Grasslands were mainly characterized by Earthworms and Gasteropoda. Coleoptera larvae and adults as well as Diptera larvae and Heteroptera showed also an important number of individuals. In agricultural soils the number of orders was lower, Hymenoptera and adults Coleoptera (mainly little Staphylinids and Carabids) were dominant.

A correspondence analysis was performed on 72 macro-invertebrate taxa (Fig. III.6A et B). Singletons and doubletons (103 in total) were eliminated from the original data set.

The first axis with 24.9% of the variance explained opposed forests (A and B) to grasslands (C), agricultural sites (F) being located in between. A permutation Monte Carlo test showed that the structure defined by the factorial plan of CoA was statistically significant ($p < 0.001$).

Gasteropoda belonging to the families Arionidae and Limacidae (*Arion circumscriptus* and *Deroceras reticulatum* respectively), epigeic and anecic (Bouché, 1977), larvae and adults of the Coleoptera family Scarabeidae, Ants (*Myrmica scabrinodis* and *Lasius niger*) and three species of Coleoptera belonging to the family Staphylinidae (*Quedius (Raphirus) nitipennis*, *Stenus clavicornis* and *Tachyporus dispar*) were strongly associated to grasslands. Chilopoda species like *Schendyla nemorensis*, the ant *Myrmica ruginodis* and the polyhumic endogeic earthworm *Dendrobaena attemsi* characterized forests soils.

Ordination of the sites along the second axis (18.2% of variance explained) clearly described a gradient on land use intensification. Natural deciduous forests were situated opposite to agricultural sites. Coniferous forests were close to deciduous forests followed by grasslands and finally by fields.

Isopoda and Diplopoda characterized forests. The most characteristic species were Isopoda belonging to the genre *Philoscia sp.* and Diplopoda of the family Iulidae. Predators like Chilopoda (mainly *Lithobius tricuspis* and *Cryptops parisi*) and Spiders of the family Agelenidae characterized also forest sites while Coleoptera belonging to the family Carabidae and the ant's species *Myrmica ruginodis* were more characteristic of agricultural sites.

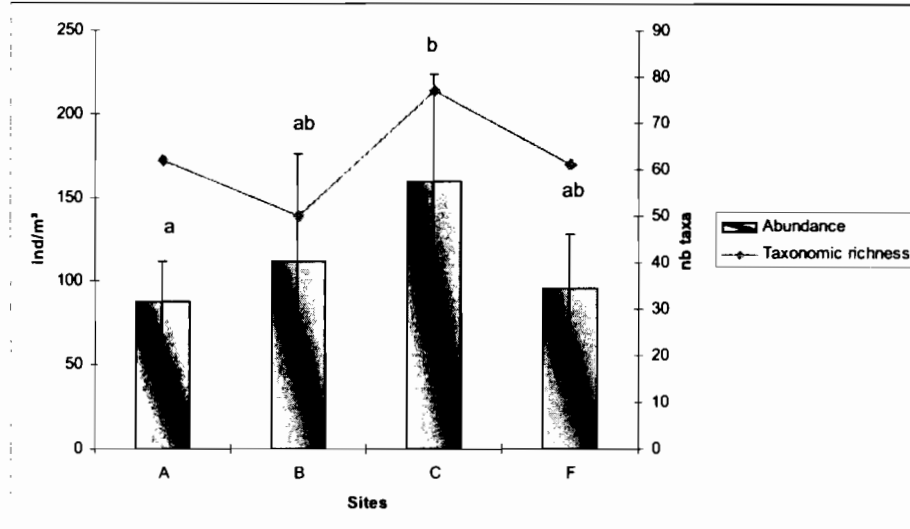


Figure III.3: Average abundance of soil macro-invertebrates and taxonomic richness found in each study site. A: 'Natural' deciduous forests; B: Coniferous forests; C: Grasslands; F: Fields.

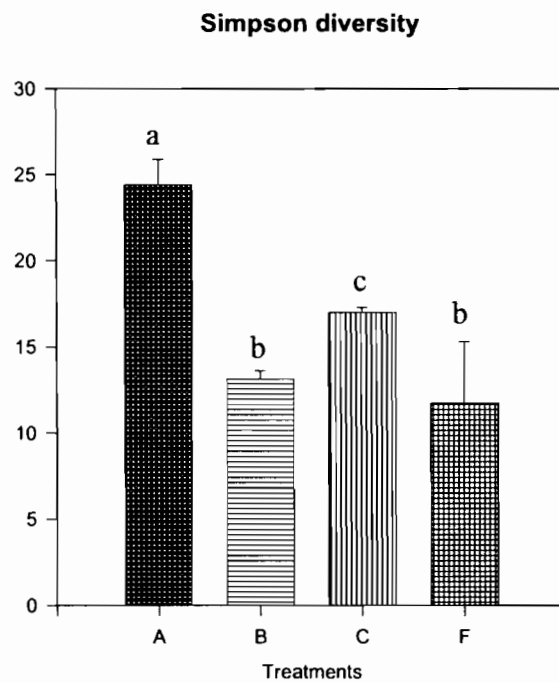


Figure III.4: Simpson diversity index computed for the four sites describing a land use gradient. A: 'Natural' deciduous forests; B: Coniferous forests; C: Grasslands; F: Agricultural soils.

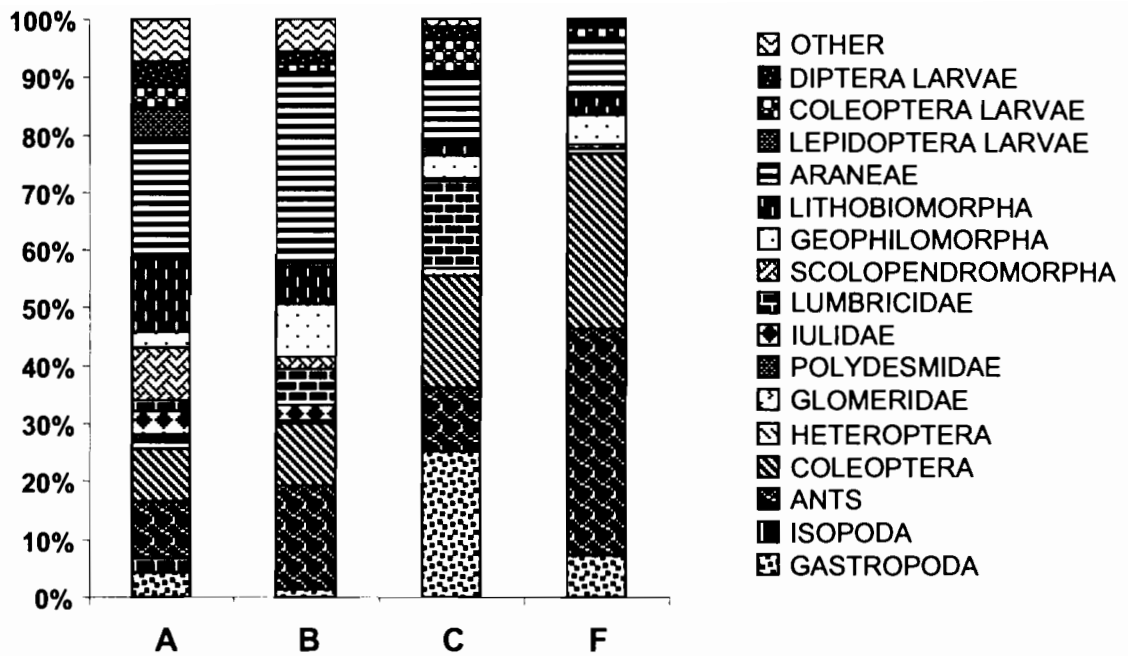
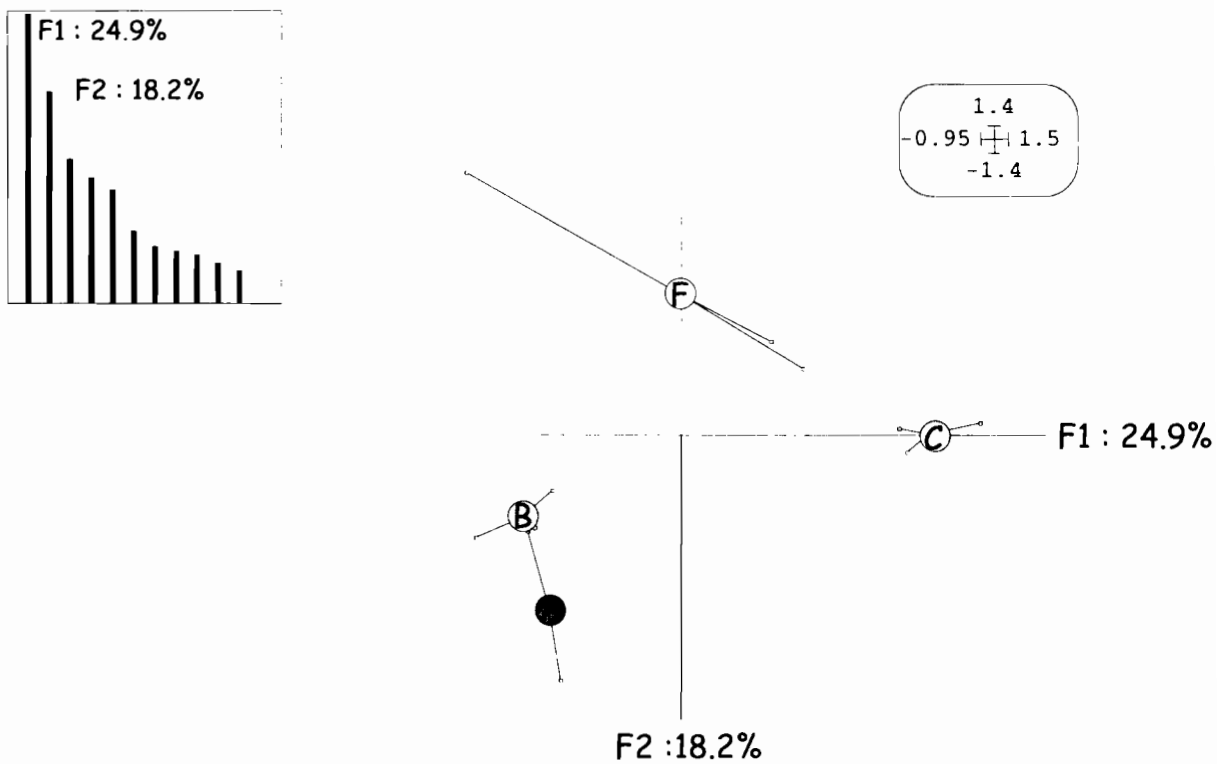


Figure III.5: Relative abundance of the main soil fauna taxa presents in each study site along the land use gradient. A: 'Natural' deciduous forests; B: Coniferous forests; C: Grasslands; F: Fields.



- 1 : *Arion circumscriptus* : GASTEROPODE
- 2 : *Deroceras reticulatum* : GASTEROPODE
- 3 : *Deroceras sp.* : GASTEROPODE
- 4 : *Arion intermedius* : GASTEROPODE
- 5 : *Cochlicopa lubrica sl.* : GASTEROPODE
- 6 : *Philoscia sp.* : ISOPODE
- 7 : *Neobisium simile* : PSEUDOSCORPION
- 8 : *Myrmica ruginodis* : FOURMI
- 9 : *Myrmica scabrinodis* : FOURMI
- 10 : *Tetramorium caespitum* : FOURMI
- 11 : *Lasius niger* : FOURMI
- 12 : *Elateridae sp. 10* : COL. ELATERIDAE
- 13 : *Miridae* : HETEROPTERE
- 14 : *Sternorrhyncha* : HOMOPTERE
- 15 : *Homoptera* : HOMOPTERE
- 16 : *Chelidurella sp.* : DERMAPTERE
- 17 : *Forficulidae* : DERMAPTERE
- 18 : *Polydesmidae* : DIPLOPODE
- 19 : *Iulidae* : DIPLOPODE
- 20 : *Octolasion cyaneum* : VER DE TERRE
- 21 : *Aporrectodea sp.* : VER DE TERRE
- 22 : *Lumbricus terrestris* : VER DE TERRE
- 23 : *Lumbricus castaneus* : VER DE TERRE
- 24 : *Allolobophora rosea* : VER DE TERRE
- 25 : *Allolobophora sp.* : VER DE TERRE
- 26 : *Dendrobaena attemsi* : VER DE TERRE
- 27 : *Lumbricus festivus* : VER DE TERRE
- 28 : *Tytthaspis sedecimpunctata* : COL. COCCINELIDAE
- 29 : *Cryptors hortensis* : CHILOPODE
- 30 : *Cryptors parisi* : CHILOPODE
- 31 : *Brachygeophilus truncorum ribauti* : CHILOPODE
- 32 : *Geophilus osquidatum* : CHILOPODE
- 33 : *Geophilus insculptus* : CHILOPODE
- 34 : *Necrophloeophagus flavus* : CHILOPODE
- 35 : *Schendyla nemorensis* : CHILOPODE
- 35 : *Schendyla nemorensis* : CHILOPODE
- 36 : *Geophilus sp.* : CHILOPODE
- 37 : *Lanyctes fluvicornis* : CHILOPODE
- 38 : *Lithobius sp.* : CHILOPODE
- 39 : *Lithobius microps* : CHILOPODE
- 40 : *Lithobius tricuspis* : CHILOPODE
- 41 : *Lithobius crassipes* : CHILOPODE
- 42 : *Lynphiidae* : ARAIGNEE
- 43 : *Hahnidae* : ARAIGNEE
- 44 : *Agelenidae* : ARAIGNEE
- 45 : *Theridiidae* : ARAIGNEE
- 46 : *Thomisidae* : ARAIGNEE
- 47 : *Araneidae* : ARAIGNEE
- 48 : *Tetragnathidae* : ARAIGNEE
- 49 : *Stenus clavicornis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 50 : *Quedius nitipennis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 51 : *Philonthus cognatus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 52 : *Tachyporus dispar* : COL. STAPHYLINIDAE
- 53 : *Othius subuliformis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 54 : *Xantholinus longiventris* : COL. STAPHYLINIDAE

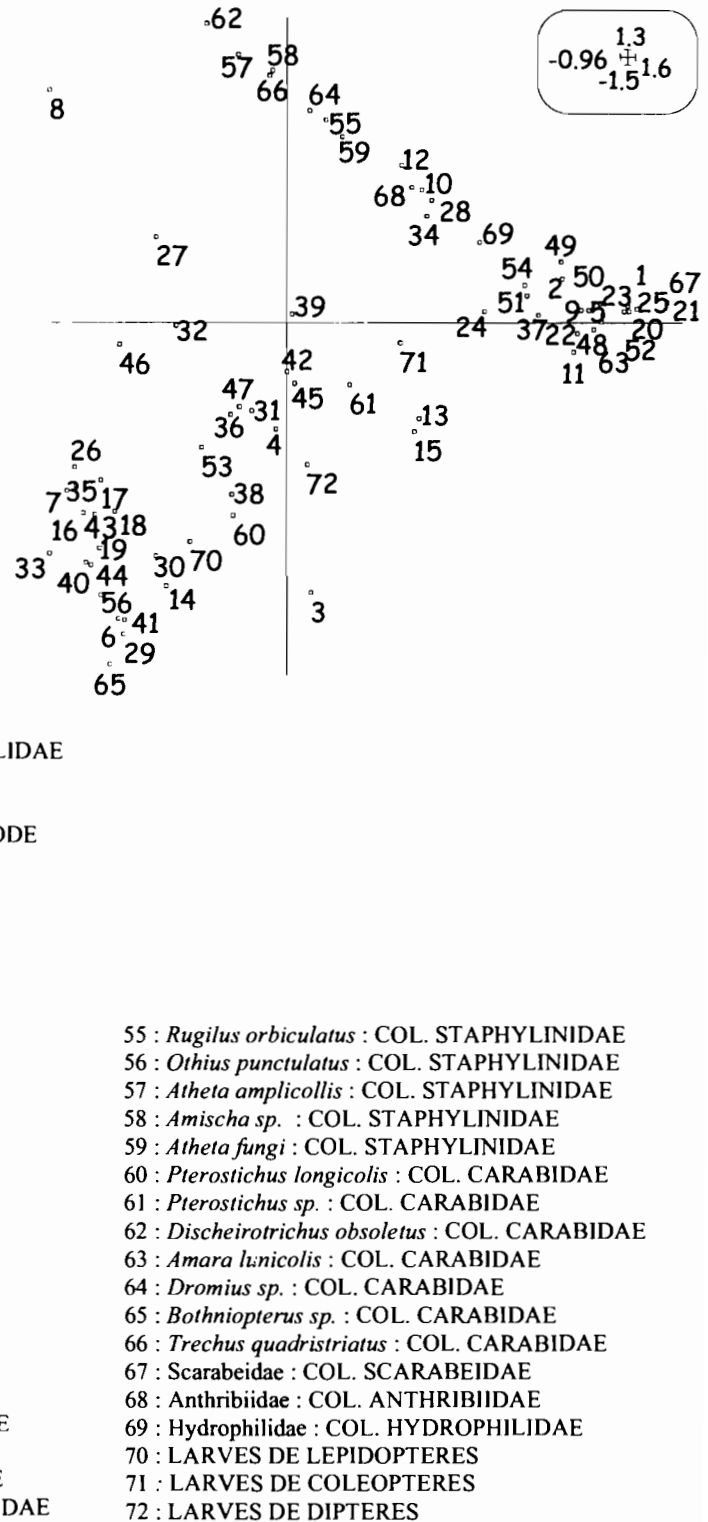


Figure III.6: Correspondence Analysis performed on soil macro-invertebrate data. A) Ordination of sites on the factorial plan F1×F2 and B) Factorial map of taxa distribution on the factorial plan F1×F2.

III.2.3 Soil organic matter

Soil organic matter quality and quantity were assessed by NIRS methodology. The 200 quantitative variables obtained from this analysis were used to perform a principal component analysis.

Sites ordination on the factorial plan defined by F1 et F2 (67.8 % of the variance explained) showed a gradient along the first axis (54.5 %) where forests were situated in the opposite of agricultural sites. Forests were followed by grasslands and fields (Fig. III.7). The nature of soil organic matter was more diverse in forest samples than on grasslands or agricultural sites.

The same gradient defined by multivariate analysis on soil physico-chemical and on macrofauna data was found highlighting the increase on soil exploitation. For this axis, the increase on soil exploitation is highlighted by a decrease on soil organic matter quantity.

The second axis represented 13.3% of the total variance. This axis distributed sites grouping grasslands and 'natural' deciduous forest on the positive side and separating them from conifer forests and agricultural soils that were placed in the negative side of the axis.

A permutation test showed that the ordination of the sites on the factorial plan F1×F2 was statistically significant ($p < 0.001$).

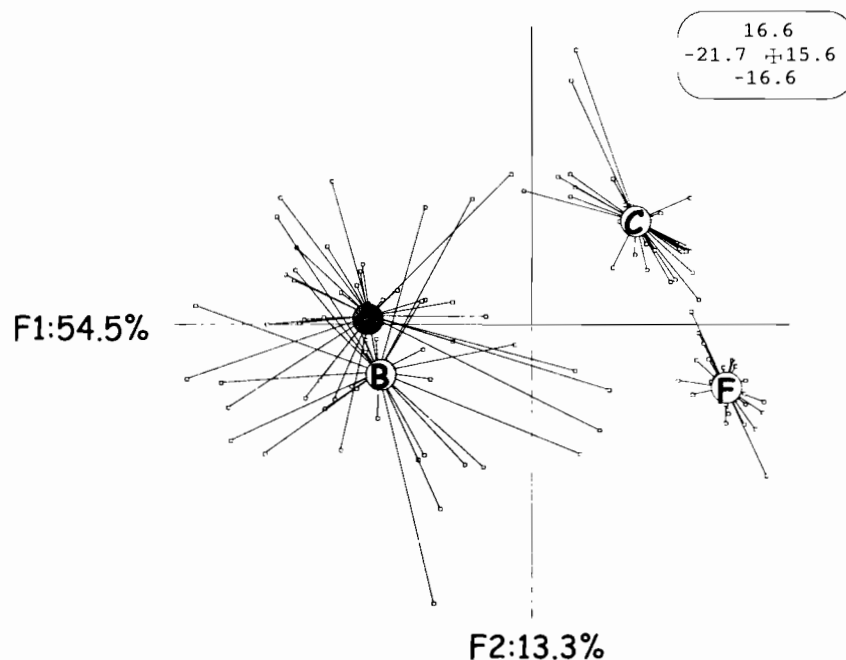


Figure III.7: Principal component analysis performed on NIRS data set. Sites ordination in the factorial plan defined by F1×F2. A: 'Natural' deciduous forests; B: Coniferous forests; C: Grasslands; F: Fields.

III.2.4 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and NIRS variables

A co-inertia analysis performed between NIRS dataset and soil physicochemical measurements showed a very strong relationship between the spectre given by NIRS for each sample and measured physicochemical parameters ($p < 0.001$).

Co-inertia plans 1-2 are almost the same that plans 1-2 of each previous analysis (Table III.2). The two projections are related by high correlations (0.98 and 0.9 respectively for axis 1 and 2).

Sites structure defined by soil physico-chemical parameters or by NIRS variables is globally the same. However, there were some discordances on sites C6, A7 and B2.1 highlighted by the arrow's size.

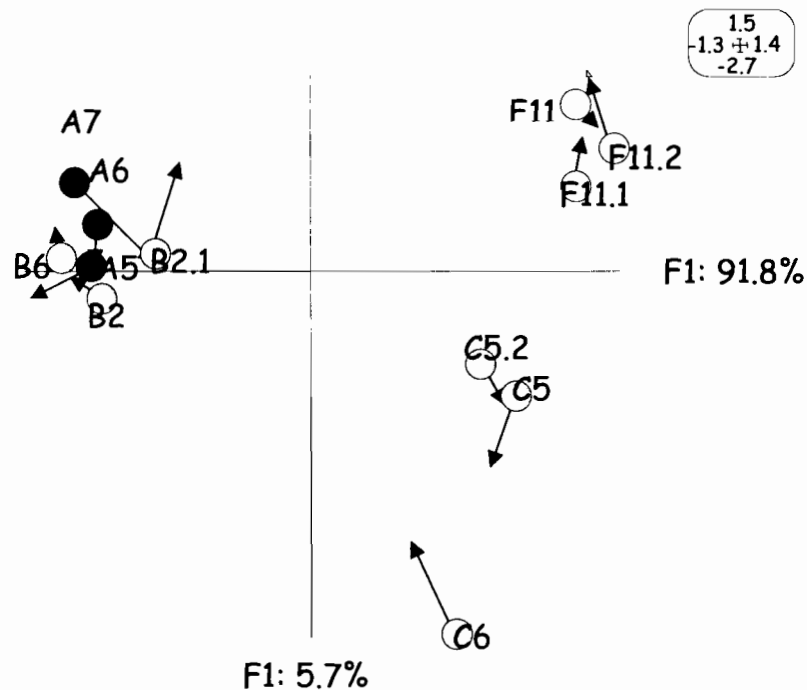


Figure III.8: Distribution of sites on the factorial plan defined by axis F1 x F2 of co-inertia analysis between soil physico-chemical parameters and NIRS variables. The cercle gives the position of sites viewed by soil physico-chemical parameters. The arrow extremity gives the position of sites viewed by NIRS variables. The distance between these two situations give us information about the similarity of the resulting structure.

Axe	COVARIA.	VARIAN 1	VARIAN 2	CORRELATION	INERTIE 1	INERTIE 2
1	31.69	7.717	134.1	0.985	7.75	134.5
2	7.884	2.475	30.6	0.9061	2.65	31.44

Table III.2: Result of the co-inertia analysis. **Inertie 1 and 2:** maximal inertia that can be projected on axis obtained by the separate analysis. **Varian 1 and 2:** inertia projected on co-inertia axis. **Correlation:** relation between the co-ordinates system for axis 1 and 2 of co-inertia analysis.

III.2.5 Co-inertia analysis between soil physicochemical parameters and soil fauna

A co-inertia analysis was performed between the set of 14 variables describing physical and chemical soil conditions and 72 macrofauna taxonomic units to test the existence of a co-structure between them. Results showed a good match between the two datasets ($p=0.003$).

The quality of co-inertia plans 1-2 and those of each multivariate analysis performed separately was approximately the same (Table III.3). The two projections were related by a correlation between the coordinate systems of 0.97 and 0.93 respectively for the co-inertia axis 1 and 2.

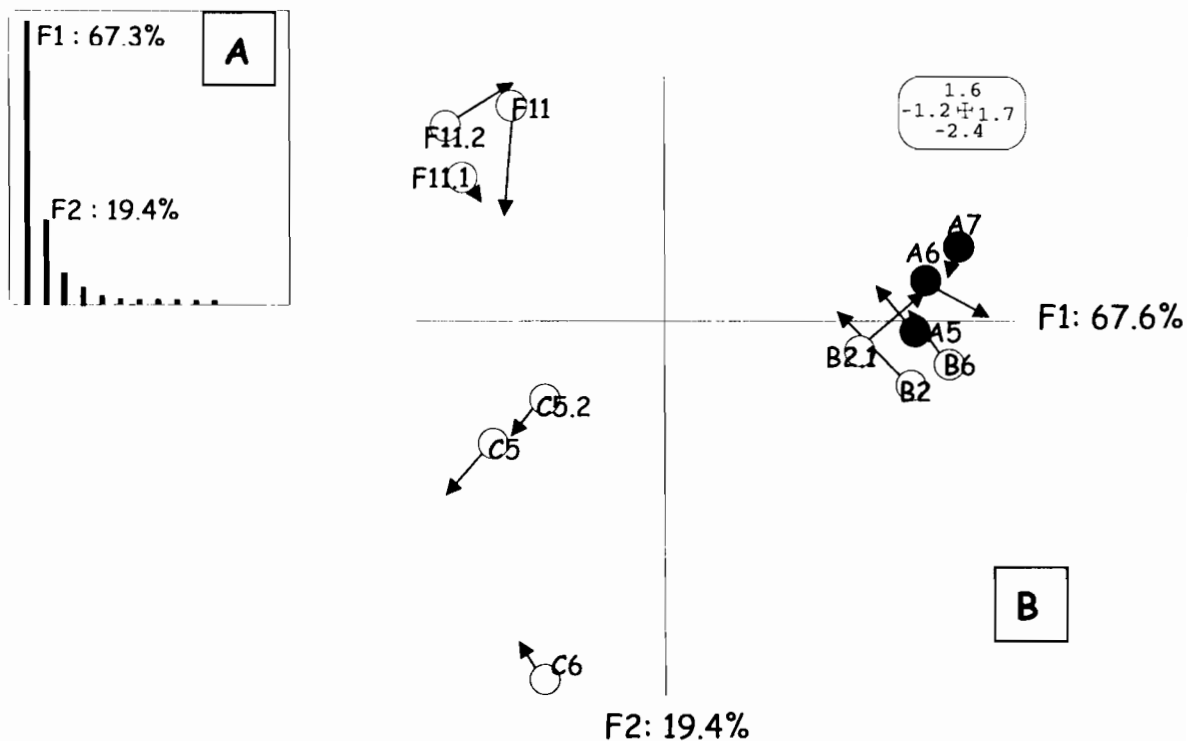
Sites distribution defined by co-inertia axis is almost the same when considering the position given by soil physicochemical parameters or by macro-invertebrates data (Fig. III.8B).

Agricultural soils characterized by a higher content on sand and a lower organic matter content were composed by Ants species (*Tetramorium caespitum* and *Myrmica ruginodis*), Coleoptera of the family Staphylinidae (*Atheta amplipennis*, *Amischa sp.*, *Atheta fungi* and *Rugilus orbiculatus*) and Carabidae (*Discheirotrichus obsoletus*, *Dromius sp.* and *Trechus quadristriatus*) (Fig. III.8C).

Grassland soils showed a higher Ca and Mg content associated to higher contents of clay and silt. Earthworms (*Octolasion cyaneum*, *Aporrectodea sp.*, *Lumbricus terrestris*, *Lumbricus castaneus*, *Allolobophora rosea* and *Allolobophora sp.*), Chilopoda Lithobiomorpha (*Lamyctes fluvicornis*), Spiders of the family Tetragnathidae, Coleoptera species of the family Staphylinidae (*Quedius (Raphirus) nitipennis*, *Philonthus cognatus*, *Tachyporus dispar* and *Xantholinus longiventris*), Carabidae (*Amara lunicolis*) and Scarabidae, Gasteropoda belonging to the family Limacidae and Cochlicopidae (*Deroceras*

reticulatum and *Cochlicopa lubrica sl.*) and Ant species like *Lasius niger* and *Myrmica scabrinodis* were related to these parameters.

Forest soils were characterized mainly by high organic matter content, great CEC and water holding capacity. Macro-invertebrates associated to these soils were composed by decomposer organisms like Isopoda of the genre *Philoscia sp.* and Diplopoda of the family Iulidae and Polydesmidae. Dermaptera of the family Forficulidae represented mainly by *Cheridurella sp.*, the epigeic earthworm *Dendrobaena attemsi*, predators like Spiders of the family Hahnidae and Agelenidae and Chilopoda (*Cryptors hortensis*, *Cryptors parisi*, *Geophilus insculptus*, *Schendyla nemorensis*, *Lithobius tricuspis* and *Lithobius (Monotarsobius) crassipes*), the Staphylinidae coleoptera *Othius punctulatus*, Coleoptera *Bothniopterus sp.* and Lepidoptera larvae completed the list of soil macro-invertebrates relied to these soil conditions.



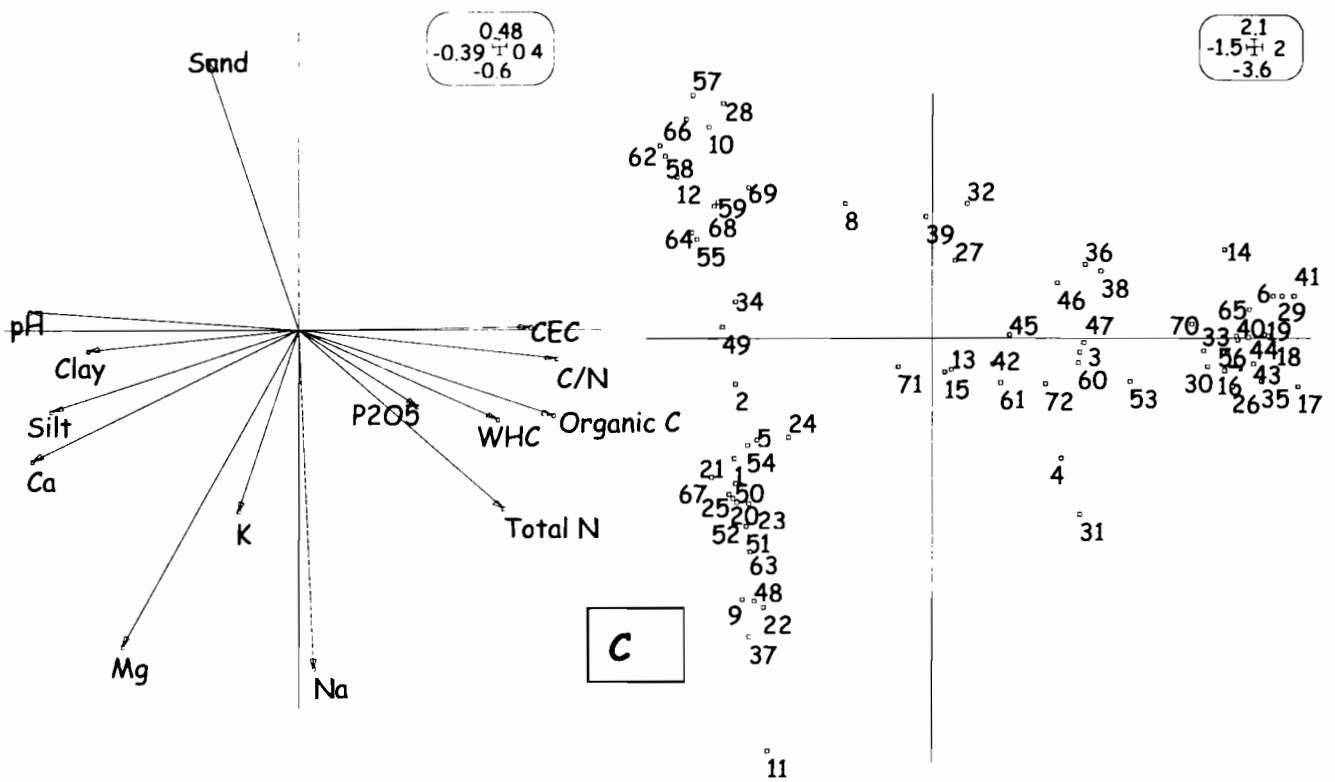


Figure III.8: Co-inertia analysis between soil physicochemical and macro-invertebrate data set. A) Eigenvalues graph. B) Sites distribution in the factorial plan of co-inertia defined by axis 1-2. Cercles are giving the position of sites seen by physicochemical parameters. The end of the arrows are showing the position of sites seen by soil macrofauna. C) Distribution of variables on the factorial plan defined by co-inertia axis 1-2. WHC: Water Holding Capacity, CEC: Cationic exchange capacity.

Axe	COVARIA.	VARIAN 1	VARIAN 2	CORRELATION	INERTIA 1	INERTIA 2
1	1.961	7.761	0.5237	0.9727	7.832	0.6412
2	1.051	2.661	0.4732	0.937	2.678	0.4676

Table III.3: Co-inertia analysis result. **Inertia 1 and 2** : maximal inertia that can be projected on the axis obtained from the separate multivariate analysis. **Varian. 1 and 2** : inertia projected on the co-inertia axis. **Correlation** : relation between the coordinate systems for axis 1 and 2 of co-inertia analysis.

III.2.6 Co-inertia analysis between NIRS variables and soil fauna

In order to know if there was a relationship between the structure of sites defined by soil macro-invertebrates and those showed using NIRS variables, a co-inertia analysis was performed between these two data set.

A permutation test of Monte-Carlo showed a strong relationship between soil macrofauna and soil organic matter ($p=0.008$) (table III.4). It exist a high correlation between the two structures (0.95).

Sites position (figure III.9) defined by soil macro-invertebrates data are represented by a cercle and the end of the arrow is showing sites position regarding soil organic matter measured by NIRS.

This results shows that soil organic matter quality and quantity has a high influence on soil macro-invertebrates distribution however other factors than soil organic matter are playing an important role on macro-invertebrates composition.

Deciduous and coniferous forest were clearly distinguished when using soil macro-invertebrates data while soil organic matter made no a clear difference.

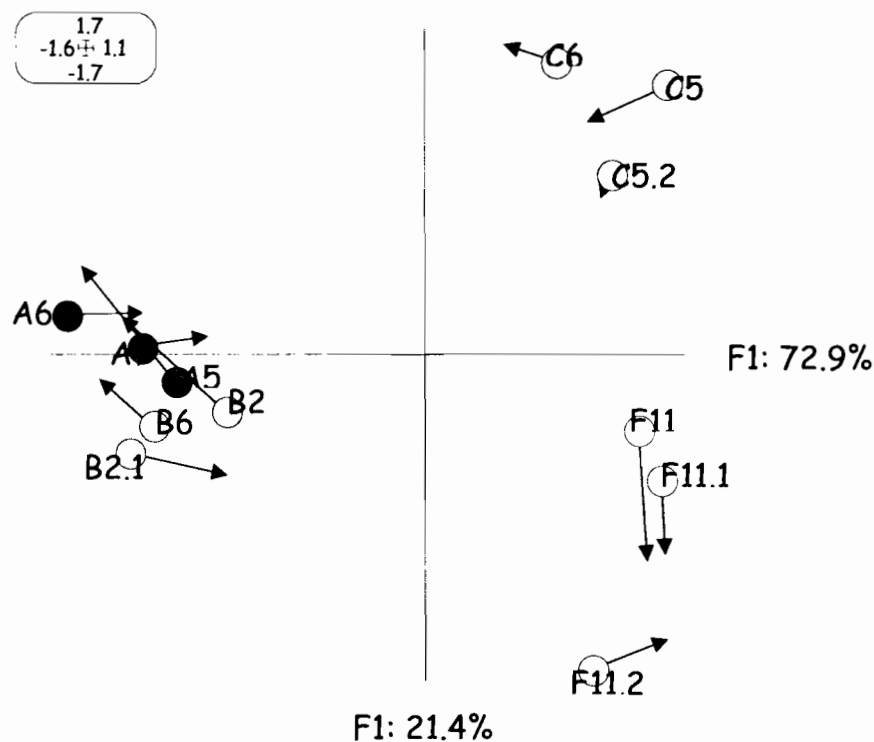


Figure III.9: Co-inertia analysis performed using soil macro-invertebrates data set and NIRS variables. Sites distribution on the factorial plan of co-inertia defined by axis 1-2. Cercles are giving the position of sites seen by macro-invertebrates. The ends of the arrows are showing the position of sites seen by NIRS. A: 'Natural' deciduous forests; B: Coniferous forests; C: Grasslands; F: Fields.

Axe	COVARIA.	VARIAN 1	VARIAN 2	CORRELATION	INERTIA 1	INERTIA 2
1	7.887	0.5188	130.7	0.9576	0.6412	133
2	4.268	0.5397	37.39	0.95	0.4676	35.92

Table III.4: Co-inertia analysis result. **Inertia 1 and 2** : maximal inertia that can be projected on the axis obtained from the separate multivariate analysis. **Varian. 1 and 2** : inertia projected on the co-inertia axis. **Correlation** : relation between the coordinate systems for axis 1 and 2 of co-inertia analysis.

III.3 Discussion

Management practices intensification may modify soil physico-chemical properties and influence macro-invertebrate communities. The reduction of surface residue cover and vegetation diversity is likely to modify a certain number of soil properties. Organic matter reduces soil erosion, improve soil moisture retention and support soil fauna that maintain appropriate soil structure (Benckiser, 1997).

The observed lower levels of organic carbon and total nitrogen in cultivated soils (grasslands and fields) may result from a combination of lower C inputs because of less biomass C return on harvested land and greater C losses because of aggregate disruption, increased soil aeration and accelerate water erosion by tillage (Mullar-Harvey *et al.*, 1985; Girma, 1998).

The total density of soil macrofauna is higher in grasslands, its value in fields was no statistically different from forests and there was no big differences between taxonomic richness between sites. Macrofaunal composition of fiels was dominated by Coleoptera (Carabidae and Staphylinidae mainly), ants and spiders. This result support the findings of other studies which suggest that plantations are capably of supporting an abundance and diversity of mobile insects groups comparable in magnitude to semi-natural woodlands (Young and Armstrong, 1995; Watt *et al.*, 1997).

Soil macro-invertebrates distributed sites describing a gradient in the following way: systems with a lower anthropogenic perturbation showed a composition of soil macrofauna characterized by organisms playing a role in decomposition of decaying organic matter like Isopoda and Diplopoda. The most characteristic species were Isopoda belonging to the genre *Philoscia sp.* and Diplopoda of the family Iulidae. These groups of soil fauna are known to be very sensitive to habitat changes particularly regarding soil humidity and organic matter quality and quantity (Tian *et al.*, 1994; Stamou *et al.*, 1998; Paoletti and Hassal, 1999).

Predators like chilopoda (mainly *Lithobius tricuspis* and *Cryptors parisi*) and spiders of the family Agelenidae characterized also forest sites. All these groups were associated to soils with a high water holding capacity cation exchange capacity and organic matter content.

Coleoptera belonging to the family Carabidae and Staphylinidae and the ant's species *Myrmica ruginodis* were more characteristic of agricultural sites. Observations made to date do not indicate a negative influence of tillage on staphylinids beetles living in fields (Konig and Pawlitzki, 1981; Bohac, 1988a).

Staphylinids are the second most important group of epigeic invertebrates in agricultural landscapes in terms of activity and abundance (Obrtel, 1968). The number of staphylinids species is often higher than that of carabids (Bohac and Pospisil, 1984). Carabids beetles are species rich and abundant in arable habitats all over the world. They have a predatory polyphagous nutrition, they move mainly on foot and some studies showed that there is no difference in the total carabid number but in the dominance structure and diversity between ploughed and unploughed agricultural systems (Paul, 1986). However, carabids larvae are more sensitive to soil moisture and food availability because of their limited capacity to move (Kromp, 1999). This could explain that in despite of the higher number of carabids in fields they showed the lowest abundance on coleoptera larvae.

The causes of the observed differences in macro-invertebrates composition and abundance are complex but include the reduction of the amount of host species as consequence of the simplification of above-ground biodiversity, the diminution of and the total amount and quality of food (Björklund *et al.*, 1999).

It exists a strong relationship between soil physicochemical parameters and macrofauna taxa. Earthworms (*Octolasion cyaneum*, *Aporrectodea sp.*, *Lumbricus terrestris*, *Lumbricus castaneus*, *Allolobophora rosea* and *Allolobophora sp.*), coleoptera Scarabidae and gastropoda (*Deroceras reticulatum* and *Cochlicopa lubrica sl.*) were associated mainly to soils with high content of Ca and Mg, clay and silt. In general, gastropods are known to prefer soils with fine particles and rich in calcium (Ondina *et al.*, 2003).

The strong correlations found between soil macro-invertebrates, soil physico-chemical parameters and soil organic matter measured by NIRS methodology highlight the capacity of soil macro-invertebrates to integer soil conditions and reflect differences by changes on their composition. The high sensitivity showed by soil macro-invertebrates to variations in soil conditions make them an interesting tool to be used in research on bioindication systems of soil quality.

CHAPITRE IV :

MISE EN CULTURE ET APPORT DE COMPOST DE BOUES DE STATION D'EPURATION EN GARRIGUE : EFFET SUR LES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES ET LA DISTRIBUTION DES COMMUNAUTES DE MACRO-INVERTEBRES DU SOL

Résumé

Introduction

IV.1. Matériel et Méthodes

IV.1.1 Les sites d'étude

IV.1.2 Caractérisation des composts épandus

IV.1.3. Collecte de données

IV.1.4 Traitement de données

IV.2. Résultats

IV.2.1 Les propriétés du sol

IV.2.2 Evaluation des propriétés de la MO par la méthode NIRS

IV.2.3 Les peuplements de macro-invertébrés du sol

IV.2.4 Activité microbienne

IV.2.5 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro-invertébrés

II.2.6 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro-invertébrés

IV.3 Discussion

Résumé

Une analyse des relations entre les facteurs abiotiques et les communautés de macro-invertébrés édaphiques a été menée dans un dispositif expérimental mis en place par la Chambre d'Agriculture des Bouches du Rhône dans la garrigue de Lançon de Provence. Sur des zones de pare feux entretenues par le pastoralisme a été échantillonné, au printemps 2001, un milieu naturel de garrigue, un site débroussaillé avec apport de compost et pâturé et un dernier site débroussaillé et pâturé ne recevant pas d'apport de compost ont été prospectés. Quatorze paramètres physico-chimiques du sol, l'activité respiratoire microbienne et les peuplements de macrofaune du sol ont été caractérisés à chaque site ainsi que la matière organique du sol par spectrométrie (NIRS). La mise en culture du sol de naturel a un effet très négatif sur l'abondance et la diversité des peuplements de macrofaune. Le milieu naturel possède la plus grande densité et diversité d'organismes ($d = 78.9 \text{ ind m}^{-2}$ en moyenne et 24 taxons) suivi des parcelles cultivées recevant un apport de compost ($d = 20.3 \text{ ind m}^{-2}$ et 12 taxons) et des parcelles cultivées sans apport organique ($d = 9.6 \text{ ind m}^{-2}$ et seulement 8 taxons). Des analyses de co-inertie réalisées à partir des résultats des analyses multivariées en combinant les tableaux deux à deux, ont montré une bonne relation ($p < 0.001$) entre les paramètres physico-chimiques et la communauté de macro-invertébrés. Les paramètres du milieu expliquent donc en grande partie la distribution des peuplements de macrofaune du sol. La qualité et la quantité de MO apparaît comme le principal facteur déterminant la distribution des communautés de macro-invertébrés. Les décomposeurs (Iulidae) caractérisent les sites plus riches en MO. Les bases échangeables associées aux espèces de fourmis (*Plagidepsis pygmaea*, *Crematogaster sordidula* *Aphaenogaster sp.* et les larves de coléoptère) et le pH particulièrement relié à la fourmi (*Camponotus piceus*) jouent aussi un rôle important dans la distribution des sites en opposant de manière général les parcelles n'ayant pas reçu d'apport de compost de celles recevant un apport de compost de boues de station d'épuration. Nous concluons cet article en discutant l'importance d'une abondance minimale des les peuplements de macrofaune pour garantir sa signification comme bioindicateurs de l'état du sol.

Introduction

Les forêts méditerranéennes sont régulièrement soumises à des incendies dévastateurs qui frappent cette région avec une fréquence trop importante (MEDD, 2003).

Dans le cadre des plans nationaux de gestion territoriale pour la prévention des risques d'incendies dans les forêts, l'utilisation de zones de pare feux pour casser l'uniformité propice aux grands incendies est une pratique courante.

Ces zones à végétation moins combustible sont régulièrement maintenues débroussaillées, entre autres, par la pratique du pastoralisme d'ovins. Cette pratique est censée réduire les coûts d'entretien et l'impact sur l'écosystème et le paysage qui serait provoqué par un entretien mécanique (Coudour, 2000).

L'apport d'amendements organiques est utilisé en complément pour contrôler la phytomasse arbustive sur des pare feux pâturés, en particulier sur des végétations peu appetantes pour les moutons (garrigue dense à chêne kermès, ajonc épineux et cistes).

Les composts issus du traitement des déchets urbains et agricoles sont appelés à constituer une part de plus en plus importante des fertilisants organiques proposés aux utilisateurs potentiels.

Ainsi, l'apport de matière organique peut être utile pour accélérer la régénération végétale après un incendie, pour compenser la perte en éléments minéraux dans l'atmosphère, par volatilisation ou par convection de fines particules dans la fumée (Saes, 1998). D'autre part, le feu a des effets négatifs sur l'activité biologique pouvant mener à une stérilisation du sol (Gillon, 1990). Le compost peut remédier à ce problème par l'apport d'éléments minéraux nécessaires aux plantes (argiles, carbonates, silicates, phosphates...), l'apport de débris organiques grossiers qui peuvent favoriser l'installation de peuplements de macro-invertébrés édaphiques et apporter des polymères organiques issus de l'activité de la biomasse microbienne (polysaccharides, protéines, ...) et des constituants minéraux et organiques solubles (Banerjee *et al.*, 1997 ; Stamatiadis *et al.*, 1999).

IV.1 Matériel et Méthodes

IV.1.1 Les sites d'étude

La Chambre d'Agriculture de Bouches du Rhône a mis en place, depuis l'an 2000, un dispositif expérimental situé dans la plaine de Vautade-Forêt communale de Lançon de Provence (43.32 N ; 5.26 E) pour évaluer l'intérêt de l'apport de composts de boues d'épuration en amélioration pastorale sur des milieux représentatifs de la garrigue dont l'évolution est bloquée au stade arbustif par des incendies périodiques.

Le dispositif expérimental d'une surface totale de 5 ha est constitué de 3 traitements faisant chacun l'objet de 3 répétitions : 1) traitement témoin (G) représente une garrigue non

débroussaillée et non pâturée ; 2) garrigue débroussaillée et pâturée avec apport de compost de boue de station d'épuration (DC) et 3) parcelle de garrigue débroussaillée et pâturée ne recevant aucun apport organique (DNC).

Les parcelles pâturées sont labourées et cultivées avec de l'orge consommé en vert par le troupeau de brebis mérinos en complément de la végétation de la garrigue voisine. Le pâturage est réalisé deux fois par an : au printemps et en automne.

La garrigue étudiée est représentative des végétations de plateau des côteaux d'Aix-en-Provence régulièrement parcourus par les incendies. Elle est composée principalement d'arbustes de petite taille dominés par le chêne kermès, l'ajonc épineux et les cistes (Valette, 2004).

IV.1.2 *Caractérisation des composts épandus*

Le compost de boue épandu provient de la plate forme de compostage d'Ensues (société Biotechna), les produits apportés correspondent à un lot homogène. Il s'agit d'un compost élaboré à partir des boues brutes de la station d'épuration de la Palun (Marignane, Gignac, St Victoret) et co-compostées avec des déchets verts. Le procédé de traitement est basé sur une fermentation en aération forcée (soufflage) suivie d'une maturation accompagnée de phases de retournement.

Ce compost est constitué de 19.1% de fraction soluble, 1.5% d'hémicellulose, 14.4% de cellulose, 14.7% de lignine, pour un total de matières organiques égal à 49.7%, 40.2% de matières minérales et 10.2% d'eau dans le produit brut (Tableau IV.1).

La matière sèche est considérée comme riche en matières minérales suivant la classification proposée par Robin (1997).

Compost	Produit sec	Produit brut
Humidité (%)	-	24,68
Matière sèche (%)	-	75,32
pH eau	-	7,8
pH KCl	-	7,2
M.O (g kg ⁻¹)	495,49	373,20
Matières minérales (g kg)	504,51	380,00
Azote nitrique (N NO ₃ ⁻) (mg kg ⁻¹)	787,50	593,15
Azote ammoniacal (N NH ₄ ⁺) (mg kg ⁻¹)	1003,70	755,99
Azote organique (g kg ⁻¹)	22,51	16,98
Azote total (g kg ⁻¹)	24,30	18,31
Rapport N NO ₃ ⁻ / N NH ₄ ⁺	0,785	0,785
Carbone organique (g kg ⁻¹)	288,07	216,98
Rapport C org / N org	12,80	12,80
Rapport M.O / N org	22,01	22,01
P total (et P ₂ O ₅) (g kg ⁻¹)	10,63 (24,11)	7,93 (18,16)
K (et K ₂ O) (g kg ⁻¹)	5,37 (6,44)	4,04 (4,85)
Ca total (et CaO) (g kg ⁻¹)	97,12 (135,97)	73,15 (102,41)
Mg total (et MgO) (g kg ⁻¹)	3,88 (6,44)	2,92 (4,85)
Arsenic (mg kg ⁻¹)	1,6	1,21
Cadmium (mg kg ⁻¹)	0,7072	0,53
Chrome (mg kg ⁻¹)	14,138	10,65
Cuivre (mg kg ⁻¹)	114,85	86,51
Mercure (mg kg ⁻¹)	0,486	0,37
Nickel (mg kg ⁻¹)	10,52	7,93
Plomb (mg kg ⁻¹)	28,63	21,56
Zinc (mg kg ⁻¹)	187,50	141,23
Selenium (mg kg ⁻¹)	< 2,5	-
Bore total (mg kg ⁻¹)	24,9	-
Cobalt (mg kg ⁻¹)	2,11	-
Molybdène (mg kg ⁻¹)	1,05	-
Total des 7 PCB (mg kg⁻¹)	<0,16	-
HAP:		
Fluoranthene (mg / kg)	1	-
Benzo (B) fluoranthene (mg kg ⁻¹)	< 0,5	-
Benzo (A) pyrène (mg kg ⁻¹)	< 0,4	-

Tableau IV.1 : Caractéristiques et valeur agronomique du compost épandu (Source : Laboratoire Agroenvironnemental d'Aspach)

L'épandage du compost a été réalisé en Septembre 2000. La dose de compost de boue appliquée est de l'ordre de 23 tonnes ha⁻¹ ce qui correspond aux quantités appliquées sur des cultures de blé dur pour un rendement de 20 à 25 tonnes ha⁻¹. Ces doses permettent

d'économiser les apports minéraux N, P, K pour l'année culturale, car la richesse en phosphore de ces composts conduit à l'application d'une dose agronomique inférieure calée sur les besoins annuels en phosphore de ces cultures.

L'apport de compost est prévu pour faciliter l'implantation d'espèces plus appétantes, en complément des repousses spontanées de la garrigue.

IV.1.3 *Collecte de données*

L'échantillonnage des macro-invertébrés du sol a eu lieu en Avril 2001. Cinq points de prélèvement espacés de 7 m ont été localisés dans chaque parcelle. Un total de 9 parcelles (3 par traitement) ont été ainsi échantillonnées (45 échantillons prélevés au total). L'extraction de la macrofaune a été réalisée en utilisant la méthode TSBF modifiée pour les sols de région tempérée (Lavelle, 1988 ; Anderson et Ingram, 1993).

L'extraction des macro-invertébrés est réalisée sur un monolithe de sol de 25×25 cm de côté et 15 cm de profondeur en deux étapes:

- 1- Extraction de la faune "active" du sol après deux applications d'une solution formolée à 10 minutes d'intervalle l'une de l'autre (dilution 1/500). Cette opération permet d'extraire, pendant 10mn après chaque application, les invertébrés qui remontent à la surface du sol.
- 2- Extraction de la faune « passive » du sol en creusant à une profondeur de 15 cm et en réalisant le tri manuel du bloc prélevé afin de repérer tous les invertébrés qui s'y trouvent encore.

Les individus ainsi récoltés sont conservés dans des piluliers remplis d'une solution de formol à 4 % (tableau IV.2).

Des échantillons de sol ont été prélevés à côté des points d'échantillonnage de la faune afin de réaliser des analyses physico-chimiques au laboratoire (tableau IV.3). Les échantillons ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm pour l'analyse de la qualité de la matière organique en utilisant la méthode NIRS (Near Infrared Reflectance Spectroscopy, Bowers et Hanks, 1965).

Le spectre obtenu avec cette méthode pour chaque échantillon est ultérieurement divisé en 120 variables correspondant à des longueurs d'onde caractérisant des liaisons chimiques de différentes natures.

Trois des cinq échantillons ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques (pH, capacité de rétention en eau et texture, P₂O₅ disponible, C total, N total, CEC, bases échangeables) et biologiques (dégagement de CO₂).

La mesure du dégagement de CO₂ a été réalisée sur du tamisé à 2mm. Cinquante grammes de sol ont été humidifiés à 80% de leur capacité de rétention en eau et incubés à 25°C pendant 21 jours. Le CO₂ dégagé a été mesuré en utilisant le Na(OH) (Anderson, 1982).

IV.1.4 Analyse de données

Des analyses de variance ont été réalisées sur les données physico-chimiques et sur les données de macrofaune en utilisant le programme statistique SigmaStat 2.03 (Softek Inc., 1995). et Statistica.

Des analyses multivariées ont été réalisées sur les tableaux d'abondance des peuplements de macro-invertébrés du sol, sur les données physico-chimiques et sur les résultats de l'analyse NIRS avec le logiciel ADE-4 (Thioulouse *et al.*, 1977).

Finalement des analyses de co-inertie ont été pratiquées afin de mettre en évidence les éventuelles relations entre les différents jeux des données.

Taxons	Densité (ind m ⁻²)
<i>Candidula sp.</i> : GASTEROPODE	0.3
<i>Oxychilus cellarius</i> : GASTEROPODE	0.3
<i>Candidula intersecta</i> : GASTEROPODE	1.7
<i>Pomatias elegans</i> : GASTEROPODE	0.3
<i>Chondrina similis</i> : GASTEROPODE	0.3
<i>Jaminia quadridens</i> : GASTEROPODE	0.7
<i>Granaria variabilis</i> : GASTEROPODE	0.3
<i>Porcellio monticola</i> : ISOPODE	0.3
<i>Scolopendra cingulata</i> : CHILOPODE	0.3
<i>Cryptops sp.</i> : CHILOPODE	0.3
<i>Cryptops trisulcatus</i> : CHILOPODE	0.3
<i>Lithobius sp.</i> : CHILOPODE	0.7
<i>Lithobius pyrenaicus</i> : CHILOPODE	0.3
<i>Lithobius calcaratus</i> : CHILOPODE	0.3
<i>Stigmatogaster gracilis</i> : CHILOPODE	1
<i>Geophilus insculptus</i> : CHILOPODE	0.3
<i>Henia vesuviana</i> : CHILOPODE	0.3
<i>Geophilus sp.</i> : CHILOPODE	0.3
<i>Crematogaster sordidula</i> : FOURMI	4.3
<i>Camponotus aethiops</i> : FOURMI	0.7
<i>Leptothorax fuentei</i> : FOURMI	0.3
<i>Plagidepis pygmaea</i> : FOURMI	1
<i>Camponotus piceus</i> : FOURMI	4.3
<i>Cataglyphis censor</i> : FOURMI	0.3
<i>Aphaenogaster sp.</i> : FOURMI	3.5
<i>Euborellia moesta</i> : DERMAPTERE	0.7
Dermaptere	0.3
Iulidae	2.5
<i>Phalangium opilio</i> : OPILION	0.3
<i>Lacinius ephippiatus</i> : OPILION	0.3
<i>Aporrectodea sp.</i> : VER DE TERRE	1.4
Philodromidae : ARAIGNEE	0.3
Liocranidae : ARAIGNEE	0.7
Theridiidae : ARAIGNEE	0.3
Dyctiniidae : ARAIGNEE	0.3
Scarabeidae : COLEOPTERE	0.3
Larves de Coléoptère	3.2
Larves de Lépidoptère	1.4

Tableau IV.2 : Densité (ind m⁻²) des taxons dans l'ensemble de parcelles échantillonnées.

Site	Echantillon	Corg (mg g ⁻¹)	N total (mg g ⁻¹)	C/N	pH (eau)	Ca (meq%)	Mg (meq%)	Na (meq%)	K (meq%)	CEC (meq%)	P2O5 (g kg ⁻¹)	CRE (%)	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)
Garrigue	G1	34.2	4	8.4	7.8	27.8	1.01	0.08	0.8	19	0.01	36.4	16.3	38.6	38.6
	G2	40.4	4.4	9.1	7.7	26.6	1.08	0.12	0.69	19.2	0.02	35	16.4	44.5	33.6
	G3	34.6	3.8	9	7.9	26.3	0.7	0.08	0.72	16.8	0.01	36	24.1	35.2	33.8
Parcelle compost	DC1	32.1	3.4	9.4	7.7	10.3	1.07	0.16	0.53	16.7	0.01	34.5	27.3	48.3	17
	DC2	49.5	5.9	8.3	7.8	12.8	1.43	0.12	0.94	18.2	0.1	40.3	28.1	33.1	33.1
	DC3	27.2	3	8.8	8	11.7	0.76	0.13	0.52	14.6	0.01	30.8	30	48.8	18
Parcelle sans compost	DNC1	22.8	2.3	9.5	7.8	9.5	0.89	0.13	0.45	15.1	0.01	31.1	16.3	38.6	38.6
	DNC2	54.7	5.8	9.3	7.9	15.8	1.32	0.1	1.03	22.4	0.02	43.4	16.4	44.5	33.6
	DNC3	14.6	1.5	9.4	8.1	14.3	0.79	0.09	0.60	16	0.01	33.5	24.1	35.2	33.8

Tableau IV.3 : Valeur des 14 paramètres physico-chimiques des sols.

IV.2 Résultats

IV.2.1 *Les propriétés du sol*

Le sol est une redzine calcaire peu profonde sur substrat calcaire, avec un contenu important en cailloux. La fraction fine se compose de 28% d'argile, 43.8% de limons et 23.3% de sable. Le pH est basique oscillant entre 7.7 et 8.1.

La garrigue possède un sol en général moins sableux que les parcelles pâturées. La différence bien que faible est statistiquement significative ($p=0.03$, ANOVA) et pourrait s'expliquer par le fait que pour la mise en place du dispositif expérimental le sol a été broyé. Ce sol est très riche en cailloux et leur broyage aurait pu provoquer cette légère augmentation dans la teneur de sable de ces sols. Des différences ont aussi été trouvées entre la teneur en calcium de la garrigue et celle des parcelles cultivées ($p<0.001$, ANOVA).

Une analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur l'ensemble des variables physico-chimiques (14 paramètres \times 9 parcelles) a montré une ordination des traitements le long de l'axe 1 (45.2% de la variance expliquée) dans laquelle le milieu naturel de garrigue est légèrement opposé aux parcelles cultivées (Figure IV.1A et B). Cet axe ordonne les échantillons en fonction de leur richesse en **matière organique**, leur **capacité de rétention en eau**, leur **CEC** ainsi que leur teneur en cations **K** et **Mg**. L'hétérogénéité observée à l'intérieur des traitements, notamment dans les parcelles cultivées, empêche une séparation plus nette des traitements, cependant, malgré cette hétérogénéité l'on peut observer une séparation entre la garrigue et les parcelles cultivées.

L'axe 2 avec 21.4% de la variance expliquée oppose clairement les sites aux sols riches en Ca et en argile (Garrigue : 27 meq% et 35.3% respectivement et parcelle cultivée sans apport de compost : 13.2 meq% et 35.2%) de la parcelle recevant un apport de compost (DC : 11.6 meq% pour le calcium et 22% d'argile), caractérisée par une teneur plus importante en ions Na.

Un test de permutation réalisé sur ce jeu de données a montré que la structure observée n'est pas statistiquement significative ($p=0.3$, test de signification).

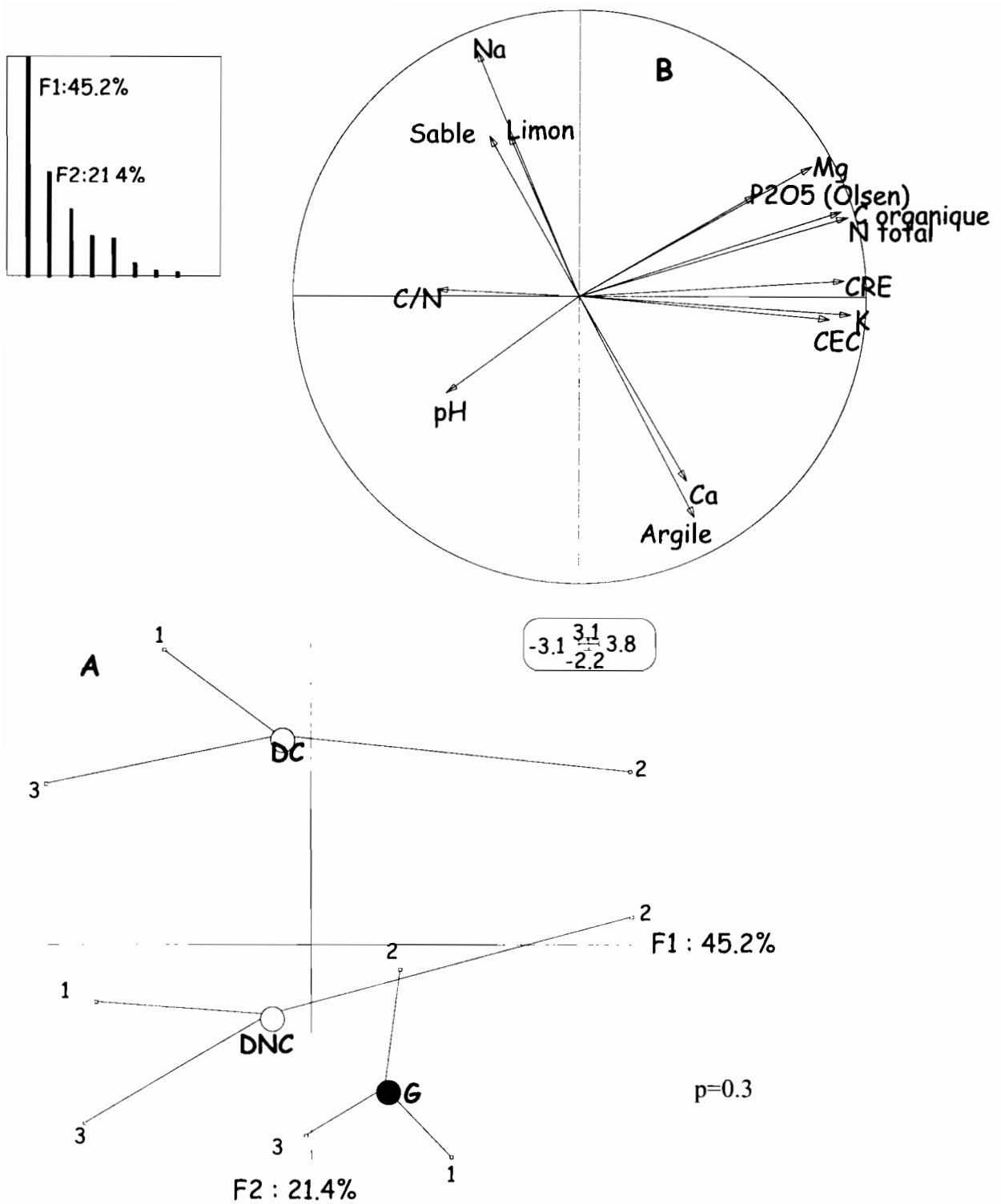


Figure IV.1 : ACP réalisée sur les données physico-chimiques (14 paramètres \times 9 sites). A) carte factorielle des stations sur le plan factoriel F1 \times F2, B) cercle de corrélation sur le plan factoriel F1 \times F2. G : Garrigue ; DNC : Parcelles débroussaillées sans apport de compost et DC : parcelles débroussaillées et compostées. CRE : Capacité de rétention en eau, CEC : Capacité d'échange cationique.

IV.2.2 *Evaluation des propriétés de la MO par la méthode NIRS*

L'évaluation de la qualité de la MO présente sur chacun de nos sites d'étude a été réalisée en employant la méthode NIRS (Near Infrared Reflectance Spectroscopy).

Cette méthode est sensible au nombre de liaisons chimiques spécifiques du substrat analysé qui se comportent comme des oscillateurs qui vibrent à des fréquences différentes en fonction de leur nature. Une liaison chimique particulière peut absorber une radiation proche IR dont la fréquence est égale à sa fréquence de vibration et ainsi passer d'un état fondamental à un état excité (Creaser and Davies, 1988).

Un spectre d'absorption complexe est recueilli pour chaque échantillon analysé, les bandes d'absorption de toutes les liaisons chimiques se chevauchant. L'interprétation du spectre est réalisée en utilisant des méthodes de calibrage.

Le spectre obtenu pour chaque échantillon a été divisé en 200 variables correspondant à autant de longueurs d'ondes différentes. Nous avons ainsi obtenu un jeu de données composé de 200 variables \times 45 échantillons de sol. Les résultats de l'ACP réalisée sur ce tableau de données sont présentés dans la Figure IV.2A. Les deux premiers axes expliquent 68.4% de la variabilité totale du tableau de données (figure IV.2B).

On observe une répartition des sites similaire à celle mise en évidence par les paramètres physico-chimiques du sol. L'information fournie par les variables NIRS permet de les différencier clairement. Un test de permutation a montré que la structure définie par l'ACP était statistiquement significative ($p=0.02$).

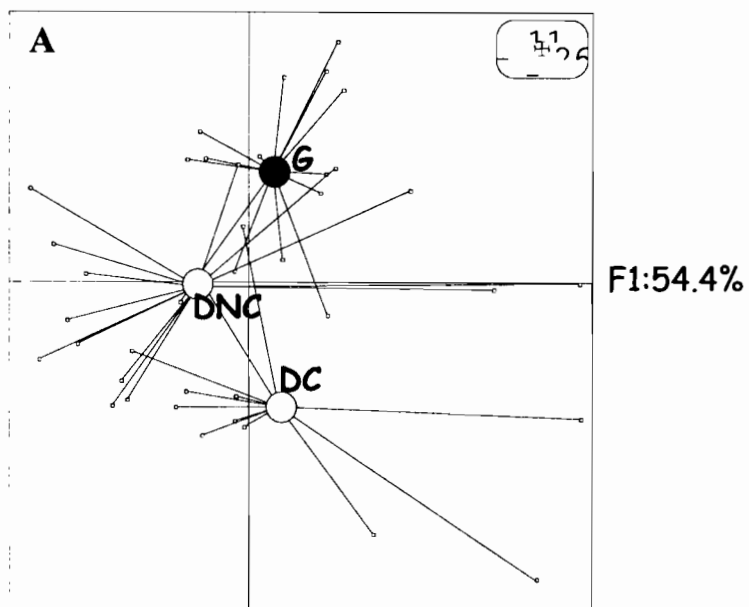
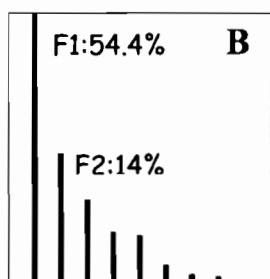


Figure IV.2 : ACP réalisé sur les données du NIRS (200 variables \times 45 sites). A) carte factorielle des sites sur le plan F1 \times F2 et B) valeurs propres. G : Garrigue ; DNC : Parcelles débroussaillées sans apport de compost et DC : parcelles débroussaillées et compostées.

IV.2.3 Les peuplements de macro-invertébrés du sol

Le plus grand nombre d'organismes (78.9 ind m⁻² en moyenne) a été récolté dans les parcelles de Garrigue qui comptabilise aussi le plus grand nombre de taxons (24 au total) (Figure 4 et 5). L'abondance de la macrofaune diminue de manière vertigineuse dans les parcelles cultivées : la densité d'individus est de 20.2 ind m⁻² dans les parcelles recevant un apport de compost et 9.6 ind m⁻² pour les parcelles sans apport de compost. De même le nombre de taxons rencontrés diminue considérablement : 12 taxa ont été trouvés dans les parcelles cultivées avec apport de compost de boue d'épuration et 8 taxa ont été répertoriés dans les parcelles sans apport de compost.

Ces différences sont statistiquement significatives uniquement entre le milieu naturel et les parcelles cultivées sans apport organique ($p=0.005$, Kruskal-Wallis) (Figure IV.4).

La faune de la garrigue est la plus diverse, principalement composée de fourmis (qui représentent presque la moitié (47.3%) de la densité totale d'individus récoltés dans ce milieu), de Gastéropodes (13.5%), de Diplopodes (Iulidae, 6.7%). Les vers de terre, les isopodes et les chilopodes Lithobiomorpha ont été retrouvés uniquement dans ce milieu.

Les chilopodes (Geophilomorpha et Scolopendromorpha) (15 individus au total), Coléoptères adultes (1 individu) et des groupes comme les Dermaptères (2 individus) ou les Opilions (2 individus) dominent dans les parcelles cultivées sans apport de compost. Les araignées (5 exemplaires) ont été trouvées uniquement dans les parcelles recevant un apport de compost. Dans ces parcelles la densité des larves de coléoptères est aussi importante que dans le milieu naturel.

La garrigue présente une couverture végétale assez importante et une litière qui couvre de façon homogène la surface du sol. L'abondance de matériel végétal en décomposition et la protection offerte par la couverture végétale permettent à certains groupes comme les Isopodes et les Vers de terre plus sensibles à l'humidité du milieu de s'installer. La présence du matériel végétal mort explique aussi la plus forte abondance dans ce milieu des diplopodes Iulidae.

Dans les parcelles cultivées ne recevant aucun apport de compost on ne retrouve pratiquement que des prédateurs. Les parcelles recevant l'apport de compost présentent une composition plus proche du milieu naturel avec la présence de certains groupes de décomposeurs comme les diplopodes Iulidae et aussi des larves de coléoptères (famille Scarabaeidae et Carabidae).

Une analyse de correspondances a été réalisée sur le jeu de données des macro-invertébrés après l'élimination des singletons (23 taxons) et doubletons (5 taxons) (Figure IV.6A et B). Les deux premiers axes de l'analyse expliquent 61.1% de la variance totale. Cependant la faible densité d'invertébrés et l'importante hétérogénéité dans les données n'ont pas permis de différencier les traitements ($p=0.9$). Ce sont les fourmis qui ont les plus fortes contributions aux deux axes.

Deux espèces de fourmi se situent sur le côté positif de l'axe 1 (36.6% de variance) : *Crematogaster sordidula* et *Camponotus piceus* et l'espèce *Aphaenogaster sp* est positionnée du côté négatif. Cet axe met en évidence un certain rapprochement des parcelles de Garrigue et des parcelles recevant un apport de compost de boues qui pourrait être dû à la présence d'*Aphaenogaster sp*. Du côté positif de l'axe nous trouvons les parcelles cultivées ne recevant pas d'apport de compost de boue.

L'axe 2 (24.5% de variance expliquée) établit un léger gradient allant des parcelles cultivées sans apport organique au milieu naturel. Cet axe est représenté par une autre espèce de fourmi *Plagiolepis pygmaea* et par les Diplopodes de la famille Iulidae.

La grande hétérogénéité trouvée à l'intérieur de chaque milieu rend impossible l'appréciation des éventuelles différences dues aux traitements étudiés. Un test de permutation réalisé sur l'analyse de correspondances montre que les tendances que l'on peut vaguement observer ne sont pas significatives du point de vue statistique.

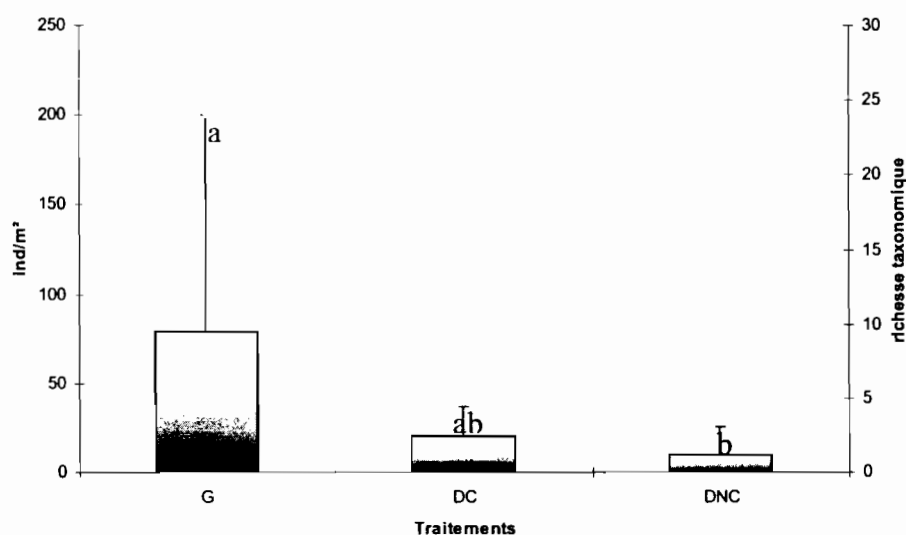


Figure IV.4 : Abondance moyenne d'individus et richesse taxonomique par traitement.

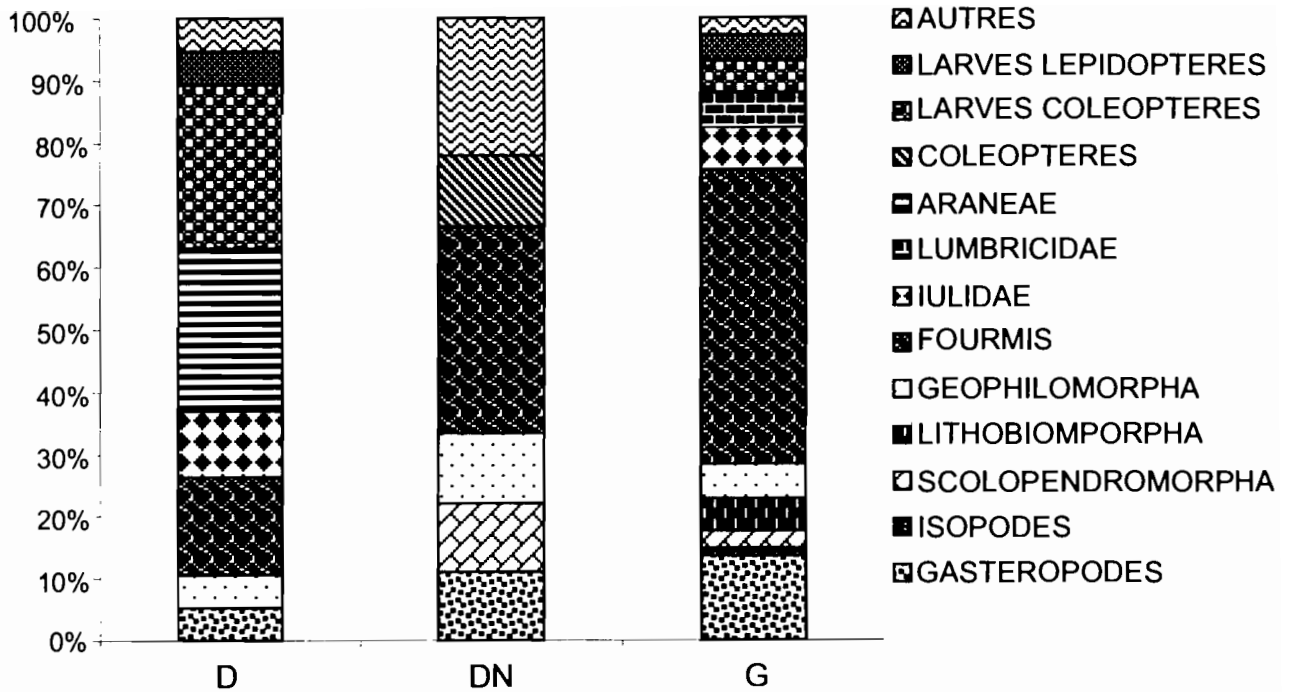
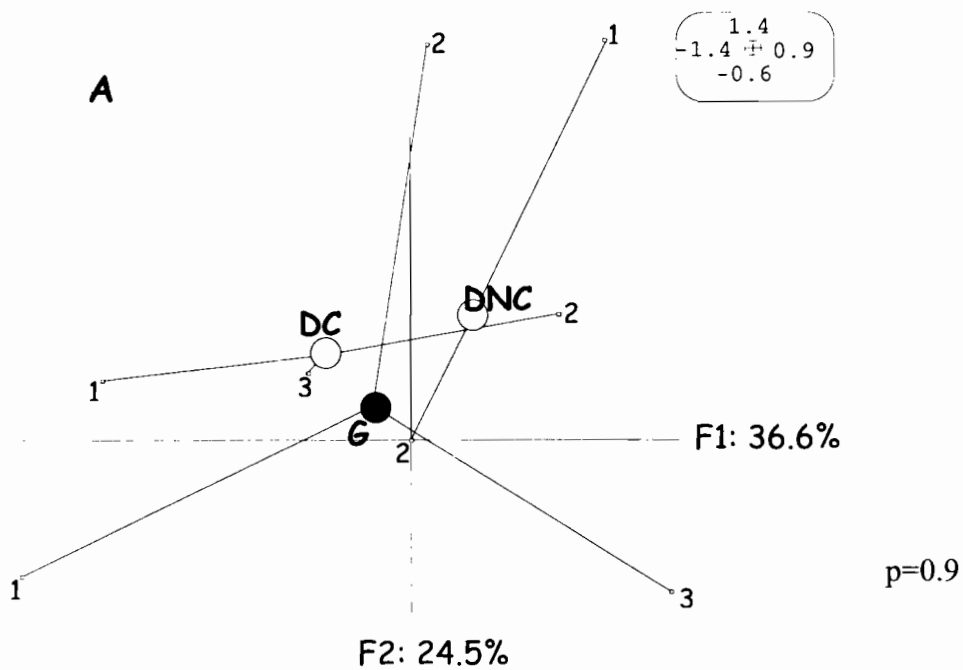


Figure IV.5 : Abondance relative des principaux ordres faunistiques récoltés dans les différents traitements.



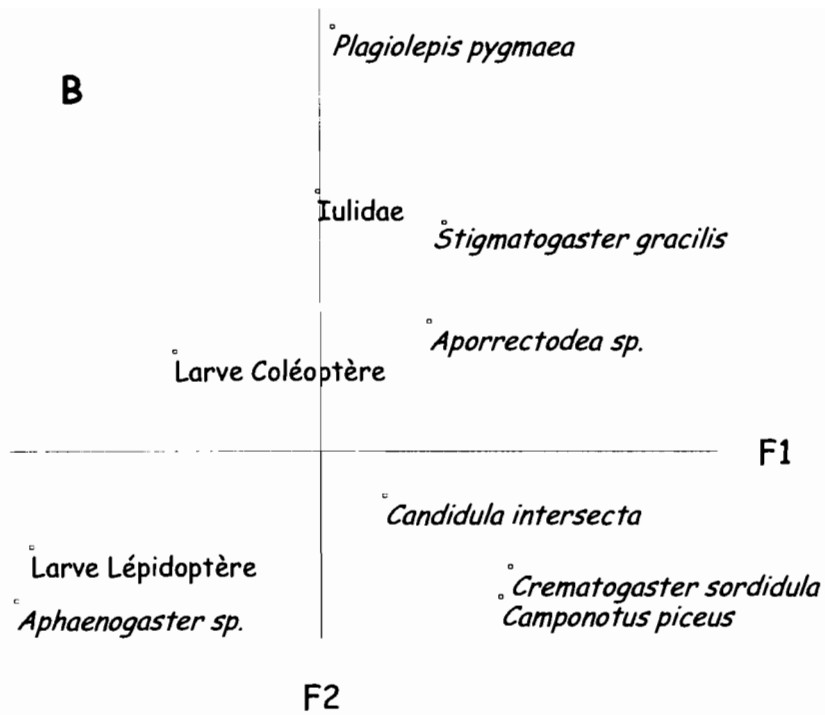


Figure IV.6 : Analyse de correspondances réalisée sur le tableau de données de faune .A) Carte factorielle des sites sur le plan F1×F2 et B) ordination des espèces dans l'espace factorielle.

IV.2.4 *Activité microbienne*

Des mesures de dégagement de CO₂ ont été réalisées au laboratoire pour évaluer l'effet des différents traitements sur l'activité microbienne du sol en conditions optimales.

Le dégagement de CO₂ après une période d'incubation de 21 jours n'a pas montré de différences significatives entre les traitements considérés (ANOVA, $p=0.514$).

Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et l'analyse du NIRS

Une analyse de co-inertie a été réalisée entre les 14 variables décrivant les caractéristiques physico-chimiques du sol et les 200 variables de la NIRS caractérisant la nature de la MO du sol, pour tester l'existence d'une co-structure entre elles.

Les résultats de cette analyse ont montré une bonne relation entre ces deux jeux de données (test de signification, $p<0.001$) (Figure IV.7A et B).

Le plan défini par les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie est très semblable à ceux définis par les plans 1-2 de chaque analyse (Tableau IV.3). De fait, les deux projections sont reliées par des corrélations très élevées (0.96 et 0.82 respectivement).

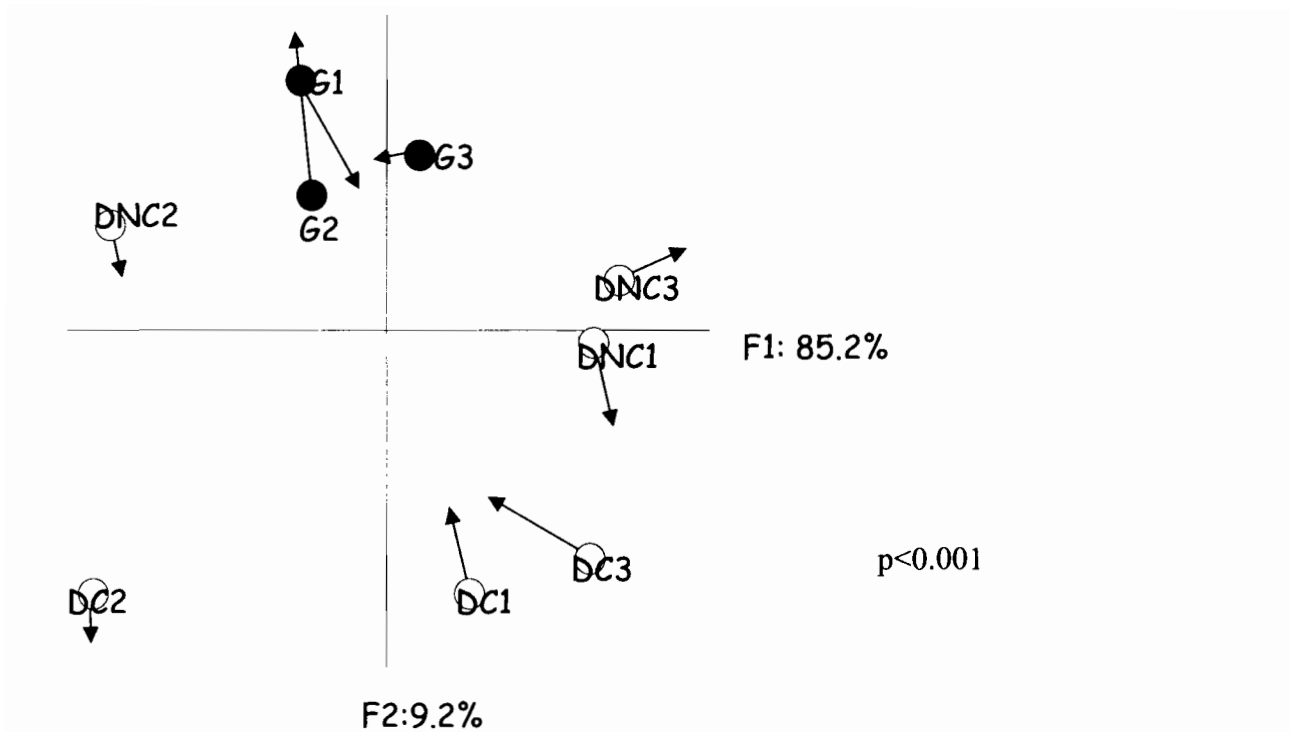


Figure IV.7 : Analyse de co-inertie entre 14 variables physico-chimiques du sol et les 200 variables générées par la NIRS. A) Distribution des sites dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de co-inertie. Les cercles indiquent la position des relevés vue à travers les variables physico-chimiques. L'extrémité de la flèche donne la position vue par les variables de la NIRS. La distance entre le site physico-chimique et le site qualité de matière organique est représenté par la longueur de la flèche. Plus la distance est petite et plus les deux structures sont similaires.

Axe	COVARIA.	VARIAN 1	VARIAN 2	CORRELATION	INERTIE 1	INERTIE 2
1	26.24	6.175	119.1	0.9677	6.335	119.7
2	8.614	2.771	33.15	0.8987	2.999	34.3

Tableau IV.3: Résultat de l'analyse de co-inertie. **Inertie 1 et 2** : ce sont les inerties maximales obtenues par les analyses séparées que l'on peut projeter sur les axes. **Variations 1 et 2** : ce sont les inerties que l'on projette sur les axes de co-inertie. **Corrélation** : relation entre les systèmes de coordonnées pour les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie.

IV.2.5 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro-invertébrés

L'analyse de co-inertie réalisée entre les 14 paramètres physico-chimiques mesurés et les 10 taxons de macro-invertébrés a mis en évidence une très forte corrélation entre ces deux jeux de données. Un test de Monte-Carlo réalisé sur la base de 1000 permutations a montré que la structure résultante de l'analyse est statistiquement significative ($p < 0.001$).

La position sur le plan factoriel des axes 1-2 des sites vus par les paramètres physico-chimiques et ceux de la macrofaune respectivement est la même pour le milieu naturel et pour la plupart des sites excepté pour les répétitions 2 et 3 des parcelles cultivées ne recevant d'apport de compost (Figure IV.8A).

Ces deux sites présentent une très faible quantité de macro-invertébrés et leur contribution à l'inertie totale des axes 1 et 2 est nulle. Cependant ils se différencient en ce qui concerne les paramètres physico-chimiques, notamment par leurs teneurs en matière organique et la CEC. La teneur en C et N du sol de DNC2 est pratiquement quatre fois supérieure à celle du site DNC3. Cela pourrait expliquer la longueur des flèches séparant les projections des deux situations.

La relation entre les paramètres physico-chimiques et les taxons de macro-invertébrés (Figure IV.8B) l'on observe que *Camponotus piceus* est reliée aux pH élevés et aux endroits plus sableux tandis que les fourmis du genre *Aphaenogaster* se trouvent surtout aux endroits où la teneur en K est plus importante. Les Diplopodes décomposeurs de la famille Iulidae sont en relation avec les sites ayant une importante CEC et une teneur en Mg plus importante. Ce sont aussi les sites les plus riches en MO, représentés principalement par le milieu naturel et les parcelles recevant un apport de compost.

Les larves de Coléoptères et les fourmis de l'espèce *Plagidepsis pygmaea* sont plus étroitement reliées à la quantité de Na dans le sol qui semble en même temps être liée à la quantité de limons.

D'autres espèces de fourmis comme *Crematogaster sordidula* semblent se trouver plus liées à des milieux où la teneur en Ca et la capacité de rétention en eau est plus importante.

IV.2.6 *Co-inertie entre la macrofaune du sol et les variables NIRS*

La co-structure résultant de l'analyse de co-inertie réalisée entre les 10 taxons de macro-invertébrés et les 200 variables du NIRS n'est pas significative ($p=0.96$).

Cette situation avait été déjà rencontrée sur le site de Feucherolles à Grignon où la valeur de p était cependant plus faible ($p=0.34$) (cf chapitre I).

Les spectres de NIRS sont fortement liés aux liaisons organiques existant dans le sol et à la quantité totale de matière organique. Les conditions physiques du sol jouent un rôle important dans la distribution des macro-invertébrés édaphiques. Il est possible que la macrofaune du sol réponde plus fortement aux conditions physiques du sol qu'à la NIRS. Cela pourrait expliquer que la co-inertie entre ces deux jeux de données ne soit pas significative.

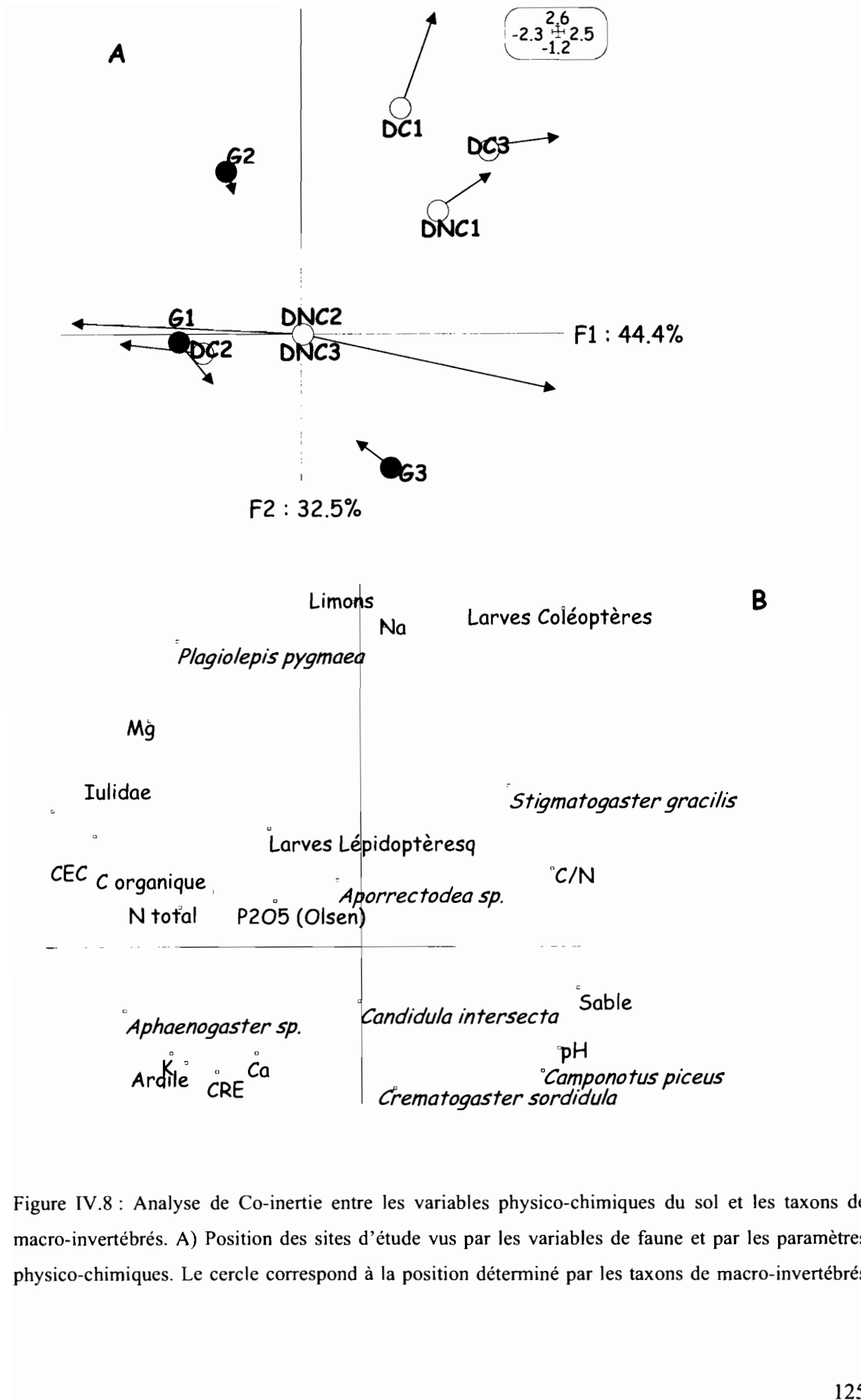


Figure IV.8 : Analyse de Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les taxons de macro-invertébrés. A) Position des sites d'étude vus par les variables de faune et par les paramètres physico-chimiques. Le cercle correspond à la position déterminé par les taxons de macro-invertébrés

et la pointe de la flèche à la position des sites par les variables physico-chimiques. B) Représentation de l'ensemble des variables sur le plan factoriel 1-2 de l'analyse de co-inertie.

IV.3 Discussion

D'une manière générale la mise en culture de la garrigue et l'apport de matière organique sous forme de compost n'a pas un effet significatif sur les paramètres physico-chimiques du sol excepté pour la teneur en calcium qui diminue significativement dans les parcelles cultivées. Robles *et al.* (2000) ont observé le même effet comme conséquence du débroussaillage dans les rendzines du sud de la France. Selon ces auteurs les facteurs responsables de cette diminution sont liés au fait d'une augmentation de l'érosion du sol liée à l'ouverture du couvert végétal (exportation de la phytomasse aérienne) et à un apport moindre de pluviollessivats et de litière (déficit d'apport de matière organique).

L'analyse multivariée des variables spectrales de la NIRS montre qu'il y a des différences significatives entre les trois situations étudiées qui seraient liées principalement à la composition chimique de la matière organique présente dans ces milieux (McLellan *et al.*, 1991 ; Joffre *et al.*, 1992). Les parcelles de garrigue et celles qui ne reçoivent pas d'apport de compost ont des propriétés de qualité de la matière organique qui sont plus proches que celles de la parcelle recevant un apport de compost de boues d'épuration. Il s'établit un gradient (garrigue-parcelles sans compost-parcelles avec compost) dans lequel la qualité de la matière organique est modifiée progressivement.

La macrofaune du sol réagit à ce mode de gestion par une diminution importante dans la diversité et la densité de ses peuplements. Le contraste le plus important et celui qui est statistiquement significatif est trouvé entre le milieu naturel (garrigue) et les parcelles cultivées sans apport organique. La présence d'un système litière et la couverture végétal importante dans les sols de garrigue favorise le maintien d'un certain degré d'humidité et l'apport de matière organique (Robles *et al.*, 2000). La composition des peuplements de macro-invertébrés est radicalement différente dans ce milieu, elle est dominée par les espèces de litière : les diplopodes décomposeurs de la famille Iulidae et les chilopodes prédateurs ainsi que par un nombre importante d'escargots et de fourmis. Certains groupes sont présents uniquement dans ce milieu comme c'est le cas pour les vers de terre et les isopodes. Ces groupes sont en effet très sensibles aux variations du microclimat et aux changements dans la quantité et qualité de matière organique dont ils se nourrissent (Paoletti et Hassal, 1999 ; Paoletti, 1999). Les parcelles cultivées avec apport de compost possèdent une composition faunistique qui conserve quelques similitudes avec le milieu naturel de garrigue. Les

diplopodes de la famille iulidae, les larves de coléoptères et de lepidoptères sont présents si bien en moindre quantité que dans la garrigue. Ces groupes sont cependant absents des parcelles qui ne reçoivent aucun apport en matière organique montrant ainsi que c'est le facteur principal qui détermine leur présence (Jabin *et al.*, 2004). D'autres groupes comme les vers de terre sont d'avantage influencés par la modification physique du sol provoquée par les machines lors de la préparation des parcelles pour le semis et sont absents des parcelles cultivées. Toutefois, bien que l'on peut observer une tendance en fonction de la composition de la macrofaune, le faible nombre d'individus récoltés ne permet pas de mettre en évidence des différences significatives entre les trois situations.

Les co-inerties significatives entre les paramètres physico-chimiques et la NIRS d'une part les paramètres physico-chimiques et les données de faune d'autre part montrent qu'il existe un lien très fort entre ces jeux de données et que leurs variations dans le sol sont étroitement liées montrant ainsi que la faune du sol pourrait être en effet utilisée comme bioindicateur de l'état du sol. Ainsi l'espèce de fourmi *Camponotus piceus* apparaît reliée aux pH élevés et aux sols plus riches en sable tandis que celles du genre *Aphaenogaster sp.* sont plus abondantes dans les sols où la teneur en K est plus importante. Les diplopodes de la famille Iulidae sont plus caractéristiques des sols riches en matière organique qui possèdent aussi une capacité d'échange cationique plus élevée. Le chilopode *Stigmatogaster gracilis* apparaît associé aux sols avec un C/N élevé indiquant ainsi leur majeure qualité biologique reliée au nombre de proies.

Les groupes de macrofaune et les paramètres du sol cités ci-dessus semblent avoir en effet un lien très fort mais pour pouvoir utiliser ces groupes de faune comme bioindicateurs il est nécessaire d'établir un seuil d'abondance minimale qui garantisse leur représentativité. Cet aspect sera pris en compte pour le développement de l'indice synthétique de la deuxième partie de ce travail.

CHAPITRE V :

INFLUENCE DE LA PRESSION DE PATURAGE SUR LES PEUPEMENTS DE MACRO-INVERTEBRES DU SOL DANS LE CADRE DES SYSTEMES DES PRAIRIES PERMANENTES

Résumé

Introduction

V.1. Matériel et Méthodes

V.1.1 Sites d'étude

V.1.2 Echantillonnage

V.1.3. Traitement de données

V.2. Résultats

V.2.1 Propriétés physico-chimiques du sol

V.2.2 Effet sur les peuplements de macro-invertébrés du sol

V.2.3 Matière organique du sol

V.2.4 Analyse de Co-inertie entre les paramètres physico-chimiques et les variables NIRS

V.2.5 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro-invertébrés

V.3 Discussion

Résumé

Des parcelles de prairie utilisées pour le pâturage de bovins pendant un période de plus de 50 ans ont été étudiées afin de mettre en évidence des effets sur les peuplements de macro-invertébrés et sur ses propriétés physico-chimiques du sol. Deux situations contrastées en ce qui concerne la pression de pâturage à laquelle est soumise le sol ont été choisies pour cette étude. Quatorze paramètres physico-chimiques du sol et les peuplements de macrofaune du sol ont été caractérisés à chaque site ainsi que la matière organique du sol par spectrométrie (NIRS). Les peuplements de macro-invertébrés d'une forêt voisine ont été utilisés comme référence du potentiel de ce sol à abriter de la faune. Le pâturage exercé par les bovins a augmenté significativement le pH du sol ($p < 0.001$, test de Tukey) et diminué la quantité de K disponible ($p = 0.004$, test de Tukey). L'augmentation dans l'intensité du pâturage a eu un effet négatif sur la diversité des peuplements de macro-invertébrés : 46 taxons ont été trouvés dans les parcelles à pâturage unique vs 40 taxons dans les parcelles à pâturage alterné. Des analyses de co-inertie réalisées à partir des résultats des analyses multivariées en combinant les tableaux deux à deux, ont montré l'existence d'une relation ($p < 0.05$) entre les paramètres physico-chimiques et la communauté de macro-invertébrés. Les paramètres du milieu expliquent donc en grande partie la distribution des peuplements de macrofaune du sol. La quantité et la qualité de la MO ainsi que la capacité de rétention en eau apparaissent comme les principaux facteurs déterminant la distribution des communautés de macro-invertébrés. Les décomposeurs (Glomeridae) et les vers de terre épigés (*Dendrobaena octaedra*) caractérisent les sites plus riches en MO et les isopodes caractérisent les habitats avec un degré d'humidité importante. L'augmentation dans la concentration de bases échangeables (notamment le K et le Mg) sont associées à l'espèce de fourmi *Myrmica scabrinodis*, à l'isopode *Philoscia sp.*, au chilopode *Lithobius muticus* et au gastéropode *Trichia plebeia*. L'augmentation du pH, de la concentration de phosphore assimilable et du Ca et la teneur en sable plus importante est associée aux espèces suivantes : les Vers de terre *Satchellius mamalis* et *Lumbricus castaneus*, les araignées des familles Tetragnathidae, les diplopedes mais de la famille Polydesmidae, l'espèce de fourmi *Lasius flavus*, les chilopodes de l'espèce *Geophilus electricus*, des limaces de la famille Arionidae (*Arion sp.* et *Arion circumscriptus*) ainsi que une espèce de coléoptère de la famille Staphylinidae (*Drusilla canaliculata*). Le pouvoir indicateur des macro-invertébrés du sol est discuté en dernière partie.

Introduction

Les pâturages représentent l'un des écosystèmes le plus importants occupant presque un quart des terres de la surface terrestre (Bardgett and Cook, 1998).

La pression exercé par le bétail a une influence significative sur la croissance des plantes et la composition spécifique des prairies car leur consommation peut représenter jusqu'à la moitié de la production primaire nette annuelle en surface et jusqu'à un quart de la production primaire nette dans le sol (Detling, 1988).

Le sol des prairies pâturées a tendance à avoir une petite quantité de litière en surface mais des quantités importantes de carbone et azote organique comme conséquence de l'excrétion des animaux qui réalisent le pâturage (Bardgett, 1996). Toutes ces caractéristiques se combinent pour créer un environnement qui supporte une faune abondante et diverse.

Il existe actuellement un grand intérêt pour la caractérisation de la biodiversité de ces sol et de ses fonctions dans l'écosystème prairial (voir Bardgett, 1996). Une grande partie de cet intérêt est due au besoin de développer des nouvelles stratégies de gestion visant l'utilisation des organismes du sol pour acquérir une plus grande confiance dans l'autorégulation de l'écosystème que dans les apports artificiels tels que les fertilisants ou les pesticides (Yeates *et al.*, 1997).

Dans ce travail, nous avons étudié les modifications de la composition des peuplements de macro-invertébrés du sol le long d'un gradient de pression de pâturage. Afin de connaître les facteurs qui déterminent l'abondance, la diversité et la structure de ces peuplements nous avons étudié l'intensité des relations existantes entre différents facteurs abiotiques et les peuplements de macrofaune du sol.

V.1 Matériel et Méthodes

V.1.1 Site d'étude

Le site d'étude est situé à Saint Genès-Champanelle, une localité de la région d'Auvergne (45°43' Nord ; 3°1' Est) située à 870 m d'altitude avec une température moyenne de 8.69°C et une pluviométrie de l'ordre de 782 mm par an.

Les sols échantillonnés sont utilisés comme prairies permanentes depuis 1962. Le dispositif expérimental mis en place par l'INRA de Theix est composé de deux blocs divisés en cinq parcelles d'une surface de 500 m² chacune. Une combinaison de traitements établissant un gradient de pression de pâturage a été mise en place dans chaque bloc. Cette

pression de pâturage est fonction du nombre de journées de présence des animaux par unité de surface, le nombre d'animaux étant toujours constant.

Nous avons échantillonné deux de ces parcelles correspondant aux extrêmes du gradient (PU : Pâturage unique et ALT : traitement Alterné).

Les parcelles soumises à un pâturage unique reçoivent une seule visite des animaux dans l'année au mois d'Avril tandis que les parcelles du traitement alterné sont pâturées quatre fois dans l'année au mois d'Avril, Juillet, Septembre et Novembre et l'année suivante aux 4 passages du bétail s'ajoute une fauche au mois de Juin (Tableau V.1).

Le sol est brun sableux et légèrement acide développé sur un substrat granitique et est composé de 43.2% de sable, 24% de limons et 20.2% d'argiles. Les parcelles étudiées ne reçoivent aucun apport ni de fertilisants ni de pesticides et ne sont pas labourées.

La végétation des parcelles recouvre quasi à 100% la surface du sol (Tableau V.5). Une parcelle de forêt voisine a été choisie comme milieu de référence pour connaître la capacité de ce type de sol à abriter de la faune.

	Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
PU PâturageUnique				P								
ALT Alterné an n				P			P		P		P	
an n+1				P		F	P		P		P	

Tableau V.1 : Résumé des interventions sur le dispositif de Theix. P = pâturage, F = Fauche.

V.1.2 Echantillonnage

La campagne d'échantillonnage a eu lieu en Avril 2001. Dans chaque parcelle 5 points d'échantillonnage espacés d'une distance de 7 m ont été réalisés le long d'un transect.

La macrofaune du sol a été prélevée en utilisant la méthode TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility, Lavelle, 1988 ; Anderson et Ingram, 1993) modifiée et adaptée au prélèvement de la faune des régions tempérées. L'extraction de la macrofaune du sol est réalisée en utilisant une solution formolée (0.2%) déversée à 10 minutes d'intervalle suivie d'un tri manuel des premiers 15 cm du sol. Les invertébrés ainsi récoltés sont fixés dans du formol concentré à 4%. Ils ont été identifiés postérieurement au laboratoire et séparés en 95 unités taxonomiques (Tableau V.2).

Trois prélèvements de sol (0-15 cm de profondeur) ont été réalisés par parcelle à côté des points d'échantillonnage de la faune afin de réaliser des analyses physico-chimiques au laboratoire. Les échantillons ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm pour la réalisation des analyses suivantes : pH, texture, teneur en C organique et en N total, P₂O₅ assimilable, C/N, CEC, cations échangeables et capacité de rétention en eau (Tableau 3). La mesure de la qualité de la matière organique a été réalisée en employant la méthode NIRS (Near Infrared Reflectance Spectroscopy, Creaser and Davies, 1988).

Le spectre obtenu par cette méthode pour chaque échantillon a été divisé postérieurement en 200 variables quantitatives correspondant à des liaisons organiques de différente nature.

V.1.3 Traitement de données

Des analyses de variance ont été réalisées sur les données physico-chimiques et les données d'abondance de macro-invertébrés en utilisant le logiciel SigmaStat 2.03 (Softtek Inc., 1995). Des analyses multivariées ont été réalisées sur l'ensemble des jeux de données (physico-chimiques, NIRS et faune) grâce au logiciel ADE-4 (Thioulouse, Chessel, Dolédec and Olivier, 1977).

Taxons	ind m ²	Taxons	ind m ²
<i>Agonum mülleri</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Myrmica scabrinodis</i> : FOURMI	110.9
<i>Amara lunicollis</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Myrmica ruginodis</i> : FOURMI	40.5
<i>Harpalus distinguendus</i> : COL. CARABIDAE	1.06	<i>Lasius flavus</i> : FOURMI	4.8
<i>Notiophilus quadripunctatus</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Lasius platythorax</i> : FOURMI	0.5
<i>Harpalus latus</i> : COL. CARABIDAE	1.6	<i>Lasius sp.</i> : FOURMI	0.5
<i>Bothriopterus oblongopunctatus</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Ceutorhynchus 3</i> : COL. CURCULIONIDAE	0.5
<i>Argutor strenuus</i> : COL. CARABIDAE	2.1	<i>Strophosomus sp.</i> : COL. CURCULIONIDAE	0.5
<i>Amara familiaris</i> : COL. CARABIDAE	2.1	<i>Otiorynchus sp.</i> : COL. CURCULIONIDAE	0.5
<i>Clivina fossor</i> : COL. CARABIDAE	3.7	<i>Elateridae sp.3</i> : COL. ELATERIDAE	1.06
<i>Notiophilus biguttatus</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Elateridae sp.4</i> : COL. ELATERIDAE	0.5
<i>Amara plebeja</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Dasytes coeruleus</i> : COL. DASYTIDAE	0.5
<i>Amara ovata</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Rhyzobius sp.</i> : COL. COCCINELIDAE	0.5
<i>Poecilus cupreus</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Elasmostethus minor</i> : HETEROPTERE	1.06
<i>Abax parallelepipedus</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Eremocoris plebejus</i> : HETEROPTERE	0.5
<i>Steropus madiolus</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Ischnodemus sabuleti</i> : HETEROPTERE	1.06
<i>Paradromius linearis</i> : COL. CARABIDAE	1.06	<i>Notostira sp.</i> : HETEROPTERE	0.5
<i>Harpalus affinis</i> : COL. CARABIDAE	0.5	<i>Polydesmidae</i> : DIPLOPODE	3.2
<i>Arion subfuscus</i> : GASTEROPODE	2.6	<i>Glomeridae</i> : DIPLOPODE	1.6
<i>Arion intermedius</i> : GASTEROPODE	8	<i>Iulidae</i> : DIPLOPODE	25.6
<i>Arion fasciatus</i> : GASTEROPODE	0.5	<i>Lophopilio palpinalis</i> : OPILION	0.5
<i>Arion sp.</i> : GASTEROPODE	1.06	<i>Dendrobaena octaedra</i> : VER DE TERRE	19.2
<i>Arion circumscriptus</i> : GASTEROPODE	2.1	<i>Satchellius mammalis</i> : VER DE TERRE	2.6
<i>Nesovitrea hammonis</i> : GASTEROPODE	1.06	<i>Aporrectodea longus</i> : VER DE TERRE	1.06
<i>Trichia sp.</i> : GASTEROPODE	0.5	<i>Lumbricus castaneus</i> : VER DE TERRE	1.6
<i>Trichia plebeia</i> : GASTEROPODE	1.06	<i>Aporrectodea sp.</i> : VER DE TERRE	10.1
<i>Cepaea sp.</i> : GASTEROPODE	0.5	<i>Octolasion cyaneum</i> : VER DE TERRE	0.5
<i>Cochlicopa lubrica</i> : GASTEROPODE	0.5	<i>Dendrodrilus rubidus</i> : VER DE TERRE	0.5
<i>Cochlicopa sp.</i> : GASTEROPODE	0.5	LINYPHIIDAE : ARAIGNEE	10.1
<i>Philoscia muscorum</i> : ISOPODE	2.1	ARANEIDAE : ARAIGNEE	0.5
<i>Trichoniscus pusillus</i> : ISOPODE	3.7	TETRAGNATHIDAE : ARAIGNEE	2.1
<i>Philoscia sp.</i> : ISOPODE	3.2	LYCOSIDAE : ARAIGNEE	2.1
<i>Porcellio gallicus</i> : ISOPODE	1.6	<i>Philonthus laevicollis</i> : COL. STAPHYLINIDAE	1.6
<i>Porcellio monticola</i> : ISOPODE	1.6	<i>Quedius nitipennis</i> : COL. STAPHYLINIDAE	1.06
<i>Armadillium pulchellum</i> : ISOPODE	0.5	<i>Tachinus signatus</i> : COL. STAPHYLINIDAE	0.5
<i>Neobisium simile</i> : PSEUDOSCORPION	0.5	<i>Drusilla canaliculata</i> : COL. STAPHYLINIDAE	1.6
<i>Lithobius tricuspis</i> : CHILOPODE	2.6	<i>Ocyopus sericeicollis</i> : COL. STAPHYLINIDAE	0.5
<i>Lithobius muticus</i> : CHILOPODE	2.1	<i>Aleochara inconspicua</i> : COL. STAPHYLINIDAE	0.5
<i>Lithobius sp.</i> : CHILOPODE	3.7	<i>Gabrius breviventer</i> : COL. STAPHYLINIDAE	0.5
<i>Lithobius aeruginosus</i> : CHILOPODE	6.9	<i>Lobrathium multipunctum</i> : COL. STAPHYLINIDAE	0.5
<i>Lithobius microps</i> : CHILOPODE	0.5	<i>Oxypoda opaca</i> : COL. STAPHYLINIDAE	2.1
<i>Geophilus gavoyi</i> : CHILOPODE	0.5	<i>Tachyporus dispar</i> : COL. STAPHYLINIDAE	0.5
<i>Geophilus electricus</i> : CHILOPODE	3.2	<i>Acrotona aterrima</i> : COL. STAPHYLINIDAE	0.5
<i>Cryptops parisi</i> : CHILOPODE	0.5	OMALIINAE : COL. STAPHYLINIDAE	1.06
<i>Cryptops sp.</i> : CHILOPODE	0.5	LARVES DE COLEOPTERES	52.2
<i>Brachyschendyla montana</i> : CHILOPODE	1.06	LARVES DE DIPTERES	22.4
<i>Geophilus sp.</i> : CHILOPODE	0.5	LARVES DE LEPIDOPTERES	4.2
<i>Chelidurella guentheri</i> : DERMPTERE	0.5	GASTEROPODE	0.5

Tableau V.2 : Liste taxonomique et densité (ind m²) des invertébrés récoltés à Theix

Station	Parcelles	C org. (mg g ⁻¹)	N total (mg g ⁻¹)	C/N	pH	Ca (meq%)	Mg (meq%)	Na (meq%)	K (meq%)	CEC (meq%)	P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹)	CRE (%)	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)
Forêt	FO1	103.3	10.5	9.8	5	4.3	2	0.1	0.7	72.5	0.03	66.3	26.2	28.9	12.4
	FO2	106.8	10.5	10.1	4.5	1.9	1.3	0.13	0.5	81.8	0.04	80	20.3	27.5	10.2
Pâturage	PU1	44.4	5.4	8.2	5.4	8.4	3.5	0.07	1.3	26.2	0.08	34.7	48.6	24	27.3
Unique	PU2	38.9	4.8	8.1	5.3	7.6	2.9	0.04	1.5	24.5	0.08	29.4	57.9	19.9	22.1
Pâturage	ALT1	39.4	4.9	7.9	5.6	7.5	2.4	0.06	0.5	22.9	0.06	28.9	48.6	23	25.5
Alterné	ALT2	40.5	5.1	7.8	5.7	8	2.5	0.07	0.5	23.3	0.08	35.2	57.9	20	23.2

Tableau V.3 : Caractéristiques physico-chimiques des sols à Theix

V.II Résultats

V.II.1 Propriétés physico-chimiques du sol

Les seuls paramètres physico-chimiques du sol qui présentent des différences significatives entre les parcelles pâturées sont le pH et la teneur en K ($p < 0.001$, test de Tukey). L'augmentation de pH se produit dans le sens: Forêt (4.7) < Pâturage unique (5.3) < Pâturage alterné (5.7).

Parmi les cations échangeables, seul le potassium présente une concentration significativement plus élevée dans les parcelles avec un pâturage unique (1.4 meq%) que dans les parcelles à pâturage alterné (0.5 meq%) ($p = 0.004$, test de Tukey). Les teneurs retrouvées dans les parcelles à pâturage alterné sont proches de celles rencontrées dans la forêt (0.6 meq%) n'ayant pas de différences statistiquement significatives entre ces deux traitements (Figure V.1).

Le reste des paramètres prennent des valeurs qui sont différentes statistiquement entre le milieu forestier et les prairies pâturées à l'exception de la teneur en sable, limon et argile du sol (Tableau V.4).

Une Analyse en Composantes Principales a été réalisée sur le jeu de données physico-chimiques. Les deux premiers axes de l'analyse expliquent 92.6% de la variabilité totale des données.

Le premier axe avec un 85% de la variance expliquée oppose le milieu forestier (côté positif) aux prairies pâturées. Le côté positif de l'axe est caractérisé par des fortes teneurs en matière organique associées à une majeure activité biologique, une capacité de rétention en eau plus importante ainsi qu'une capacité d'échange cationique plus élevée. Les teneurs en Na du sol ont été aussi plus importantes de ce côté de l'axe qui caractérise les stations de forêt. Les prairies pâturées sont caractérisées par des pH plus élevés associés à une plus forte disponibilité de Ca et une plus forte teneur en phosphore assimilable.

Le deuxième axe (7.6% de la variance expliquée) oppose principalement les parcelles pâturées et situe les parcelles où la pression de pâturage est plus légère (PU) plus proches de celles de forêt (côté négatif de l'axe). Ce deuxième axe est caractérisé principalement par la disponibilité de potassium qui est le principal paramètre qui différencie les parcelles pâturées.

Paramètre	F	H	p	Test a posteriori (Tukey, Dunn)
C organique	235.8	-	***	ALT, PU<FO
N total	380.1	-	***	ALT, PU<FO
C/N	29.6	-	***	ALT, PU<FO
pH	31.5	-	***	FO< PU< ALT
Ca	-	11.4	**	FO<ALT, PU
Mg	14.5	-	***	FO<PU, ALT
Na	10.5	-	***	FO>PU, ALT
K	8.05	-	**	FO, ALT<PU
CEC	326.6	-	***	ALT, PU<FO
P ₂ O ₅	8.1	-	**	PU, ALT>FO
CRE	-	11.4	**	ALT, PU<FO
Sable	-	3.6	NS	
Limon	-	3.6	NS	
Argile	-	3.6	NS	

Tableau V.4 : Résultats des analyse de variances pour les 14 paramètres physico-chimiques du sol. ALT : Pâturage alterné ; PU : Pâturage unique ; FO : forêt. CRE : Capacité de rétention d'eau, CEC : capacité d'échange cationique. NS : Non Significatif ; * : p<0.05 ; ** : p<0.01 ; *** : p<0.001

Nom de l'espèce	% Présence		Nom de l'espèce	% Présence	
	Pâturage unique	Pâturage alterné		Pâturage unique	Pâturage alterné
<i>Agrosti capilaris</i>	4.9	9.2	<i>Luzula campestris</i>	-	0.3
<i>Alopecurus pratensis</i>	0.6	0.3	<i>Malva moscata</i>	2.3	-
<i>Arrhenatherum sp.</i>	6.2	2.9	<i>Millepertuis perforatum</i>	0.4	-
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-	3.1	<i>Poa angustifolia</i>	4.3	-
<i>Artemisia vulgaris</i>	1.5	-	<i>Poa annua</i>	-	0.3
<i>Avena pubescens</i>	0.3	0.3	<i>Poa pratensis</i>	2.8	5.7
<i>Bromus mollis</i>	-	1.7	<i>Poa trivialis</i>	3.9	12.9
<i>Chaerophyllum sp.</i>	1.8	-	<i>Potentilla reptans</i>	1.1	-
<i>Cirsium arvense</i>	13.6	0.7	<i>Ranunculus reptans</i>	0.3	-
<i>Cirsium eriophorum</i>	0.6	-	<i>Rumex acetosa</i>	-	0.3
<i>Cirsium sp.</i>	1.5	-	<i>Senescio jacobea</i>	0.8	-
<i>Dactylis glomerata</i>	4.6	7.7	<i>Stellaria graminea</i>	0.6	2.6
<i>Elymus repens</i>	21.6	12.6	<i>Taraxacum officinalis</i>	0.9	6.5
<i>Festuca arundinacea</i>	0.9	6.9	<i>Trisetum flavescens</i>	3.4	5.7
<i>Festuca rubra</i>	0.3	1.6	<i>Urtica dioïca</i>	6.9	-
<i>Fraxinus exelsior</i>	0.9	-	<i>Veronica arvensis</i>	0.4	-
<i>Galium molluga</i>	1.1	-	<i>Veronica chamaedrys</i>	0.3	-
<i>Galium aparine</i>	2.9	-	<i>Veronica sp.</i>	0.4	-
<i>Gallium cruciata</i>	0.6	0.3	<i>Veronica verna</i>	-	0.3
<i>Holcus lanatus</i>	2.6	14.5	<i>Vicia cracca</i>	0.8	-
<i>Holcus mollis</i>	1.6	-	<i>Vicia sativa</i>	0.4	2
<i>Lactuca seriola</i>	0.4	-	<i>Vicia hirsuta</i>	0.6	0.7
<i>Lathyrus pratensis</i>	0.4	0.3	<i>Vicia sp.</i>	0.6	-

Tableau V.5: Composition floristique moyenne des parcelles pâturées.

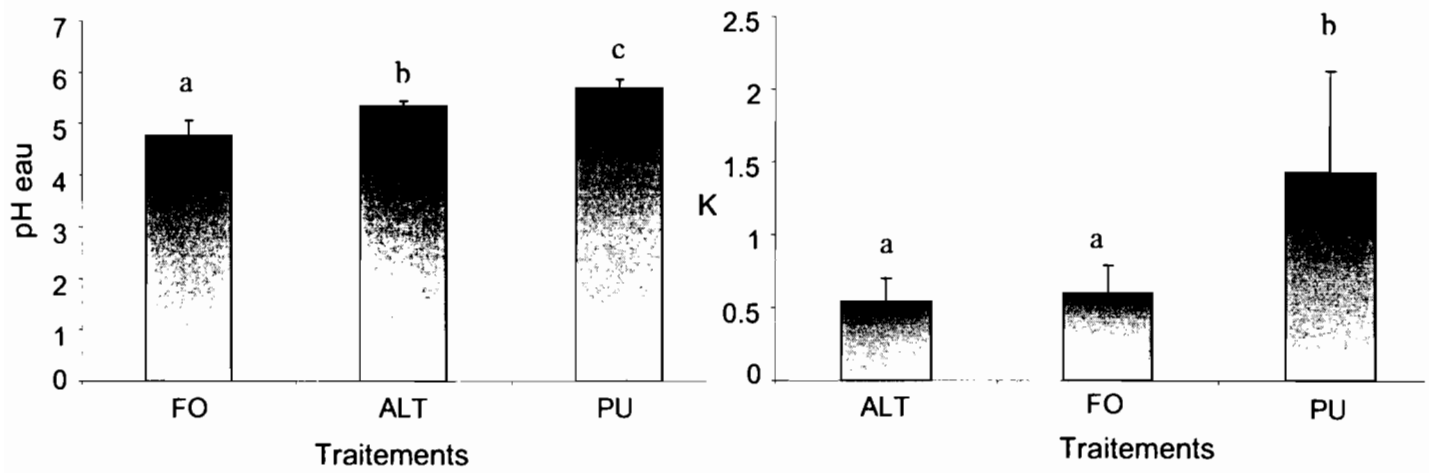
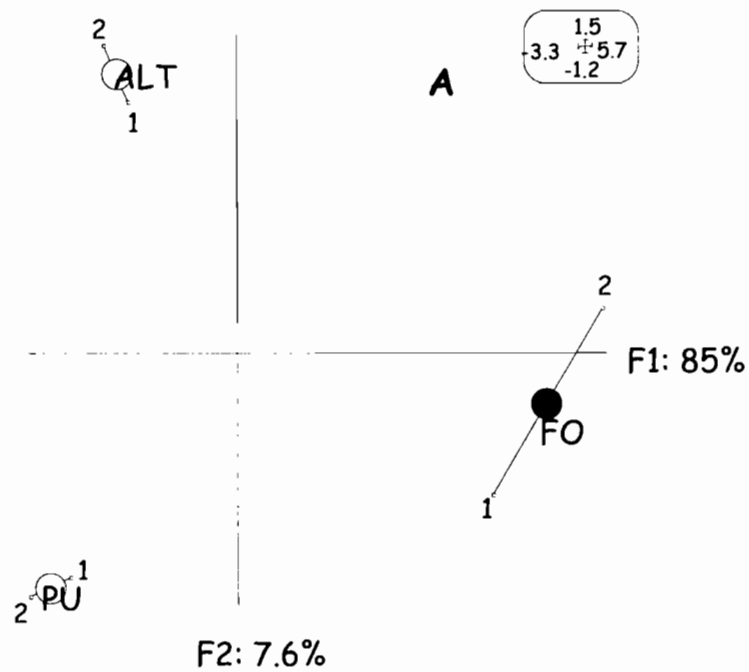


Figure V.1 : Variation des valeurs de pH et teneur en potassium entre les traitements étudiés. FO : forêt ; ALT : traitement alterné et PU : pâturage unique.



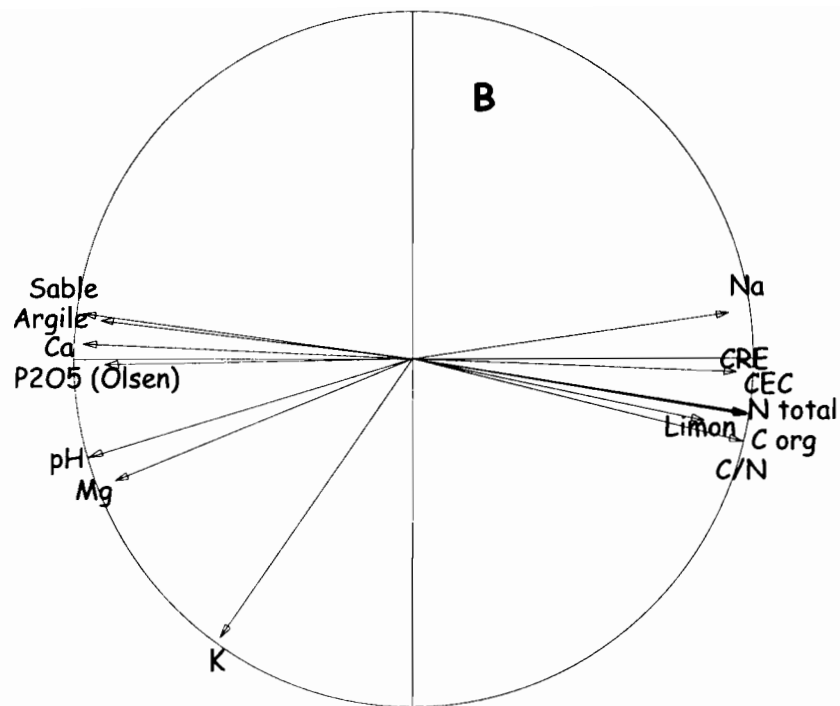


Figure V.2 : Analyse en Composantes Principales réalisée sur les données physico-chimiques. A) Ordination des sites dans le plan factoriel défini par les axes 1 et 2. B) Cercle de corrélations montrant la position des différents paramètres du sol mesurés dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2. FO : forêt ; ALT : traitement alterné et PU : pâturage unique ; CRE : Capacité de rétention en eau, CEC : capacité d'échange cationique.

V.2.2 Effet sur les peuplements de macro-invertébrés du sol

Les différents traitements ne présentent pas de différences significatives en ce qui concerne la densité totale de macro-invertébrés. En effet, les valeurs d'abondance moyenne par traitement sont assez proches. Malgré tout l'on peut observer une tendance qui indique que les parcelles soumises à une pression de pâturage plus importante possèdent une faune moins abondante et moins diverse que celle trouvée dans les parcelles à pâturage unique (Figure V.3). Ce dernier traitement (PU) présente des valeurs d'abondance de macro-invertébrés très proches à celles retrouvées dans la forêt et c'est aussi le traitement qui présente le plus grand nombre de taxons.

Un total de 95 taxons ont été récoltés (Tableau V.2). La plupart d'eux ont été identifiés au niveau de l'espèce excepté pour deux groupes qui ont été déterminés jusqu'à la famille (Diplopodes et Araignées) et les insectes immatures (diptères, coléoptères et lépidoptères) qui ont été identifiés au niveau de l'ordre.

La composition de la macrofaune du sol présente quelques différences en fonction des traitements considérés (Figure 4). En général tous les principaux ordres considérés sont bien représentés dans les trois stations. Le peuplement de macro-invertébrés des prairies à pâturage alterné (ALT) est dominé par les Coléoptères aussi bien les larves (4.4 ind m⁻²) que les adultes (2.3 ind m⁻²). Les Vers de terre (2.2 ind m⁻²) et les Diplopodes de la famille Iulidae (1.5 ind m⁻²) sont parmi les groupes les mieux représentés.

Les prairies soumises à un seul pâturage dans l'année (PU) présentent une composition en macro-invertébrés très proche de celle de la forêt. Les ordres les mieux représentés sont les Fourmis (20.9 ind m⁻²), les larves de coléoptères (3.2 ind m⁻²), les larves de diptères (2.1 ind m⁻²) et les coléoptères adultes (1.7 ind m⁻²).

Finalement, les peuplements de forêt sont dominés par les ingénieurs de l'écosystème aussi bien Fourmis (7.5 ind m⁻²) que Vers de terre (3.9 ind m⁻²), la densité de ces derniers étant significativement plus élevée dans la forêt que dans les prairies (p=0.02, test de Tukey). Les larves de diptères présentent une abondance significativement plus forte (p=0.003, test de Dunn) dans les forêts (1.9 ind m⁻²) et prairies à pâturage unique (2.1 ind m⁻²) que dans les prairies à pâturage alterné (0.2 ind m⁻²). Les diplopodes de la famille Iulidae ont une densité plus forte (p=0.03, test de Dunn) dans les forêts (2.3 ind m⁻²) et les prairies à pâturage alterné (1.5 ind m⁻²) que dans les prairies à pâturage unique (1 ind m⁻²). Les diplopodes de la famille Glomeridae apparaissent exclusivement dans la forêt.

Une Analyse Factorielle de Correspondances a été réalisée sur les données faunistiques (Figure V.5). Le nombre de taxons utilisés pour cette analyse a été de 39 après l'élimination des taxons correspondant aux singletons et doubletons (44 et 11 respectivement).

Le premier axe factoriel avec 36.4% de la variance expliquée montre une ordination des sites avec les traitements situés le long d'un gradient défini par la séquence suivante : forêt, pâturage alterné et pâturage unique.

Cet axe est caractérisé du côté positif par *Myrmica scabrinodis* qui est associée aux parcelles à pâturage unique. De l'autre côté de l'axe des espèces comme le ver de terre épigé *Dendrobaena octaedra*, la fourmi *Myrmica ruginodis*, le chilopode *Lithobius (Monotarsobius) aeruginosus*, l'espèce d'isopode *Trichoniscus pusillus* et les larves de diptères caractérisent le milieu forestier.

L'axe 2 de l'AFC explique 27.6% du total de la variance et établit un gradient d'intensification. L'ordination des sites le long de cet axe situe les forêts dans un extrême suivies par les parcelles à pâturage unique et finalement les parcelles à pâturage alterné. Les espèces caractérisant ce gradient sont les suivantes : *Myrmica ruginodis* (fourmi) et deux

espèces de limaces de la famille Arionidae (*Arion intermedius* et *Arion subfuscus*) sont celles qui contribuent le plus à la formation de cet axe et apparaissent comme étant les plus représentatives du milieu forestier. De l'autre côté de l'axe, le milieu le plus intensifié représenté par les parcelles à pâturage alterné est caractérisées par les fourmis de l'espèce *Lasius flavus*, les chilopodes *Geophilus electricus* et *Lithobius sp.*, les vers de terre *Satchellius mammalis* et *Aporrectodea sp.* ainsi que les diplopodes de la famille Polydesmidae, les araignées de la famille Tetragnathidae et les larves de lépidoptères et de coléoptères.

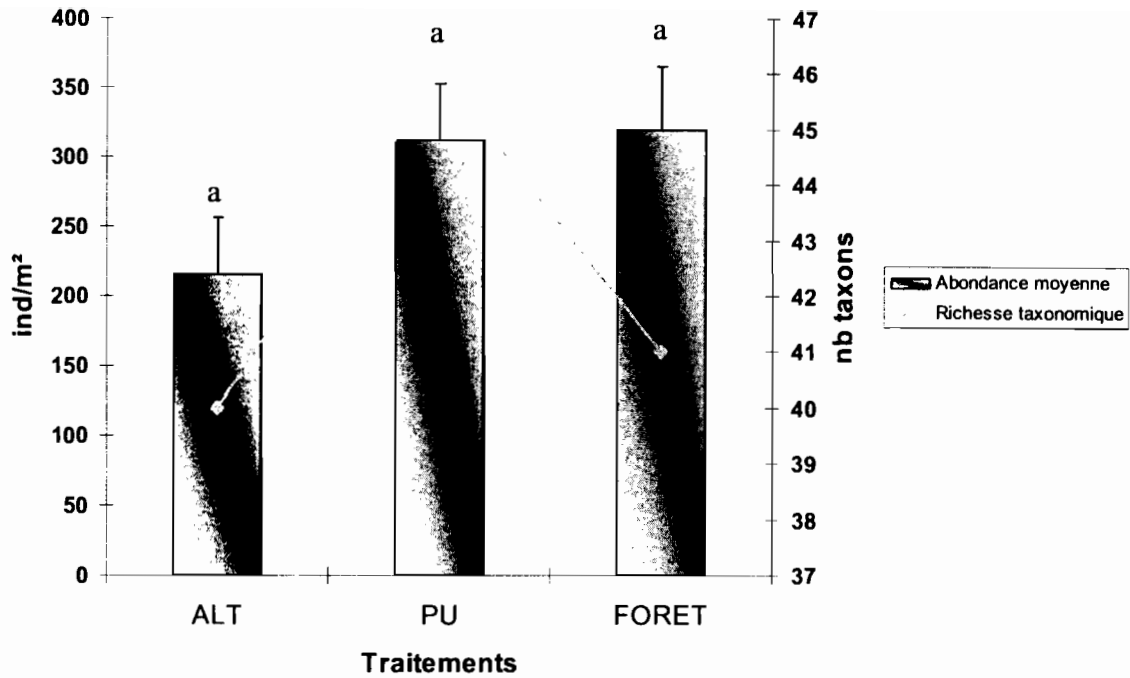


Figure V.2 : Analyse en Composantes Principales réalisée sur les données physico-chimiques. A) Ordination des sites dans le plan factoriel défini par les axes 1 et 2. B) Cercle de corrélations montrant la position des différents paramètres du sol mesurés dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2. FO : forêt ; ALT : traitement alterné et PU : pâturage unique ; CRE : Capacité de rétention en eau, CEC : capacité d'échange cationique.

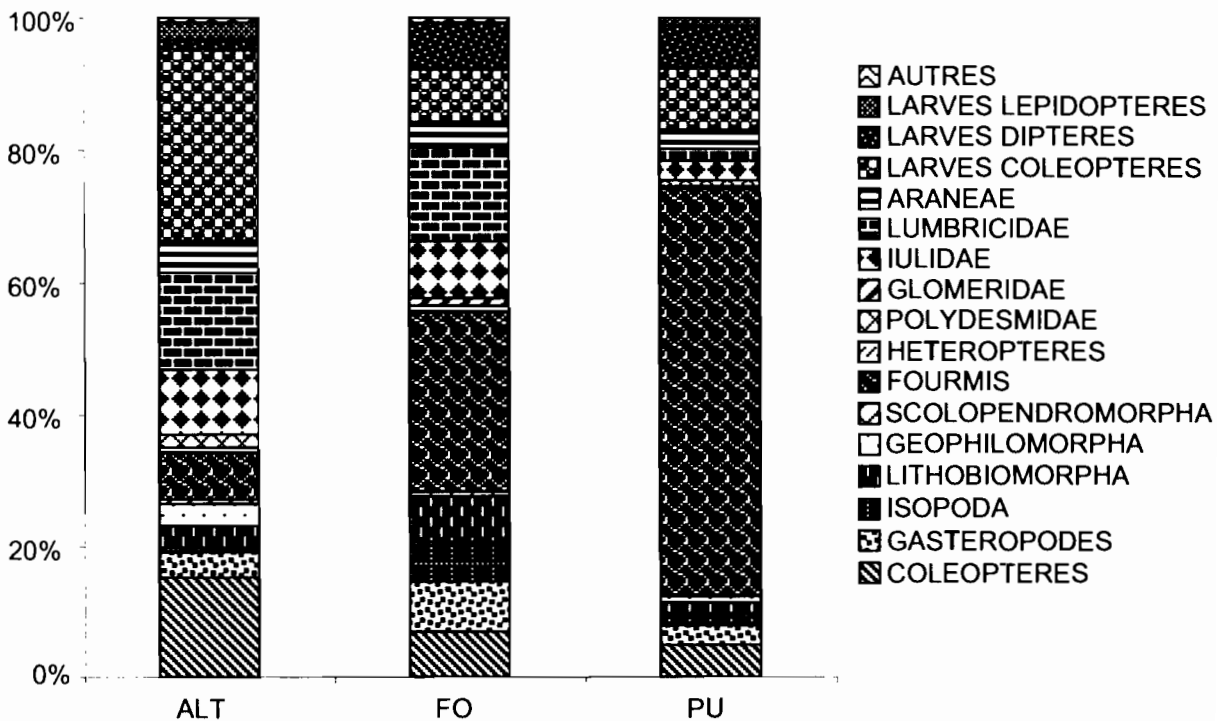


Figure V.4 : Abondance relative des principaux ordres présents dans les sites d'étude. FO : forêt ; ALT : traitement alterné et PU : pâturage unique.

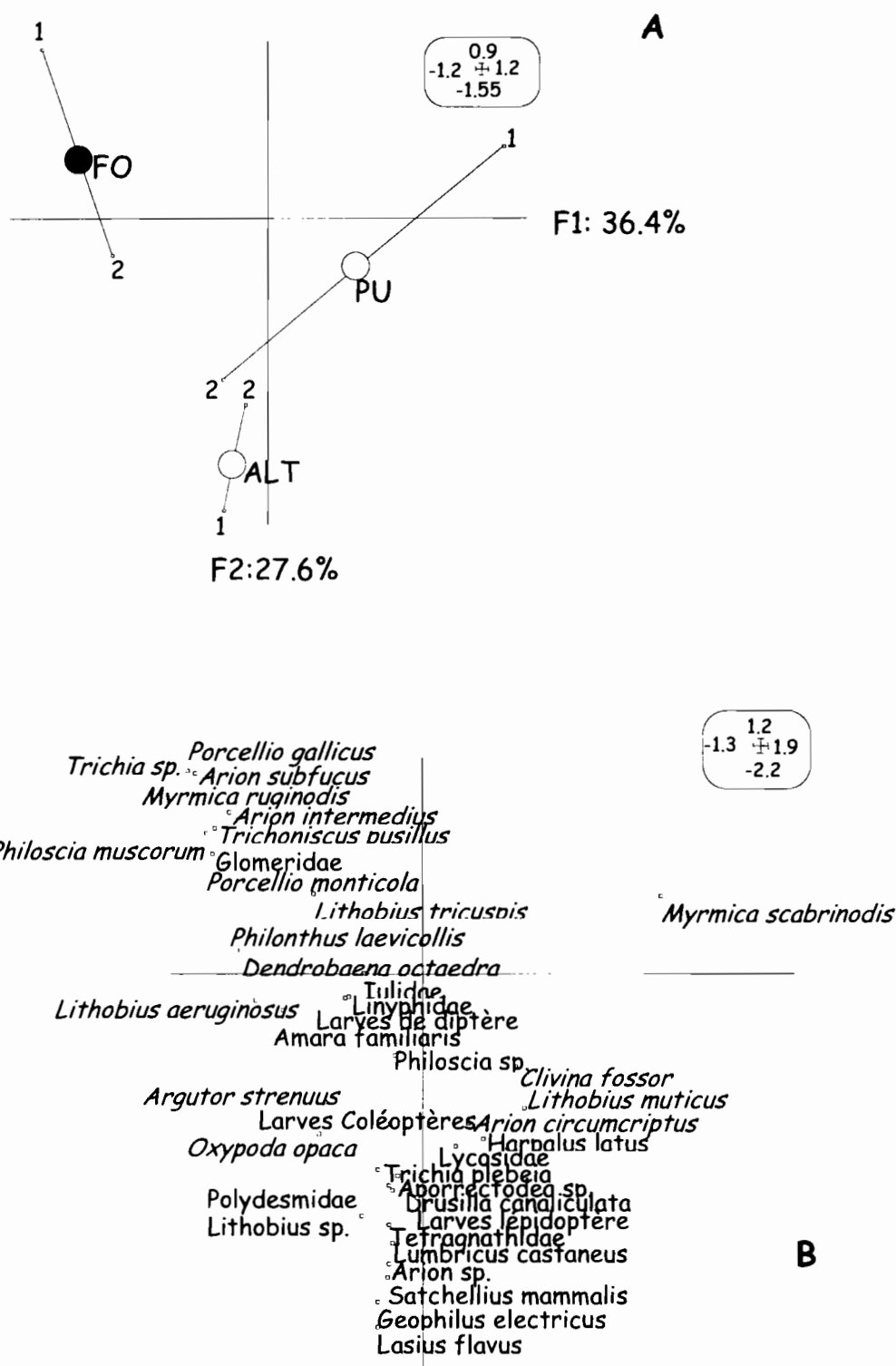


Figure V.5 : Analyse de correspondances réalisée sur les données de macro-invertébrés du sol. A) Ordination de sites dans le plan factoriel décrit par les deux premiers axes. B) Distribution des taxa dans ce même plan factoriel.

V.2.3 Matière organique du sol

La qualité et la quantité de matière organique dans le sol ont été évaluées en utilisant la méthode de la NIRS. Cette méthode fournit un jeu de données composé de 200 variables quantitatives qui représentent des liaisons organiques de différente nature. Une analyse en composantes principales a été réalisée sur ce jeu de données (Figure V.6).

L'ordination des sites dans le plan factoriel décrit par F1 et F2 (73% de la variance expliquée) montre une distribution le long de l'axe 1 (61%) qui sépare la forêt des prairies pâturées. Cet axe est très probablement en train de mettre en évidence des différences en termes de qualité de la matière organique dans le sol tandis que l'axe 2 (12% de la variance expliquée) ne montre par vraiment une séparation très nette des sites. Il serait plutôt en train de montrer les similitudes en termes de quantité de matière organique.

Un test de permutation réalisé sur les résultats de l'ACP montre que la structure résultante est statistiquement significative ($p < 0.001$).

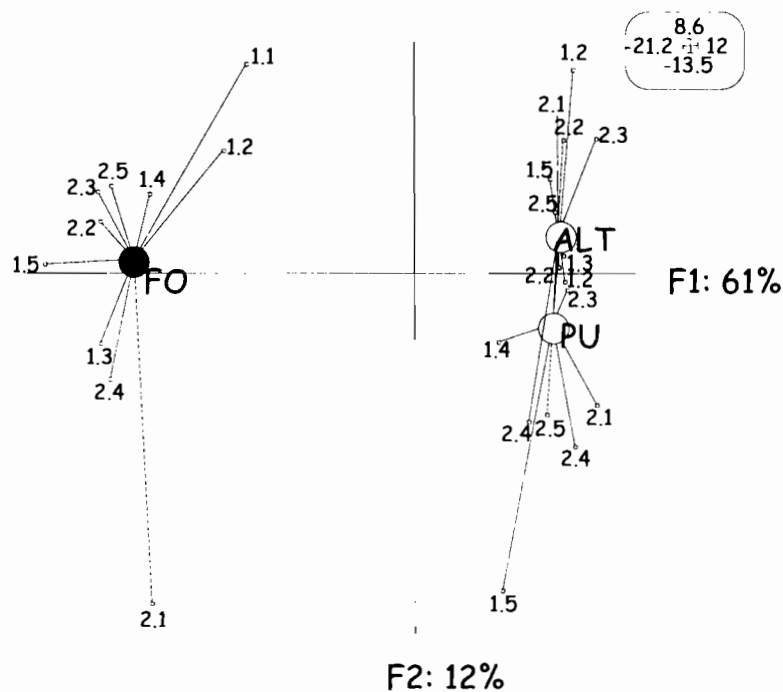


Figure V.6 : Analyse en Composantes Principales réalisée sur le jeu de données de la NIRS. Ordination des sites dans le plan factoriel décrit par F1 et F2. FO : Forêt ; PU : Pâturage unique et ALT : Pâturage alterné.

V.2.4 Analyse de Co-inertie entre les paramètres physico-chimiques et les variables NIRS

Une analyse de co-inertie réalisée entre les variables NIRS et 14 paramètres physico-chimiques du sol a montré qu'il existe une relation très forte entre ces deux jeux de données ($p=0.014$).

Le plan de co-inertie 1-2 est le même que les plans 1-2 de chaque analyse séparée (Tableau V.6). Les deux projections sont reliées par des valeurs de corrélations très élevées : 0.99 et 0.91 pour les axes 1 et 2 respectivement.

La position des sites sur le plan défini par les axes 1 et 2 de co-inertie montre la même répartition observée dans les analyses préalables (Figure V.7).

La structure définie par ces deux jeux de données est globalement la même. Ce résultat indique que les variations des paramètres physico-chimiques sont fortement liées aux variations dans la quantité et qualité de matière organique du sol.

Une analyse de co-inertie a été réalisée entre les données de la NIRS et les taxons de macro-invertébrés. Le résultat donné par le test de co-inertie montre qu'il n'existe pas de relation statistiquement significative entre ces deux jeux de données ($p=0.10$).

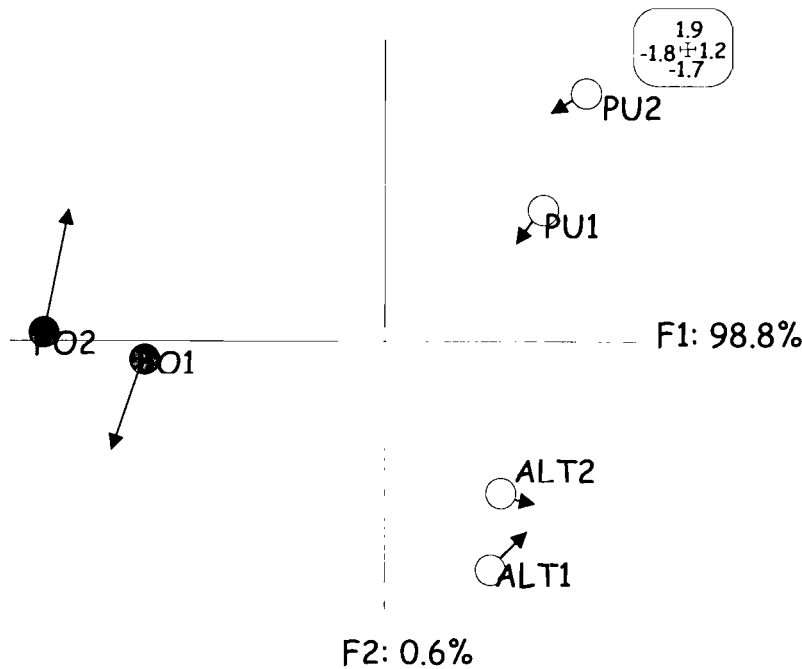


Figure V.7 : Analyse de co-inertie entre les paramètres physico-chimiques du sol et les variables de la NIRS. Distribution des sites sur le plan défini par les axes de co-inertie 1-2. Le cercle donne la position des sites vue par les propriétés physico-chimiques et l'extrémité de la flèche donne la position des sites vue par les variables de la NIRS.

Axe	COVARIA.	VARIAN 1	VARIAN 2	CORRELATION	INERTIE 1	INERTIE 2
1	42.98	11.89	158.2	0.9908	11.91	158.4
2	3.486	0.9291	15.61	0.9154	1.063	19.08

Tableau V.6 : Résultats de l'analyse de co-inertie. Inertie 1 et 2 : inerties maximales obtenues par les analyses séparées que l'on peut projeter sur les axes. Variances 1 et 2 : inerties que l'on projette sur les axes de co-inertie. Corrélation : relation entre les systèmes de coordonnées pour les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie.

V.2.5 Co-inertie entre les variables physico-chimiques du sol et les peuplements de macro-invertébrés

L'analyse de co-inertie réalisée entre l'ensemble de paramètres physico-chimiques et les 39 taxons de macro-invertébrés a mis en évidence l'existence d'une corrélation entre ces deux jeux de données. Un test de Monte-Carlo réalisé sur la base de 1000 permutations a montré que la structure résultante de l'analyse est statistiquement significative ($p=0.05$).

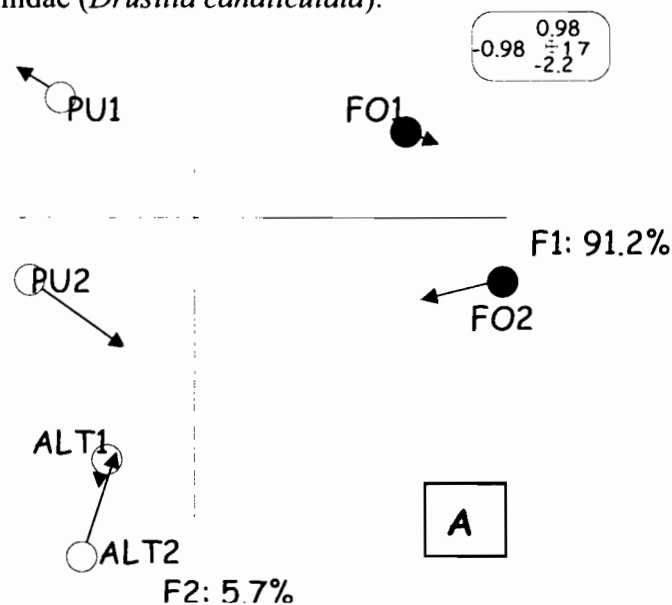
L'ordination des stations sur le plan factoriel des axes 1-2 de la co-inertie (Figure V.8A) montre que la position des celles-ci vues par les paramètres physico-chimiques diffère un peu de celle indiquée par la macrofaune principalement dans les parcelles pâturées du bloc 2 tandis que dans les parcelles pâturées du bloc 1 et dans le milieu forestier elle est pratiquement la même.

En ce qui concerne la relation entre les paramètres physico-chimiques et les taxons de macro-invertébrés (Figure V.8B) l'on observe que le milieu « naturel » caractérisé par des teneurs plus élevées en matière organique, une capacité de rétention en eau plus importante, une présence de cations Na plus élevée et une plus forte activité biologique sont associés dans cette analyse à une faune assez diverse et plus exigeante vis à vis de ces paramètres. C'est le cas par exemple des espèces d'isopodes *Philoscia muscorum* appartenant à la catégorie écologique des sylvoles très sensibles à l'humidité du milieu, *Trichoniscus pusillus*,

Porcellio monticola et *Porcellio gallicus* (Vandel, 1960). L'espèce de fourmi *Myrmica ruginodis*, le vers de terre épigé *Dendrobaena octaedra*, les diplopodes décomposeurs de la famille Glomeridae, les chilopodes prédateurs représentés principalement par des espèces de la famille Lithobidae (*Lithobius aeruginosus* et *Lithobius tricuspis*), un représentant des coléoptères de la famille Staphylinidae (*Philonthus laevicollis*) et des Gastéropodes : *Arion subfuscus* (Arionidae) et *Trichia sp.* (Helicidae) sont parmi les autres invertébrés du sol caractérisant les conditions de vie caractéristiques de ce milieu.

Les parcelles à pâturage unique un peu moins riches en matière organique avec un sol moins humide dû a leur moindre capacité de rétention en eau présentent une plus grande quantité de cations K et Mg disponibles et disposent d'une faune associée à ces conditions de vie qui est caractérisée par la présence de fourmis de l'espèce *Myrmica scabrinodis* et Isopodes du genre *Philoscia sp.*, des chilopodes de la famille Lithobidae représentés par *Lithobius muticus* et des Gastéropodes de l'espèce *Trichia plebeia* (Helicidae).

Les pâturages alternés où l'intensité de pâturage est plus forte se caractérisent aussi par un pH élevé, une teneur en phosphore assimilable et en Ca plus élevée et plus particulièrement par une teneur en sable plus importante. A ce milieu sont associées les espèces suivantes : les Vers de terre *Satchellius mamalis* et *Lumbricus castaneus*, les araignées des familles Tetragnathidae, les diplopodes mais de la famille Polydesmidae, l'espèce de fourmi *Lasius flavus*, les chilopodes de l'espèce *Geophilus electricus*, des limaces de la famille Arionidae (*Arion sp.* et *Arion circumscriptus*) ainsi que une espèce de coléoptère de la famille Staphylinidae (*Drusilla canaliculata*).



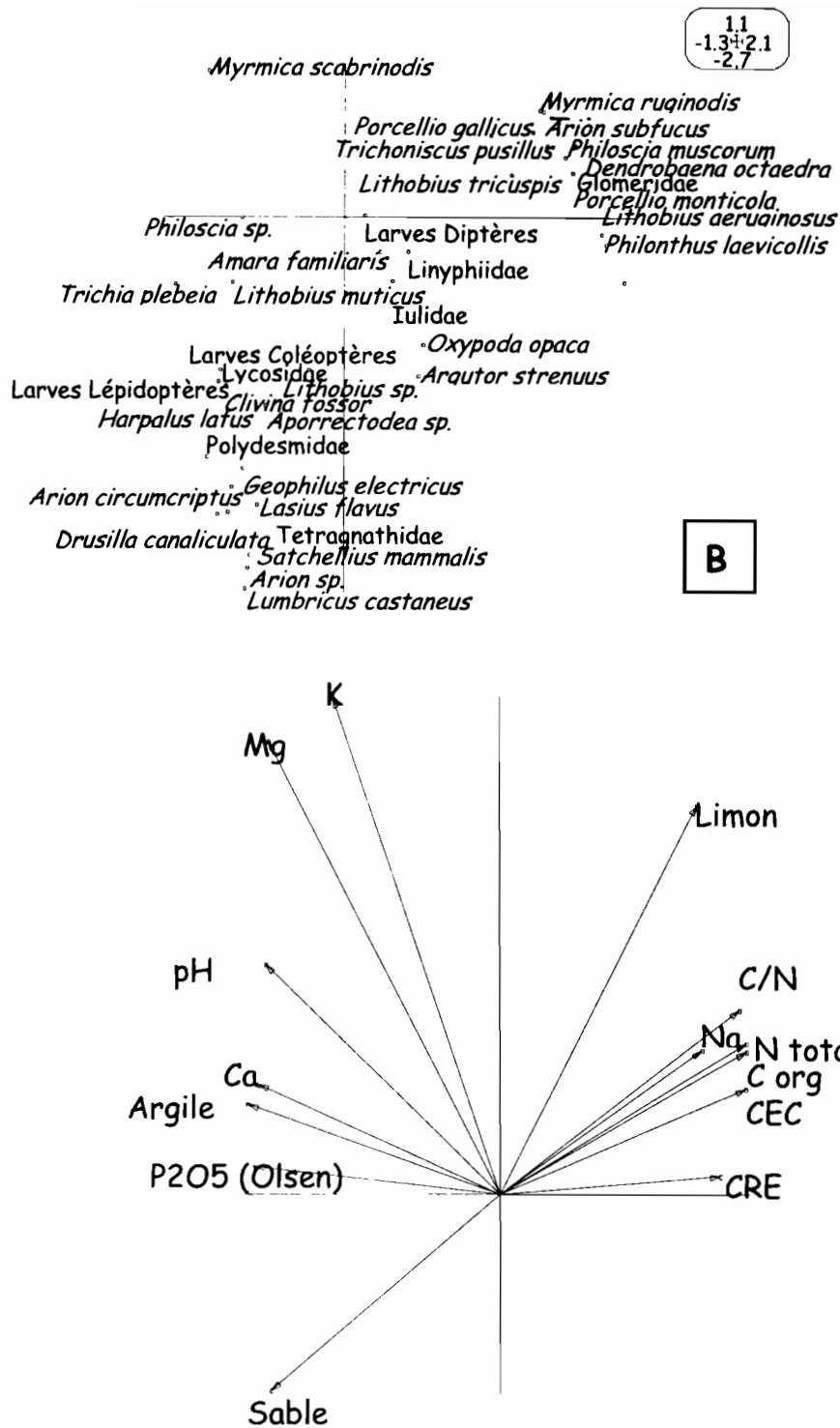


Figure V.8 : Analyse de co-inertie réalisée entre les données du milieu et le jeu de données de faune. A) Distribution des sites dans le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de co-inertie. Le cercle donne la position des relevés vue à travers les paramètres du milieu. Le point à l'extrémité de la flèche donne la position vue par les taxons de macrofaune. B) Distribution des paramètres physico-chimiques et des taxons de macroinvertébrés dans l'espace factoriel décrit par les axes de co-inertie 1-2. CRE : Capacité de rétention en eau, CEC : Capacité d'échange cationique.

V.3 Discussion

L'effet principal de l'augmentation de l'intensité de pâturage sur les propriétés physico-chimiques du sol dans nos sites d'étude a été une augmentation significative du pH et une diminution de sa teneur en potassium. Ces résultats rejoignent ceux de Binkley *et al.* (2003) qui retrouvent les mêmes tendances. Nous n'avons pas évalué les raisons de la diminution de pH dans les parcelles à pâturage unique mais étant donné la similitude entre la teneur en carbone et les concentrations des cations échangeables dans les deux parcelles pâturées, cette différence pourrait le résultat de l'accumulation d'une matière organique plus acide dans les parcelles à pâturage unique (Fisher et Binkley, 2000).

Il existe une augmentation du P₂O₅ biodisponible dans les parcelles pâturées en comparaison au sol forestier. Les excréments laissés par le bétail (bouses et urine) représentent une source additionnelle de phosphore qui pourrait expliquer cette augmentation (Ruess et McNaughton, 1987 ; Dahlgren *et al.*, 1997).

La densité totale de macro-invertébrés ne varie pas significativement entre les traitements considérés. Cependant, on peut observer des différences en ce qui concerne la composition des peuplements de macrofaune du sol. Les forêts sont caractérisées par une densité élevée de vers de terre, le groupe des fourmis est le plus représentatif des parcelles à pâturage unique et les coléoptères (larves et adultes) sont plus nombreux dans les parcelles à pâturage alterné. Une étude réalisée par Lavelle et Pashanasi (1989) sur un vaste nombre de différents systèmes de gestion a montré qu'en termes de densité, les peuplements de fourmis, sont significativement plus élevés dans les prairies et les sols cultivés que dans les forêts. Les coléoptères, représentés ici principalement par les familles Carabidae et Staphylinidae, sont largement répandus dans les prairies (Kromp, 1999 ; Bohac, 1999). De nombreuses espèces appartenant à ces familles sont adaptées à la vie dans les milieux ouverts et avec un certain degré d'intensification (Thiele, 1977 ; Luff, 1987 ; Bohac, 1988a). Les vers de terre sont par contre très sensibles aux perturbations du milieu et plus particulièrement aux changements des conditions hydriques du sol et à la diminution de matière organique (Paoletti, 1999 ; Lavelle et Spain, 2001).

La diversité de groupes de macrofaune est plus élevée dans les parcelles à pâturage unique que dans les parcelles avec un pâturage plus intensif. Les parcelles soumises à un seul pâturage dans l'année présentent une diversité végétale plus importante : 27 sps végétales en moyenne face à seulement 18 dans les prairies avec pâturage alterné. De nombreux travaux montrent la relation existante entre la diversité au-dessus et en dessous de la surface du sol

(Bardgett *et al.*, 1993a, 1997, 1998 ; Laakso and Setälä, 1999 ; Stark *et al.*, 2000 ; Neilson *et al.*, 2002). Il est probable que cette majeure diversité végétale soit responsable de l'importante diversité de macro-invertébrés observée dans cette prairie.

En général il y a une importante différence dans la composition des espèces en fonction des conditions de vie caractérisant les différents milieux ce qui permet de les associer à des variations des paramètres du sol provoquées par les systèmes de gestion. L'analyse de co-inertie a ainsi permis d'associer la plupart des espèces d'isopodes (*Philoscia muscorum*, *Trichoniscus pusillus*, *Porcellio monticola* et *Porcellio gallicus*) aux milieux forestiers caractérisés par une forte teneur en matière organique et une importante capacité de rétention en eau. Les Isopodes, très sensibles à la simplification de la structure de leur habitat et à une disponibilité réduite d'abris (Hassall, 1996), est un groupe qui présente une réduction d'abondance très significative entre les traitements considérés. La diversité d'isopodes terrestres diminue rapidement quand les milieux commencent à être soumis à une gestion plus intensive (Paoletti, 1999). Les espèces associées aux sols forestiers nécessitent des habitats humides pour prévenir la perte d'eau dans leur organisme (Lindquist, 1972 ; Mayes et Holdich, 1975). Les vers de terre épigés (*Dendrobaena octaedra*) les diplopodes de la famille Glomeridae sont aussi très sensibles au changement de ces paramètres et à la qualité de la matière organique. Lyford (1943) et Kheirallah (1979) ont montré que les diplopodes des régions tempérées ont une préférence pour un certain type de nourriture, impliquant ainsi que la qualité du substrat peut influencer la distribution et l'abondance de ces organismes. Les forêts sont aussi caractérisées par une concentration de Na plus élevée que dans les prairies et une forte activité biologique. L'abondance de chilopodes prédateurs (*Lithobius aeruginosus* et *Lithobius tricuspis*) indique une importante qualité biologique de ces sites par l'accumulation de proies potentielles (Jabin, 2004). Les chilopodes sont aussi sensibles au dessèchement (Littlewood, 1991) et peuvent profiter des conditions microclimatiques de ces milieux.

Les sols de prairie pâturés de manière extensive possèdent une concentration de potassium et magnésium biodisponibles plus importante que celle retrouvée dans les parcelles avec une pression de pâturage plus forte. Les espèces caractéristiques de ces sols sont *Myrmica scabrinodis* (fourmi), *Philoscia sp.* (isopode), *Lithobius muticus* (chilopode) et *Trichia plebeia* (Gastéropode).

Finalement les sols avec pâturage alterné qui se caractérisent par un pH moins acide et une teneur en calcium et phosphore assimilable plus importante ainsi qu'une teneur en sable plus élevée que celle des autres traitements étudiés possèdent une faune caractérisée par les vers de terre *Satchellius mamalis* et *Lumbricus castaneus*, des araignées de la famille

Tetragnathidae, des fourmis de l'espèce *Lasius flavus*, le chilopode *Geophilus electricus* et les gastéropodes de la famille Limacidae *Arion sp.* et *Arion circumscriptus*. André (1982) et Hermida *et al.*, (2000) ont montré que le pH et le calcium sont les principaux facteurs influençant la distribution et l'abondance des gastéropodes.

Les résultats de l'analyse de co-inertie réalisée entre les propriétés physico-chimiques du sol, les peuplements de macro-invertébrés et les variables spectrales de la NIRS semblent indiquer que l'intensification de la pression du pâturage sur le sol introduit des modifications dans les propriétés physiques du sol qui jouent un rôle important dans la composition et abondance des macro-invertébrés. Il est possible que l'intensité du pâturage soit liée à une augmentation de la compaction (Binkley *et al.*, 2003) du sol ce qui a une forte influence sur les peuplements de macro-invertébrés.

En conclusion, la réduction de la diversité végétale et la modification des paramètres physico-chimiques du sol comme conséquence de l'intensification de la pression de pâturage sur un sol influencent la composition des peuplements de macrofaune du sol. Des groupes de réponse peuvent être associés aux caractéristiques particulières de chaque milieu indiquant leur aptitude à être utilisés en tant que bioindicateurs de l'état du sol.

Synthèse de la première partie

La première partie de ce travail a montré que les paramètres physiques, chimiques et biologiques qui définissent l'état du sol sont modifiés par les différents systèmes de gestion étudiés.

Les macro-invertébrés du sol ressentent les modifications de ces paramètres à différents niveaux et avec une intensité différente en fonction de leur mode de vie et ils y répondent par des variations dans leur diversité, abondance et composition. Ainsi, les conditions de vie existantes dans le sol influencent et sont influencées par les peuplements de macro-invertébrés. Cela a été mis en évidence par les résultats des analyses de co-inertie réalisées entre les jeux de données des paramètres physico-chimiques et de l'abondance de macro-invertébrés de telle sorte que nous pouvons affirmer que les macro-invertébrés du sol sont de bioindicateurs efficaces l'état de l'écosystème.

La co-variation entre les résultats donnés par la NIRS et les peuplements de macro-invertébrés n'a pas été toujours claire. Quand le système de gestion employé introduit des perturbations d'ordre physique trop importantes dans le sol la réponse de la macrofaune s'éloigne de celle obtenue grâce à l'analyse de la NIRS. Cependant, cette méthode rapide et non destructrice offre l'avantage de nous fournir une première appréciation de l'état des réserves organiques du sol ce qui peut être très utile dans l'interprétation des résultats obtenus avec l'évaluation des macro-invertébrés.

Cette première partie a aussi soulevé une question concernant l'existence d'un seuil d'abondance minimale en dessous duquel l'utilisation des peuplements de macro-invertébrés du sol en temps que bioindicateurs de son état serait compromise. En effet, les résultats obtenus dans les sites étudiés à Aix-en-Provence montrent ce fait. Une fois établie l'utilité des macro-invertébrés en temps qu'indicateurs de l'état du sol, la deuxième partie de ce travail de thèse sera destinée à approfondir ces relations, à trouver les taxa indicateurs de chaque situation et à leur assigner une valeur indicatrice. Ce sera cette valeur indicatrice qui permettra de les intégrer dans un système de bioindication de la qualité du sol.

La deuxième partie correspond à l'approche globale en deux étapes décrite dans le plan de recherche : 1) l'ordination globale de tous les sites réalisée en utilisant les analyses multivariées et mise en évidence de la force de la relation entre les paramètres du sol et les taxons de macrofaune et 2) l'application de l'IndVal pour identifier les taxons indicateurs associés aux groupes des sites définis par l'analyse hiérarchique et 3) proposition d'un indice synthétique de la qualité du sol.

DEUXIEME PARTIE :

VERS LA MISE AU POINT D'UN SYSTEME DE BIOINDICATION DE LA QUALITE DU SOL

1. LES MACRO-INVERTEBRES EDAPHIQUES DES SITES D'ETUDE
2. CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES SITES D'ETUDE
3. EVALUATION DE LA QUALITE BIOLOGIQUE DES SITES
D'ETUDE

AVERTISSEMENT

Dans le but de simplifier la lecture et interprétation des tableaux et figures présentés dans cette deuxième partie les codes des sites d'étude ont été modifiés comme suit :

UTILISATION DU SOL	LOCALITE	ANCIEN CODE	NOUVEAU CODE
Champ culture conventionnelle	Feucherolles	T	C1
Champ culture conventionnelle + N minéral	Feucherolles	T(N)	C2
Champ culture conventionnelle + fraction fermentescible des ordures ménagères	Feucherolles	FFOM	C3
Champ culture conventionnelle + fraction fermentescible des ordures ménagères+ N minéral	Feucherolles	FFOM(N)	C4
Champ culture conventionnelle + fumier	Feucherolles	FU	C5
Champ culture conventionnelle + fumier + N minéral	Feucherolles	FU(N)	C6
Champ culture conventionnelle + déchets verts co-compostés avec des boues d'épuration	Feucherolles	DVB	C7
Champ culture conventionnelle + déchets verts co-compostés avec des boues d'épuration + N minéral	Feucherolles	DVB(N)	C8
Champ culture conventionnelle + ordures ménagères grises	Feucherolles	OMG	C9
Champ culture conventionnelle + ordures ménagères grises	Feucherolles	OMG(N)	C10
Champ culture conventionnelle	Louroux	PL	C11
Champ semis direct	Louroux	PSL	C12
Champ culture conventionnelle	Morvan	F	C13
Prairie permanente pâturage intensif	Louroux	P	P1
Prairie permanente pâturage extensif	Theix	PU	P2
Prairie permanente pâturage alterné	Theix	ALT	P3
Prairie permanente fauchée	Morvan	C	P4
Forêt de feuillus 'naturelle'	Feucherolles	FO	F1
Forêt de feuillus 'naturelle'	Theix	FOcf	F2
Forêt de feuillus 'naturelle'	Morvan	A	F3
Forêt de résineux plantée	Morvan	B	F4
Forêt de feuillus 'naturelle'	Louroux	BT	F5

CHAPITRE VI :

LES MACRO-INVERTEBRES DU SOL

1. CARACTERISTIQUES FAUNISTIQUES
2. VARIATION DES COMMUNAUTES DE MACRO-INVERTEBRES EDAPHIQUES

VI.1 CARACTERISTIQUES FAUNISTIQUES

Résumé

Introduction

VI.1.1 Matériel et Méthodes

VI.1.1.1 Sites d'étude

VI.1.1.2 Récolte, tri et détermination

VI.1.1.3 Traitement de données

VI.1.2 Résultats et Discussion

VI.1.2.1 Composition faunistique globale

VI.1.2.2 Composition faunistique par site

Résumé

Un inventaire taxonomique des macro-invertébrés édaphiques collectés dans quatre régions françaises (Bourgogne, Auvergne, Centre, Ile-de-France) a été réalisé. Les macro-invertébrés ont été collectés en milieu forestier, dans des prairies permanentes et dans des champs cultivés soumis à de différents systèmes d'exploitation. Un total de 355 taxons ont été collectés dans l'ensemble de sites et de milieux échantillonnés. Une classification des sites a été effectuée en fonction des taxons répertoriés et de leur abondance moyenne. L'indice de Shannon-Wiener a été calculé. Plus de la moitié de la faune récoltée est constituée en terme d'effectif par la classe des insectes (54%). Les Hétéroptères, Homoptères et les larves de Lépidoptère sont faiblement représentés. Plus de la moitié des taxons collectés (68.8%) sont présents dans moins de 5% des relevés et 41.8% n'ont été rencontrés qu'à une seule occasion. La plupart de taxons ne sont représentés que par quelques individus ; 72.8% des taxons collectés présentent des effectifs <0.1% de l'abondance totale. L'ordre des Coléoptères (174 taxons) est le groupe le plus diversifié suivi des Myriapodes (33) et des Gastéropodes (29). En terme d'abondance, les Fourmis représentent 22% de l'effectif total, suivis des Coléoptères et des larves de Diptères (12%) , des Araignées (11%) et des Vers de terre (9%). Le Morvan (Bourgogne) héberge le plus grand nombre de taxons (176) et Lançon de Provence (PACA) n'en compte que 38. Le Morvan présente le plus forte indice de diversité suivi de Feucherolles (Ile-de-France), du Louroux (Centre) et de Theix.

Introduction

La France abrite le patrimoine naturel le plus riche d'Europe : elle est le seul pays occupé par quatre des cinq grands domaines biogéographiques présents en Europe (continental, atlantique, méditerranéen et alpin), ce qui lui confère une importante diversité biologique avec au moins 70.000 espèces d'invertébrés (IFEN, 1999).

L'inventaire de la biodiversité en France est inégal en fonction des groupes étudiés. Les macro-invertébrés du sol sont encore relativement peu connus comparativement à d'autres organismes. Pour l'instant, quelques projets d'inventaires ont déjà été engagés sur les principaux groupes d'insectes : Orthoptéroïdes, Dermaptères, Dictyoptères, Lépidoptères, Coléoptères (Scarabéidés, Chrysomélidés et Coccinellidés), Hyménoptères, Hétéroptères (Miridés), Diptères (Culicidés), Odonates, Névroptéroïdes, Mécoptères, Tricoptères et Ephéméroptères. Le recensement des inventaires montre que peu d'entre eux sont engagés dans le domaine de l'entomologie face aux 36.000 espèces d'insectes répertoriées sur le territoire français.

Le présent sous-chapitre présente les caractéristiques taxonomiques et la distribution des macro-invertébrés collectés durant l'échantillonnage de terrain sur l'ensemble des sites.

VI.1.1 Matériel et Méthodes

VI.1.1.1 Sites d'étude

Les macro-invertébrés du sol ont été collectés sur 25 sites situés dans cinq localités appartenant à cinq régions différentes réparties sur l'ensemble du territoire de la France métropolitaine. Les localités et les sites échantillonnés sont présentés dans les chapitres I, II, III, IV et V de la première partie.

VI.1.1.2 Récolte, tri et détermination

Les macro-invertébrés du sol ont été récoltés lors d'une campagne d'échantillonnage réalisée aux périodes favorables à la récolte du plus grand nombre d'individus. Ces périodes garantissant la plus grande activité des différents groupes considérés correspondent à l'automne (octobre-décembre) et au printemps (mars-juin).

Dans chaque site d'étude représenté par des parcelles homogènes du point de vue du système de gestion, dix points de prélèvement ont été disposés le long de deux transects avec une séparation d'un minimum de 7 m et un maximum de 20m. Cette différence dans

l'espacement des points est due aux différences trouvées dans la surface totale des parcelles échantillonnées.

L'échantillonnage a été réalisé en utilisant la méthode TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility ; Lavelle, 1988 ; Anderson et Ingram, 1993). Les échantillons ont été préservés dans des récipients remplis d'eau formolée au 4%.

Au laboratoire les échantillons ont été nettoyés et séparés des débris organiques et inorganiques. Les macro-invertébrés ont été dénombrés et déterminés à l'aide d'une loupe binoculaire (x50).

Les macro-invertébrés ont été déterminés principalement jusqu'à l'espèce. Les livres et ouvrages suivants ont été utilisés pour l'identification du matériel :

- Attems G., 1929. « Myriapoda 1 : Geophilomorpha ». *Das Tierreich*, 52 : 388pp.
- Attems G., 1930. « Myriapoda 2 : Scolopendromorpha ». *Das Tierreich*, 54 : 308pp.
- Démange J.M., 1981. « Les Mille-pattes Myriapodes. Généralités, Morphologie, Ecologie, Ethologie, Détermination des espèces de France ». Editions Boubée : 1-284.
- Eason E. H., 1964. "Centipedes of the British Isles". Frederic Warne & Co Ltd : 1-294.
- Bolton, B., 1994. « Identification Guide to the Ant Genera of the World ». Harvard University Press eds. 222 pp.
- Bouché, M.B., 1972. « Lombriciens de France. Ecologie et Systématique ». *Annales de Zoologie et Ecologie animale*. Numéro hors série. Publications INRA (72-2), 671 pp.
- Brölemann H.W., 1930. « Eléments d'une faune des Myriapodes de France : Chilopodes ». Imprimerie Toulousaine ,405pp.
- Brölemann H.W. & Ribaut (H.), 1912. « Essai d'une monographie des Schendylina (Myriapodes, Géophilomorphes) ». *Nouv. Arch. Mus. Hist. Nat.*, (5) IV, Paris 1912 : 53-183, pl. 1-11.
- Cuendet, G. 2001. Identification des lombriciens de Suisse.19 pp.
- Hoffmann A., 1950. Faune de France 52. Coléoptères Curculionides (Première Partie), 486 p.
- Hoffmann A., 1954. Faune de France 59. Coléoptères Curculionides (Deuxième Partie), pp. 487-1208.
- Hoffmann A., 1958. Faune de France 62. Coléoptères Curculionides (Troisième Partie), pp. 1209-1939.

- Spelda J., 1999. « Verbreitungsmuster und Taxonomie der Chilopoda und Diplopoda Südwestdeutschlands ». *Teil I, II. Universität Ulm.*
- Tempère G. et Péricart J., 1989. Faune de France 74. Coléoptères Curculionidae (Quatrième partie :compléments aux trois volumes d'Adolphe Hoffmann. Corrections, Additions et Répertoire. (avec la collaboration de Roman Borovec), 534 p.
- Vandel A., 1960. Faune de France. Isopodes terrestres. (1ère partie), 416 pp.
- Vandel A., 1962. Faune de France. Isopodes terrestres. (2ème partie), 514 pp.
- "Die Käfer Mitteleuropas", 1998. Volumes : IV (1964), V (1974), XII (1989), XV, (1998), complété par des suppléments qui paraissent dans la revue "Entomologische Blätter", (1999 et 2001).
- Backeljau T. & De Bryun L., 1988. « Notes on *Arion hortensis* s.l. and *A. fasciatus* in Denmark ». *Apex*. 4 (3) : 41-48.
- Risch P. & Backeljau T., 1989. « On the occurrence of *Arion lusitanicus* Mabilie, 1868 in Belgium (Mollusca : Pulmonata) ». *Ann. Soc. Roy. Zool. Belg.* 118 (1) : 25-38.
- Backeljau T. & De Bryun L., 1990. « On the infrageneric systematics of the genus *Arion* Férussac, 1819 (Mollusca, Pulmonata) ». *Bull. Inst. Roy. Sci. Nat. Belg.* 60 : 35-68.
- Wiktor A., 2000. « Agriolimacidae (Gastropoda: Pulmonata) - A systematic monograph ». *Annales Zoologici (Warsaw)*. 49 (4) : 347-590.
- Davies S.M., 1977. « The *Arion hortensis* complex, with notes on *A. intermedius* Normand (Pulmonata Arionidae) ». *J. Conch.*, 29 (4) : 173-187.
- Davies S.M., 1979. « Segregates of the *Arion hortensis* complex (Pulmonata Arionidae) with the description of a new species, *Arion owenii* ». *J. Conch.*, 30 (2) : 123-127.
- Kerney M.P., Cameron R.A.D. et Jungbluth J.H., 1983. « Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas ». Paul Parey, Hamburg & Berlin, 384 p.
- Bernard, F. 1968.« Les Fourmis (Hymenoptera Formicidae) d'Europe occidentale et septentrionale ». Masson et Cie éditeurs, Paris, 411 pp.
- Collingwood C.A. 1979. « The Formicidae (Hymenoptera) of Fennoscandia and Denmark ». *Fauna Entomologica Scandinavica* 8. Scandinavian Science Press Ltd.
- Kutter H. « Hymenoptera FORMICIDAE ». *Insecta Helvetica Fauna* 6, 6a. Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft.

- Seifert Bernhard, 1992. « A Taxonomic Revision of the Palaearctic Members of Ant subgenus *Lasius* s.str. (Hymenoptera : Formicidae) ». Abh. Ber. Naturkundesmus. Görlitz 66, 5 : 1-67.

VI.1.1.3 *Traitement de données*

Une classification hiérarchique (CAH) en fonction de la richesse taxonomique et de l'abondance des taxons des cinq localités étudiées a été réalisée avec le logiciel ADE-4 (Thioulouse, Chessel, Dolédec and Olivier, 1977) en utilisant la distance Euclidienne et la méthode d'agrégation Ward.

L'indice de diversité de Shannon-Wiener a été calculé pour chaque localité et représenté graphiquement.

VI.1.2 **Résultats et discussion**

VI.1.2.1 *Composition faunistique globale*

Bien que des travaux taxonomiques existent pour déterminer la faune du sol, les clefs disponibles n'ont pas permis d'identifier tous les organismes jusqu'à l'espèce. La pénurie de spécialistes a aussi difficulté cette tâche. Néanmoins la plupart des groupes de faune du sol ont été déterminés jusqu'à l'espèce ou genre sauf pour les larves d'insectes (ordres), les araignées (familles) et les diplopodes (familles).

Plus de la moitié des taxons collectés (68.8%) sont présents dans moins de 5% des relevés et 41.8% n'ont été rencontrés qu'à une seule occasion. La plupart de taxons ne sont représentés que par quelques individus ; 72.8% présentent des effectifs <0.1% de l'abondance totale.

Pratiquement tous les ordres de macro-invertébrés sont bien représentés cependant, sept taxons présentent une abondance supérieur au reste. Ce sont : les Fourmis (22%), les Coléoptères (12%), les larves de Diptère (12%), les Araignées (11%), les Vers de terre (9%), les larves de Coléoptère (8%) et les Gastéropodes (5%).

Un peu plus de la moitié des macro-invertébrés collectés appartiennent à la classe des Insectes (54%) (figure VII.1.1). L'ordre de Diptères est le mieux représenté et constitue 36% de l'effectif total suivi des Hyménoptères (28%), des Coléoptères (19%), des larves de Coléoptère (14%) et des Hétéroptères, Homoptères et larves de Lépidoptère (1% chacun).

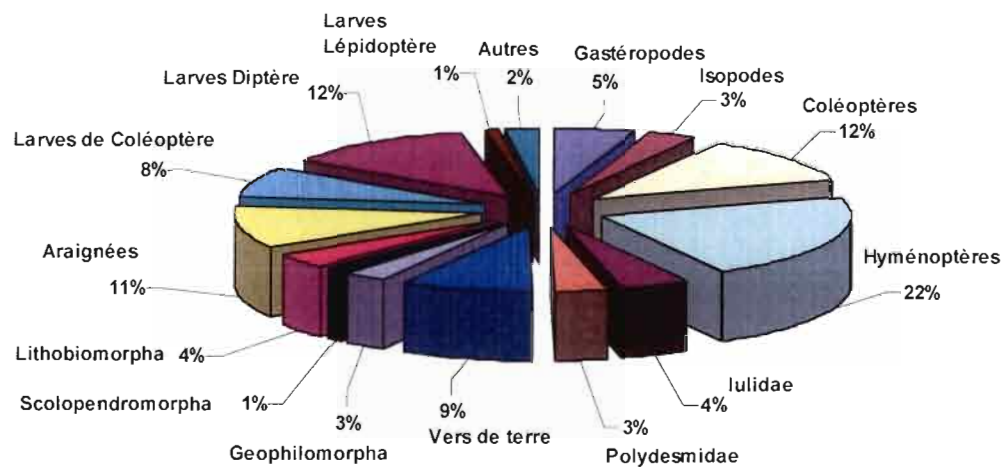


Figure VI.1.1 : Abondance relative des ordres de macro-invertébrés récoltés dans les quatre localités d'étude retenues.

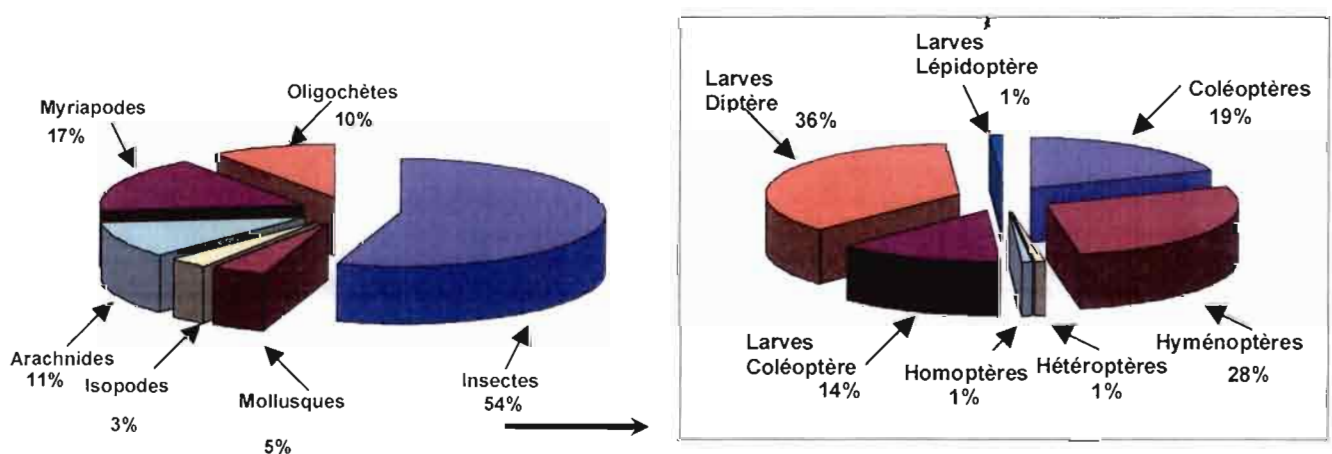


Figure VI.1.1 (suite) : Abondance relative des ordres de macro-invertébrés récoltés dans les quatre localités d'étude retenues.

Dans notre jeu de données l'ordre des Coléoptères est le groupe le plus diversifié (tableau VI.1.2). Un total de 174 espèces appartenant à 24 familles ont été récoltées. Les espèces collectées en plus grand nombre appartiennent aux familles des Carabidae (54 taxons) et des Staphylinidae (55 taxons). La famille des Carabidae est l'une des familles les plus diversifiées parmi les coléoptères. Ce sont des insectes essentiellement carnassiers que l'on peut trouver dans des habitats assez variés si bien ils sont plus nombreux dans les forêts (Auber, 1945). Aussi bien les adultes que les larves sont très agiles. Les larves vivent généralement dans les mêmes lieux que les adultes et possèdent le même régime alimentaire. Les Staphylinidae sont également bien représentés dans le jeu de données. Les Staphylinidés vivent dans les lieux et les substances les plus divers : fumiers, détritiques, champignons, sous les écorces, chassant les larves xylophages, etc... (Auber, 1945). Il s'agit d'une famille assez diversifiée ce qui explique le nombre important d'espèces trouvées dans les sites échantillonnés.

Le groupe des Arachnides qui englobe les araignées, les opilions et les pseudoscorpions est le second groupe le plus diversifié avec un total de 22 familles (tableau VI.1.2) suivi des Myriapodes représenté par 13 familles. Ce groupe d'organismes se trouve principalement dans les milieux forestiers où le taux d'humidité est plus élevé. En effet, le degré d'humidité est la principale contrainte pour la colonisation d'un milieu par ces organismes (Demange, 1981).

La classe des Chilopodes est la plus diversifiée dans notre jeu de données avec 33 espèces réparties en 9 familles. Ce sont des prédateurs jouant un rôle très important dans la régulation des peuplements des proies telles que les microarthropodes (collemboles, acariens,...). Les principaux taxons récoltés durant notre étude sont les genre *Lithobius* (36.3%) appartenant à la famille Lithobidae et *Geophilus* (18.2%) appartenant à la famille Geophilidae.

Le groupe des Gastéropodes est représenté par 29 espèces réparties en 11 familles (tableau VII.1.2) dont 2 familles appartiennent au groupe des limaces et les 9 familles restantes correspondent au groupe des escargots. Les gastéropodes sont très dépendants du degré d'humidité raison pour laquelle ils se trouvent souvent dans la litière ou à la base des plantes. Leur régime alimentaire est phytophage et ils se nourrissent aussi bien de végétaux vivants que du matériel végétal mort.

Les Héétéoptères sont représentés par 20 espèces réparties en sept familles (tableau VI.1.2). Il s'agit d'un groupe assez divers où il n'y a pas de genres qui dominent. La

proportion d'individus appartenant à ce groupe est assez faible ne représentant que 1% du total d'individus récoltés.

L'ordre des Isopodes est composé d'un total de neuf espèces réparties en quatre familles. Il s'agit d'un groupe d'organismes qui est directement influencé par des facteurs écologiques comme : a) l'hygrométrie de l'air ; b) la teneur en sels ; c) la teneur en calcaire et d) la température. Les isopodes sont loin d'être complètement émancipés du milieu aquatique ; ils ne peuvent vivre que dans une atmosphère plus ou moins humide. Le genre *Philoscia* est le plus représenté. Ce genre renferme des espèces expansives, prolifiques dont la multiplication est rapide.

Les ordres de Dermaptères et Orthoptères présentent six et trois espèces respectivement et ne sont représentés que par deux familles. Ils représentent un faible pourcentage de la faune échantillonnée (1% et moins de 1% respectivement). Généralement ces deux groupes ne se retrouvent pas dans des proportions plus élevées dans les échantillons de macro-invertébrés du sol.

Finalement les Vers de terre et les Fourmis sont représentés par une seule famille cependant ils présentent une diversité importante d'espèces (16 pour les vers de terre et 25 pour les fourmis). Ces deux groupes d'organismes « ingénieurs de l'écosystème » jouent un rôle essentiel dans la structure physique du sol. Ils sont présents dans des proportions importantes par rapport au total de macro-invertébrés récoltés (24 et 10% respectivement).

Tableau VI.1.2 : Nombre de familles et de taxa des principaux groupes faunistiques sur les quatre sites d'étude retenus.

Taxons	Morvan		Theix		Louroux		Feucherolles		Lançon de Provence		Total	
	familles	taxons	familles	taxons	familles	taxons	familles	taxons	familles	taxons	familles	taxons
Gastéropodes	5	11	4	12	5	6	5	10	5	7	11	29
Isopodes	2	3	4	6	3	6	2	3	1	1	4	9
Arachnides	20	20	6	6	20	20	10	10	5	6	22	25
Orthoptères	1	1	-	-	2	2	-	-	-	-	2	3
Fourmis	1	10	1	5	1	13	1	4	1	7	1	25
Coléoptères	14	79	6	34	17	85	6	47	1	1	24	174
Hétéroptères	4	7	3	4	5	9	1	1	-	-	7	20
Homoptères	1	2	-	-	1	2	-	-	-	-	1	2
Dermaptères	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	6
Myriapodes	9	20	7	14	9	16	10	18	6	10	13	37
Vers de terre	1	14	1	7	1	3	1	7	1	1	1	16
Richesse taxonomique	176		96		166		104		38		355	

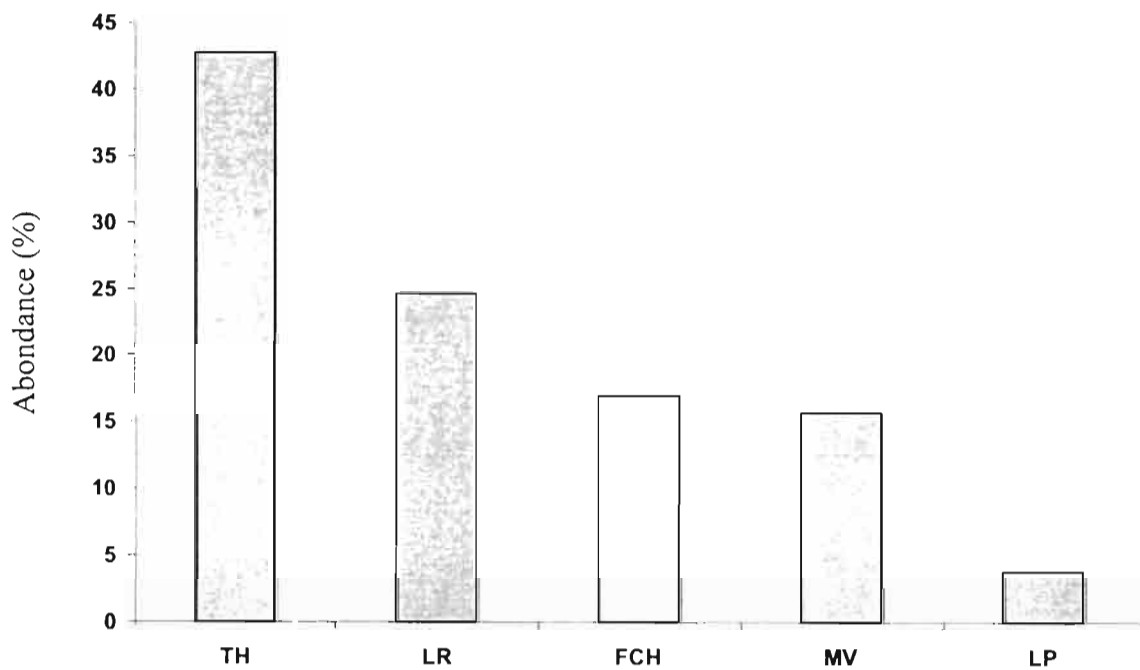


Figure VI.1.2 : Pourcentage du nombre total d'invertébrés récoltés dans les quatre localités étudiées. TH : Theix (Clermont-Ferrand) ; LR: Louroux (Touraine) ; FCH: Feucherolles (Beauce); MV: Morvan; LP : Lançon de Provence (Aix-en-Provence)

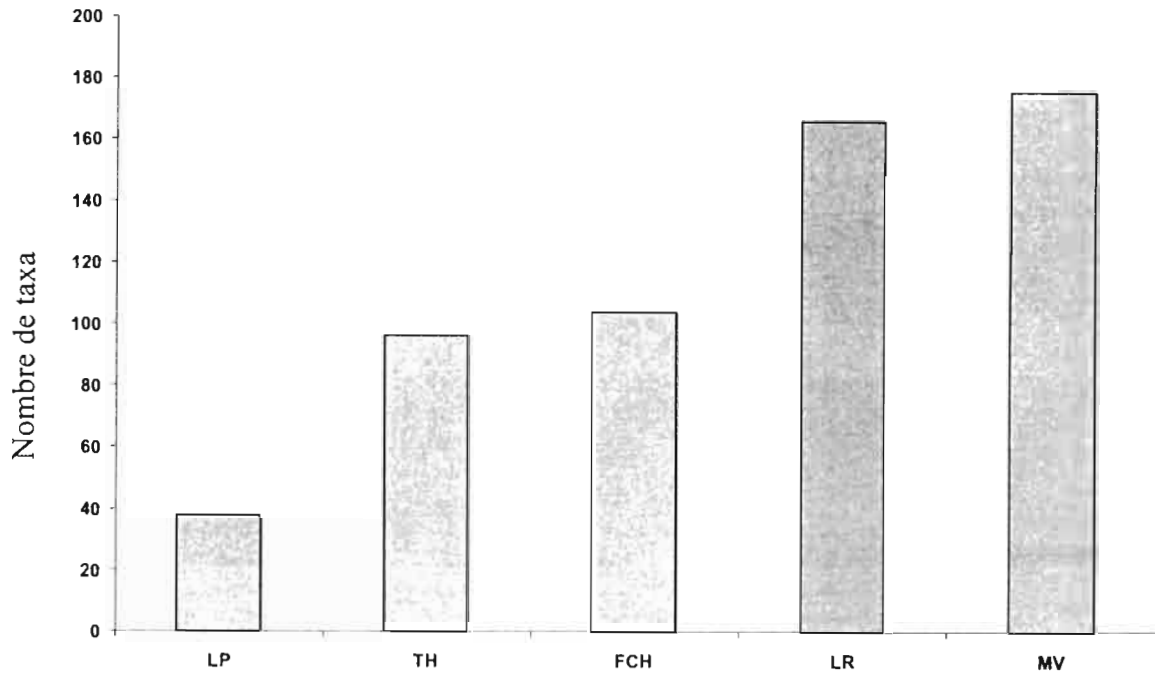


Figure VI.1.3 : Richesse taxonomique pour les quatre localités étudiées. LP : Lançon de Provence (Aix-en-Provence) ; TH : Theix (Clermont-Ferrand) ; FCH: Feucherolles (Beauce); LR: Louroux (Touraine) ; MV: Morvan.

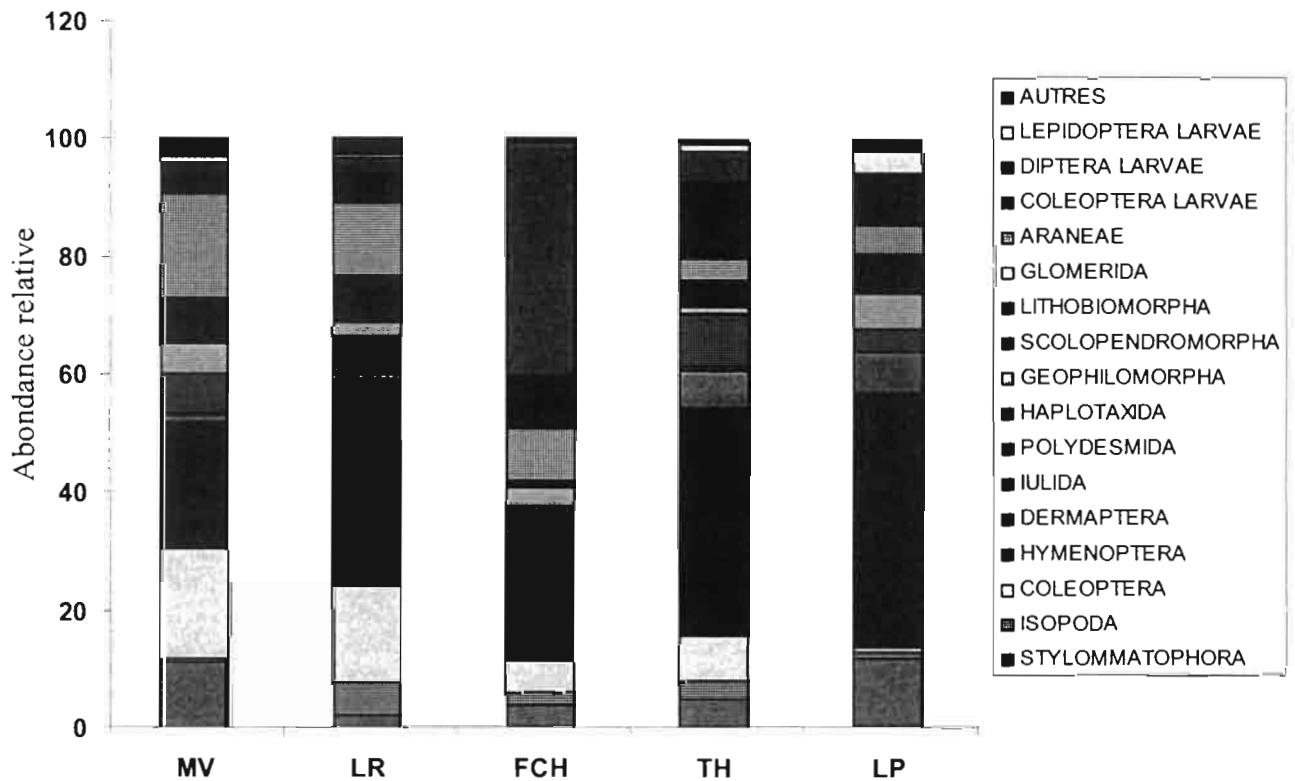


Figure VI.1.4 : Abondance relative des principaux groupes faunistiques récoltés dans l'ensemble des quatre localités. MV: Morvan; LR: Louroux (Touraine) ; FCH: Feucherolles (Beauce); TH : Theix (Clermont-Ferrand) ; LP : Lançon de Provence (Aix-en-Provence).

VI.1.2.2 *Composition faunistique par site*

Les effectifs, la richesse taxonomique, et l'abondance relative des principaux groupes faunistiques récoltés dans chacune des localités échantillonnées ont été étudiés (figures VI.1.2, 3 et 4).

Le plus grand nombre d'organismes (41.2% de la faune totale) a été récolté à la localité de Theix dans la région d'Auvergne qui comptabilise 96 taxons sur l'ensemble des milieux échantillonnés.

La composition de la faune récoltée dans la localité de Theix est dominée par les Fourmis qui représentent 38.5% du total d'invertébrés collectés, néanmoins leur diversité est relativement faible présentant uniquement 5 espèces de la famille Formicidae. Cette localité héberge également un nombre important de larves de Coléoptères avec une abondance relative du 12.7%.

Le groupe qui présente la richesse taxonomique la plus importante est celui des Coléoptères avec 34 espèces réparties en 6 familles ainsi que l'ordre des Gastéropodes qui réunit un total de 12 espèces en 4 familles. Il s'agit aussi de la localité qui présente le majeur nombre d'espèces appartenant à cet ordre. L'ensemble de stations échantillonnées dans ce site sont des parcelles de prairie permanente et de forêt qui réunissent les conditions de vie idéales pour ces organismes : des sols avec une teneur en matière organique importante (fraîche et en décomposition) qui constitue un aliment et un abri et avec une capacité de rétention en eau élevée ce qui augmente l'humidité du sol et favorise l'activité de limaces (Hommay, 1995). Les coléoptères sont principalement représentés par des espèces de la famille Carabidae et Staphylinidae. Ces deux familles se trouvent parmi les invertébrés prédateurs des limaces et de ses œufs (Baker, 1991 ; Asteraki, 1993). L'abondance de coléoptères carabiques et de larves de coléoptère dans ces stations est peut-être reliée à l'abondance des gastéropodes.

A Feucherolles la composition de la faune est dominée par les larves de Diptère qui représentent presque 40% du total de la faune récoltée sur cette localité. Les Diplopodes de la famille Polydesmidae ainsi que les Vers de terre sont avec les larves de Diptère les groupes les plus abondants (12 et 13% respectivement). Ces trois groupes d'organismes présentent une importante sensibilité au degré d'humidité et à la quantité et qualité de matière organique du sol (Demange, 1981 ; Frouz, 1999 ; Paoletti, 1999). L'application d'importantes quantités de matière organique sous forme de compost de déchets organiques sur les stations échantillonnées pourrait expliquer l'abondance trouvée pour ces groupes. Ce compost de

granulométrie assez grossière crée une surface protectrice qui permet l'installation d'une faune assez nombreuse et diversifiée (cf chapitre I).

La faune des localités échantillonnées dans la région du Morvan est principalement composée de Fourmis (20.2%), de Coléoptères et Araignées (18.8% et 17.6% respectivement) et de Gastéropodes (11.2%). La faune recensée dans cette région correspond à un 16% du total et elle est composée des 176 taxons présentant ainsi la richesse taxonomique la plus élevée des quatre localités étudiées.

Le Morvan possède le plus grand nombre de taxons appartenant à la classe des Chilopodes. Au total, 17 espèces réparties en 6 familles. C'est aussi l'endroit qui présente la richesse la plus importante en espèces de Vers de terre avec un total de 14 espèces présentes. La plus grande diversité de milieux échantillonnés dans ce site pourrait expliquer ces résultats.

Dans la localité du Louroux en Touraine un total de 166 taxons ont été prélevés. L'abondance d'organismes représente 25.5% du total de macro-invertébrés collectés. Le Louroux présente une composition faunistique caractérisée par la dominance numérique des Fourmis, Coléoptères et Araignées. Cette localité possède aussi le plus grand nombre d'Isopodes trouvé dans l'ensemble de régions échantillonnées.

En ce qui concerne la richesse taxonomique, les Coléoptères constituent l'ordre le plus diversifié avec 85 espèces réparties en 17 familles. Cette localité possède le plus grand nombre de taxons appartenant à cet ordre ainsi qu'à l'ordre Hyménoptères (Fourmis) avec un total de 13 espèces représentées.

La composition faunistique de cette localité est très semblable à celle du Morvan si ce n'est parce que dans le Louroux l'abondance et la diversité des Gastéropodes est plus faible tandis que l'abondance de Diplopodes de la famille Iulidae est plus importante.

La localité de Lançon de Provence (Aix-en-Provence) présente l'abondance et la diversité les plus faibles (seulement 3.6% de l'abondance totale et 38 taxons). Le groupe de faune le plus diversifié est celui des myriapodes (chilopodes) avec un total de 17 taxons suivi des fourmis (7 taxons). Les arachnides sont aussi bien représentés avec un total de 6 taxons si bien ils sont presque exclusivement composés par des individus du groupe des opilions.

Une classification hiérarchique, réalisée à la fois sur la richesse taxonomique et l'abondance moyenne des 355 taxons permet de classer les différentes localités en fonction de ces deux paramètres (figure VI.1.5). Le Morvan et le Louroux se distinguent par une forte richesse taxonomique tout en possédant un patron faunistique qui leur est propre dominé par les Araignées, les Hyménoptères et les Coléoptères. Les sites de Theix et Feucherolles sont

rassemblés à part. Ces sites sont caractérisés par une moindre richesse taxonomique. Ils présentent une composition faunistique dominée par les larves d'insectes (coléoptères et diptères). La localité de Lançon de Provence possède une diversité et une abondance de macro-invertébrés complètement différente de celle des quatre autres localités, elle est très éloignée dans le dendrogramme.

L'indice de Shannon-Wiener (figure VI.1.6) permet d'observer que le Morvan est la localité qui présente la plus forte diversité, suivie de Louroux et de Theix. La localité de Feucherolles, bien que présentant une richesse taxonomique moyenne à forte, présente une diversité moindre du fait de la prédominance de certains taxons.

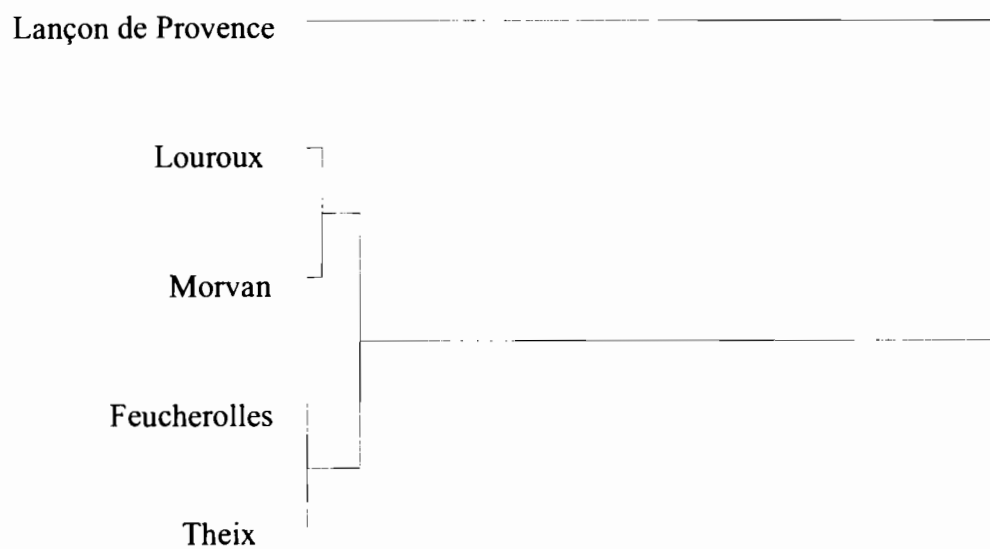


Figure VI.1.5 : Classification (méthode de Ward, distance Euclidienne) réalisée à partir de l'abondance moyenne des 333 taxa collectés sur les cinq localités étudiées.

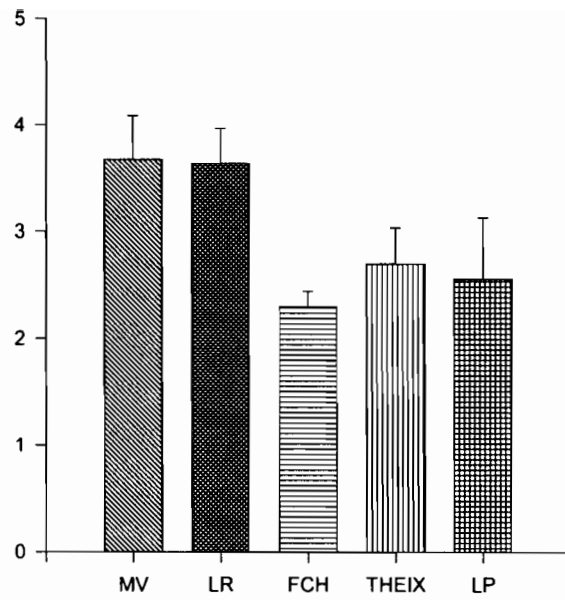


Figure VI.1.6 : Indice de diversité de Shannon-Wiener calculé pour les cinq localités de l'étude. MV : Morvan ; LR : Louroux ; FCH : Feucherolles ; Theix (Clermont-Ferrand) ; LP : Lançon de Provence (Aix-en-Provence).

VI.2 VARIATION DES COMMUNAUTÉS DE MACRO-INVERTEBRES EDAPHIQUES

Résumé

Introduction

VI.2.1 Traitement de données

VI.2.2 Résultats

VI.2.2.1 Facteurs de variation des peuplements

VI.2.2.2 Typologie des stations

VI.2.2.3 Structure des communautés

VI.2.2.4 Composition faunistique

VI.2.2.5 Caractéristiques faunistiques des groupes des stations

VI.2.3 Discussion

Résumé

Une étude sur la variation des communautés de macro-invertébrés du sol a été réalisée sur un total de 22 stations échantillonnées entre octobre 2000 et juin 2001. Les macro-invertébrés ont été récoltés en utilisant la méthode TSBF dans trois types principaux de milieux : forêts, prairies et champs soumis à des pratiques de gestion différentes. Une AFC sur les effectifs des 110 taxons collectés dans les 22 stations a permis de mettre en évidence une réponse très nette des peuplements de macrofaune du sol au degré de simplification de la diversité végétale et de perturbation physique et chimique du sol. Une classification hiérarchique ascendante a ainsi permis de regrouper les stations en quatre ensembles. 1) Les stations cultivées de Feucherolles soumises à une agriculture intensive et recevant l'apport de composts d'origine organique. Ces stations sont peuplées d'un faible nombre de taxons, largement cosmopolites. 2) Les stations cultivées de manière légèrement moins intensive que celles du groupe 1 et une station de prairie pâturée plus intensément exploitée. 3) Les stations forestières tous sites confondus présentant une faune riche et diversifiée avec un peuplement caractéristique de ce type de milieu. 4) Les prairies fauchées et pâturées de manière extensive présentant un degré d'intensification intermédiaire entre le groupe 3 et les groupes 1 et 2. L'analyse de l'occurrence et de l'abondance relative des différents taxons a permis de distinguer 5 groupes : un groupe de généralistes présents dans tous les milieux considérés et 4 groupes respectivement inféodés aux quatre groupes de stations .

Introduction

Les études sur les variations des communautés d'invertébrés du sol en fonction des types d'utilisation du sol sont assez nombreuses en milieu tempéré. Les travaux portant sur les macro-invertébrés sont cependant moins nombreux et l'ensemble des macro-invertébrés édaphiques est rarement pris en compte dans l'étude de l'impact des pratiques de gestion sur le sol (Huhta *et al.*, 1967, 1969 ; Vlug and Borden, 1973 ; Abbot *et al.*, 1980 ; McIver *et al.*, 1990 ; Salona and Iturrondobeitia, 1993 ; Andre *et al.*, 1994 ; Hoekstra *et al.*, 1995). La plupart des travaux s'intéressent aux peuplements d'arthropodes de la litière et à leurs variations face à la fertilisation azotée ou phosphorée ou l'application d'herbicides (Kopezski, 1993 ; Okland, 1994 ; Theenhaus and Schaefer, 1995 ; Salminen *et al.*, 1996 ; Bird *et al.*, 2000).

D'autres études décrivent les effets de l'intensification agricole sur l'abondance et diversité d'invertébrés du sol et sa fertilité (Lavelle et Pashanasi, 1989 ; Giller *et al.*, 1997, Loranger *et al.*, 1998). D'autres articles décrivent les effets de différentes modalités de labour, de gestion des pâtures (intensité, type de bétail) ou des résidus des récoltes, la rotation des cultures, application de pesticides, fertilisants et composts principalement (Wallwork, 1976 ; Curry, 1994 ; Wardle, 1995 ; Didham *et al.*, 1996 ; Baker, 1998). Au Pays-Bas Hemerik et Brussaard (2002) ont examiné l'effet de la diversité végétale en milieu prairial sur les communautés de macro-invertébrés du sol. Read et Andersen (2000) discutent l'effet du pâturage sur les communautés de fourmis et leur potentiel comme bio-indicateurs.

Dans le prolongement de ces travaux, nous proposons ici une analyse de l'effet de divers systèmes de gestion sur l'ensemble des peuplements de macro-invertébrés du sol. Nous considérons l'ensemble de la macrofauna, convaincus que le pouvoir indicateur de l'ensemble des groupes représentés est certainement supérieur à celui d'un groupe unique, même étudié en détail. Nous avons repris l'ensemble des données présentées dans les chapitres I à IV et procédé à leur traitement global pour tester l'hypothèse que l'effet des types d'utilisation des sols est plus important dans la France continentale que les variations de sol ou de climat observées entre les régions.

VI.2.1 Traitement des données

Sur l'ensemble des 25 sites présentés antérieurement, 22 ont été pris en compte pour les analyses multivariées. Les trois sites appartenant à la localité de Lançon de Provence ont été écartés à cause de la trop faible quantité de macro-invertébrés récoltés.

Une AFC a été réalisée sur le tableau des effectifs moyens des 110 taxons collectés après transformation des données en $\ln(x+1)$, afin d'observer la distribution des sites en fonction des communautés de macro-invertébrés qu'ils renferment.

Une classification hiérarchique ascendante des 22 sites a été réalisée à partir de la matrice de distances obtenue dans l'analyse multivariée des 110 taxons. La distance euclidienne et la méthode de classification de Ward ont été utilisées pour réaliser la classification.

L'occurrence et l'abondance relatives par groupe de stations ont été calculées pour chaque groupe d'organismes obtenus à partir de la classification précédente.

Des ANOVA à une voie ont été réalisées sur les données d'abondance et de richesse taxonomique et sur l'indice de diversité de Shannon-Wiener pour tester les différences entre les groupes de stations mis en évidence par la classification hiérarchique.

VI.2.2 Résultats

VI.2.2.1 Facteurs de variation des peuplements

Les trois premiers axes de l'AFC des effectifs moyens des 110 taxons récoltés dans les 22 sites échantillonnés expliquent 41.6% de la variabilité totale (figure VII.2.1 et l'annexe 1).

L'axe F1 explique 16.4% de l'inertie totale, l'axe F2 14% et l'axe F3 11.2% (figure VII.2.1A). Les cartes factorielles des relevés (figure VII.2.1B) permettent de repérer sur le plan F1 x F2 un gradient d'intensification de l'exploitation du sol reflété dans la simplification de la diversité végétale et la diversité d'habitats. Quatre groupes de sites se distinguent le long de l'axe F1. Un premier groupe est constitué par les sites forestiers (F1, F2, F3, F4 et F5) est situé sur l'extrémité droite de l'axe. Deux groupes sont en situation intermédiaire, les prairies (P2, P3 et P4) et un groupe composé par une prairie (P1) et des champs exploités de manière moins intensive (C11, C12 et C13). Un dernier groupe de sites situés à l'extrême opposé de l'axe F1 est formé par les champs avec un système d'exploitation intensive (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C10 et C11). L'axe F2 oppose les forêts et les champs avec un système de gestion intensif aux prairies et champs cultivés de manière extensive. L'axe F3 met en évidence l'effet de l'utilisation du sol sur la structure physique et les réserves organiques du sol avec les stations forestières et des prairies du côté négatif et les

stations cultivées du côté positif. Un test de permutation a permis de montrer la signification statistique de cette ordination ($p=0.02$).

Sur la carte factorielle des taxons (figure VII.2.1C) le premier axe est représenté du côté positif par les taxons inféodés aux sites riches en débris végétaux d'origines diverses et avec une plus grande diversité d'habitats, principalement des chilopodes comme *Lithobius tricuspis*, *Cryptops hortensis* et le ver de terre épigé *Dendrobaena octaedra* et négativement par les diplopodes de la famille Polydesmidae et les vers de terre endogés du genre Aporetodea. L'axe 2 est caractérisé du côté négatif principalement par les diplopodes Polydesmidae tandis que du côté positif on trouve la fourmi *Lasius platythorax*, la coléoptère de la famille Coccinellidae *Tytthaspis sedecimpunctata*, les coléoptères Staphylinidae *Amischa sp.* et les araignées de la famille Lycosidae. L'axe F3 est représenté négativement par un ensemble très divers de taxons : *Clivina fossor* (coléoptère carabidae), *Arion circumscriptus* (limace), *Myrmica scrabinodis* (fourmi), *Lumbricus castaneus* (vers de terre épigé), *Tachyporus dispar* (coléoptère staphylinidae) et des araignées de la famille Tetragnathidae. Le côté positif de l'axe est caractérisé principalement par *Phyllotreta vittula* (coléoptère chrysomelidae).

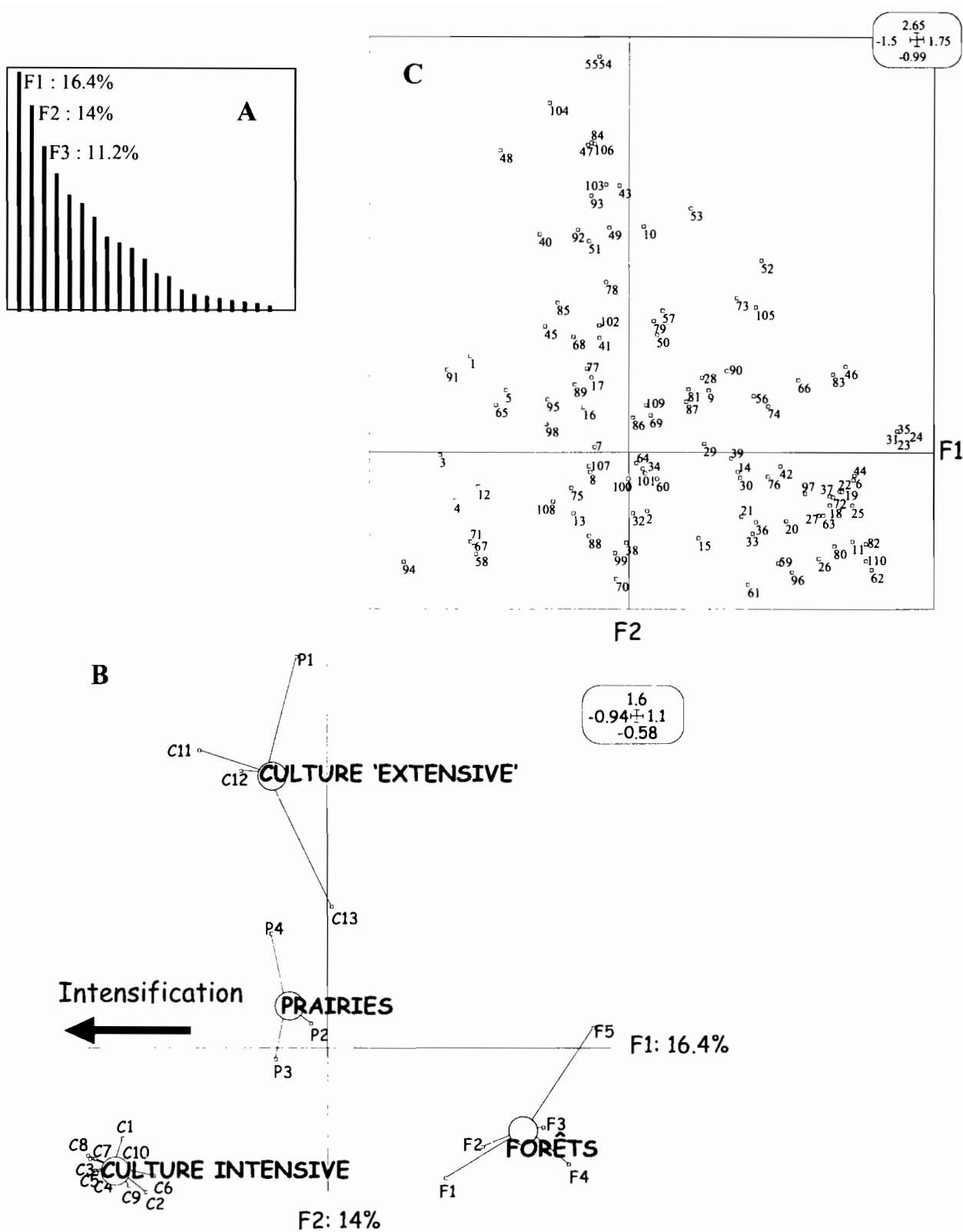


Figure VI.2.1 : AFC réalisée sur les données biologiques (22 sites × 110 taxons). A) Valeurs propres, B) Carte factorielle des sites sur le plan factoriel F1 × F2. C) Carte factorielle des taxons sur le plan factoriel F1 × F2.

- 1: *Dyschirius sp.*: COL. CARABIDAE
- 2: *Asaphidion stierlini*: COL. CARABIDAE
- 3: *Trechus obtusus*: COL. CARABIDAE
- 4: *Bembidion negricorne*: COL. CARABIDAE
- 5: *Bembidion sp.* : COL. CARABIDAE
- 6 : *Notiophilus quadripunctatus* : COL. CARABIDAE
- 7: *Clivina fossor* : COL. CARABIDAE
- 8: *Trechus quadristriatus*: COL. CARABIDAE
- 9: *Pterostichus sp.* : COL. CARABIDAE
- 10: *Dromius sp.* : COL. CARABIDAE
- 11: *Bothniopterus sp.* :COL. CARABIDAE
- 12: *Deroceras reticulatum*: GASTEROPODE (LIMACE)
- 13: *Deroceras sp.* : GASTEROPODE (LIMACE)
- 14: *Arion intermedius* : GASTEROPODE (LIMACE)
- 15: *Arion sp.* : GASTEROPODE (LIMACE)
- 16: *Arion circumscriptus* : GASTEROPODE (LIMACE)
- 17: *Cochlicopa lubrica sl* : GASTEROPODE (ESCARGOT)
- 18: *Discus rotundatus*: GASTEROPODE (ESCARGOT)
- 19: *Aegopinella nitidula* : GASTEROPODE (ESCARGOT)
- 20: *Trichoniscus pusillus* : ISOPODE
- 21: *Philoscia sp.* : ISOPODE
- 22: *Oniscus asellus* : ISOPODE
- 23: *Eluma purpurascens* : ISOPODE
- 24: *Philoscia affinis* : ISOPODE
- 25: *Neobisium simile* : PSEUDOSCORPION
- 26: *Lithobius (Monotarsobius) crassipes* : CHILOPODE
- 27: *Lithobius tricuspis* : CHILOPODE
- 28: *Lithobius muticus* : CHILOPODE
- 29: *Lithobius sp.* : CHILOPODE
- 30: *Lithobius (Sigibius) microps* : CHILOPODE
- 31: *Lithobius macilentus* : CHILOPODE
- 32: *Geophilus electricus* : CHILOPODE
- 33: *Haplophilus subterraneus complanata* : CHILOPODE
- 34: *Brachygeophilus truncorum* : CHILOPODE
- 35: *Necrophloeophagus flavus* : CHILOPODE
- 36: *Cryptops parisi* : CHILOPODE
- 37: *Cryptops hortensis* : CHILOPODE
- 38: *Schendyla nemorensis* : CHILOPODE
- 39: *Geophilus sp.* : CHILOPODE
- 40: *Lamyctes flavicornis* : CHILOPODE
- 41: *Myrmica scabrinodis* : FOURMI
- 42: *Myrmica ruginodis* : FOURMI
- 43: *Lasius platythorax* : FOURMI
- 44: *Stenammas petiolatum* : FOURMI
- 45: *Lasius niger* : FOURMI
- 46: *Myrmecina graminicola* : FOURMI
- 47: *Tyttaspis sedecimpunctata* : COL. COCCINELIDAE
- 48: *Phyllotreta vittula* : COL. CHRYSOMELIDAE
- 49: COL. HYDROPHILIDAE
- 50: COL. ANTHRIBIIDAE
- 51: *Melanophthalma curticolis* : COL. LATHRIDIIDAE
- 52: *Apion sp. 1* : COL. CURCULIONIDAE
- 53: *Curculionide 1* : COL. CURCULIONIDAE
- 54: *Kalama tricornis* : HETEROPTERE
- 55: *Emblethis sp.* : HETEROPTERE
- 56: *Sternorrhyncha sp.* : HOMOPTERE
- 57: HOMOPTERE
- 58: Polydesmidae : DIPLOPODE
- 59: Glomeridae : DIPLOPODE
- 60: Iulidae : DIPLOPODE
- 61: Craspedosomidae : DIPLOPODE
- 62: *Dendrobaena attemsi* : VER DE TERRE
- 63: *Dendrobaena octaedra* : VER DE TERRE
- 64: *Lumbricus castaneus* : VER DE TERRE
- 65: *Lumbricus terrestris* : VER DE TERRE
- 66: *Lumbricus rubellus* : VER DE TERRE
- 67: *Aporrectodea sp.* : VER DE TERRE
- 68: *Allolobophora sp.* : VER DE TERRE
- 69: *Octolasion cyaneum* : VER DE TERRE
- 70: *Allolobophora chlorotica* : VER DE TERRE
- 71: *Allolobophora rosea* : VER DE TERRE
- 72: Philodromidae : ARAIGNEE
- 73: Liocranidae : ARAIGNEE
- 74: Theridiidae : ARAIGNEE
- 75: Linyphiidae : ARAIGNEE
- 76: Araneidae : ARAIGNEE
- 77: Tetragnathidae : ARAIGNEE
- 78: Lycosidae : ARAIGNEE
- 79: Thomisidae : ARAIGNEE
- 80: Agelenidae : ARAIGNEE
- 81: Clubionidae : ARAIGNEE
- 82: Hahniidae : ARAIGNEE
- 83: Dysderidae : ARAIGNEE
- 84: *Philonthus carbonarius* : COL. STAPHYLINIDAE
- 85: *Philonthus cognatus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 86: *Quedius nitipennis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 87: *Tachinus signatus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 88: *Oxypoda opaca* : COL. STAPHYLINIDAE
- 89: *Tachyporus dispar* : COL. STAPHYLINIDAE
- 90: *Stenus impressus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 91: *Xantholinus linearis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 92: *Xantholinus longiventris* : COL. STAPHYLINIDAE
- 93: *Amischa sp.* : COL. STAPHYLINIDAE
- 94: *Lathrobium fulvipenne* : COL. STAPHYLINIDAE
- 95: *Lathrobium longulum* : COL. STAPHYLINIDAE
- 96: *Othius punctulatus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 97: *Othius subuliformis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 98: *Aloconota gregaria* : COL. STAPHYLINIDAE
- 99: *Atheta laticollis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 100: *Atheta (Mocyta) fungi* : COL. STAPHYLINIDAE
- 101: *Atheta amplicollis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 102: *Stenus clavicornis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 103: *Rugilus orbiculatus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 104 : *Aleochara bipustulata* : COL. STAPHYLINIDAE
- 105: *Tachyporus hypnorum* : COL. STAPHYLINIDAE
- 106: *Tachyporus tersus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 107: Larves de Coléoptère
- 108: Larves de Diptère
- 109: Larves de Lépidoptère
- 110: *Chelidurella sp.* : DERMATERE

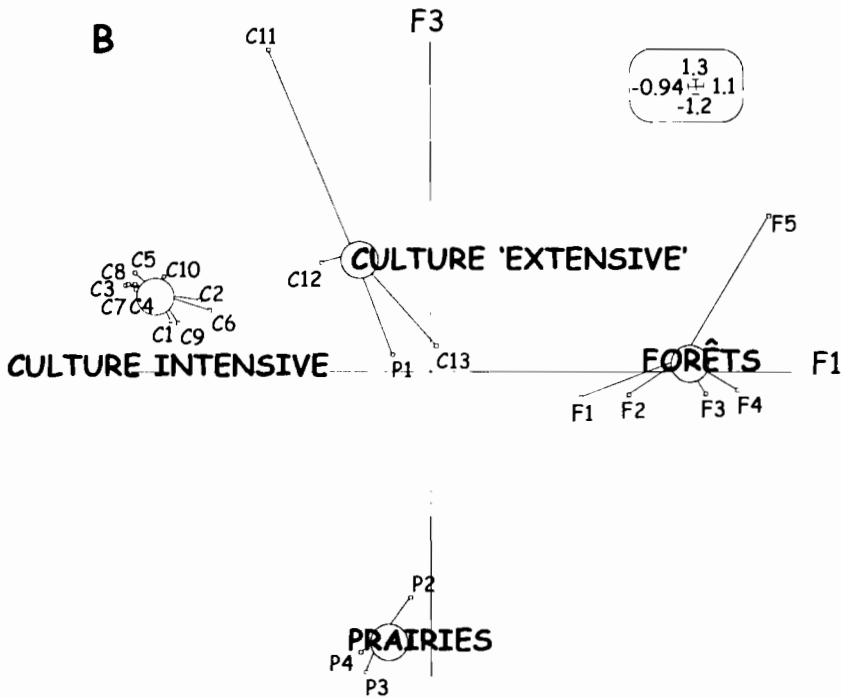
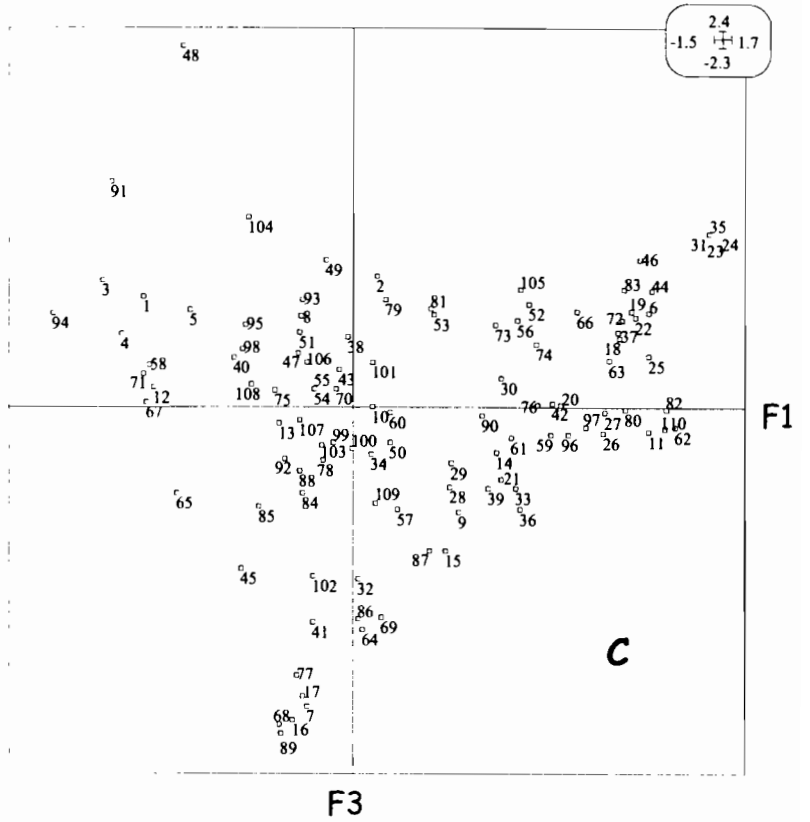
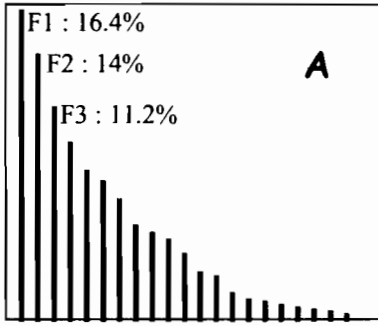


Figure VI.2.1 (Suite) : Ordination des sites et des variables (AFC réalisée sur 22 sites × 110 taxons).
A) Valeurs propres, B) carte factorielle des sites sur le plan factoriel F1 × F3, C) carte factorielle des taxons sur le plan factoriel F1 × F3.

VI.2.2.2 Typologie des stations

Une classification hiérarchique réalisée sur le même tableau de données permet de constituer quatre groupes de stations (figure VII.2.2) :

- groupe 1 : les stations soumises au système de culture intensifiée de Feucherolles (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9 et C10)
- groupe 2 : les stations cultivées exploitées moins intensivement (C12, C11 et C13) et une station de prairie (P1)
- groupe 3 : les stations de forêt « naturelles » ne subissant pas de perturbations importantes (F1, F2, F3, F4 et F5)
- groupe 4 : des prairies permanentes fauchées et pâturées de manière extensive (P2, P3 et P4)

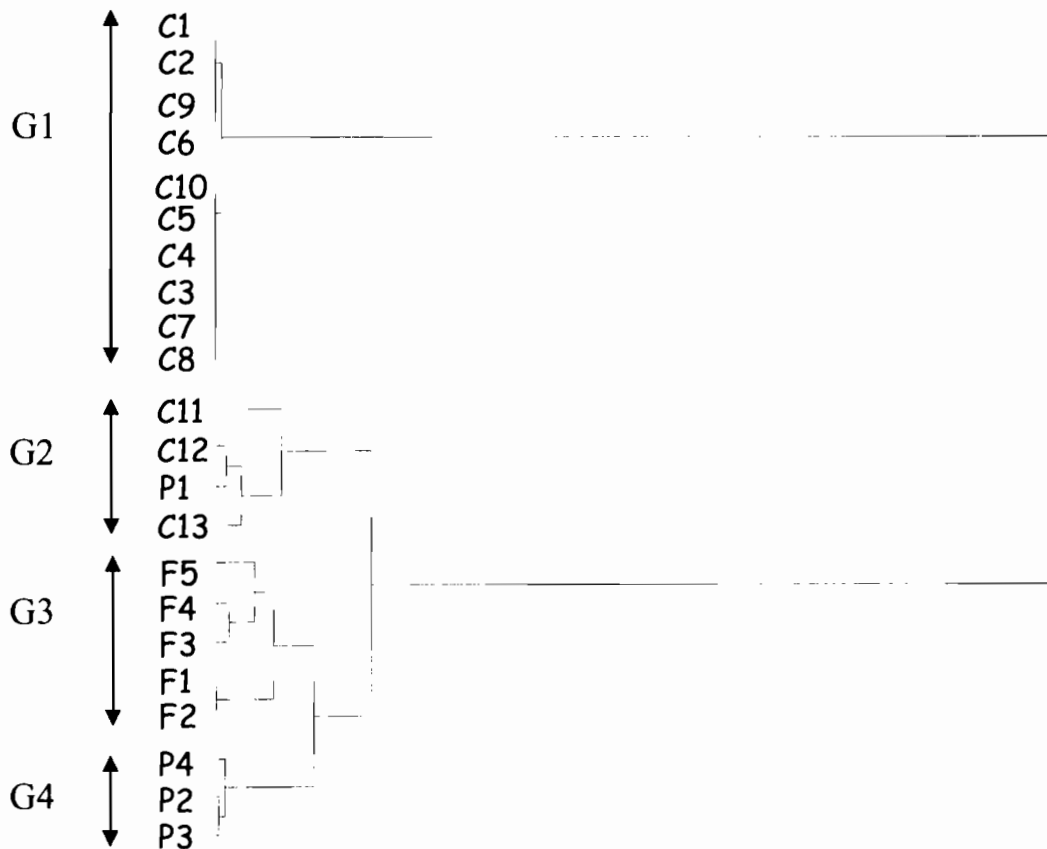


Figure VI.2.2 : Classification hiérarchique (distance euclidienne, méthode de Ward) des 22 stations réalisée sur les résultats de l'AFC.

VI.2.2.3 *Structure des communautés*

La densité, maximale dans les forêts (groupe 3, 405.5 ind.m⁻²), diminue avec l'intensification de l'usage du sol : 204,3 ind.m⁻² dans les prairies permanentes (groupe 4), 135,7 ind.m⁻² en moyenne dans les cultures peu intensives du groupe 2 et 121,5 ind.m⁻² dans les cultures intensives de la Beauce (groupe 1) (figure VII.2.3 A et tableau VII.2.1). Les forêts présentent une richesse taxonomique significativement plus importante (37 taxons en moyenne) que les grandes cultures du groupe 1 (16 taxons). Les groupes 2 et 4 possèdent une richesse taxonomique de 32 et 25 taxons respectivement (figure VII.2.3 B et tableau VII.2.1). Le groupe 1 constitué des stations cultivées de manière intensive présente la plus faible valeur de l'indice de Shannon significativement inférieur au groupe 3 mais pas à ceux des groupes 2 et 4 (figure VII.2.4 et tableau VII.2.1).

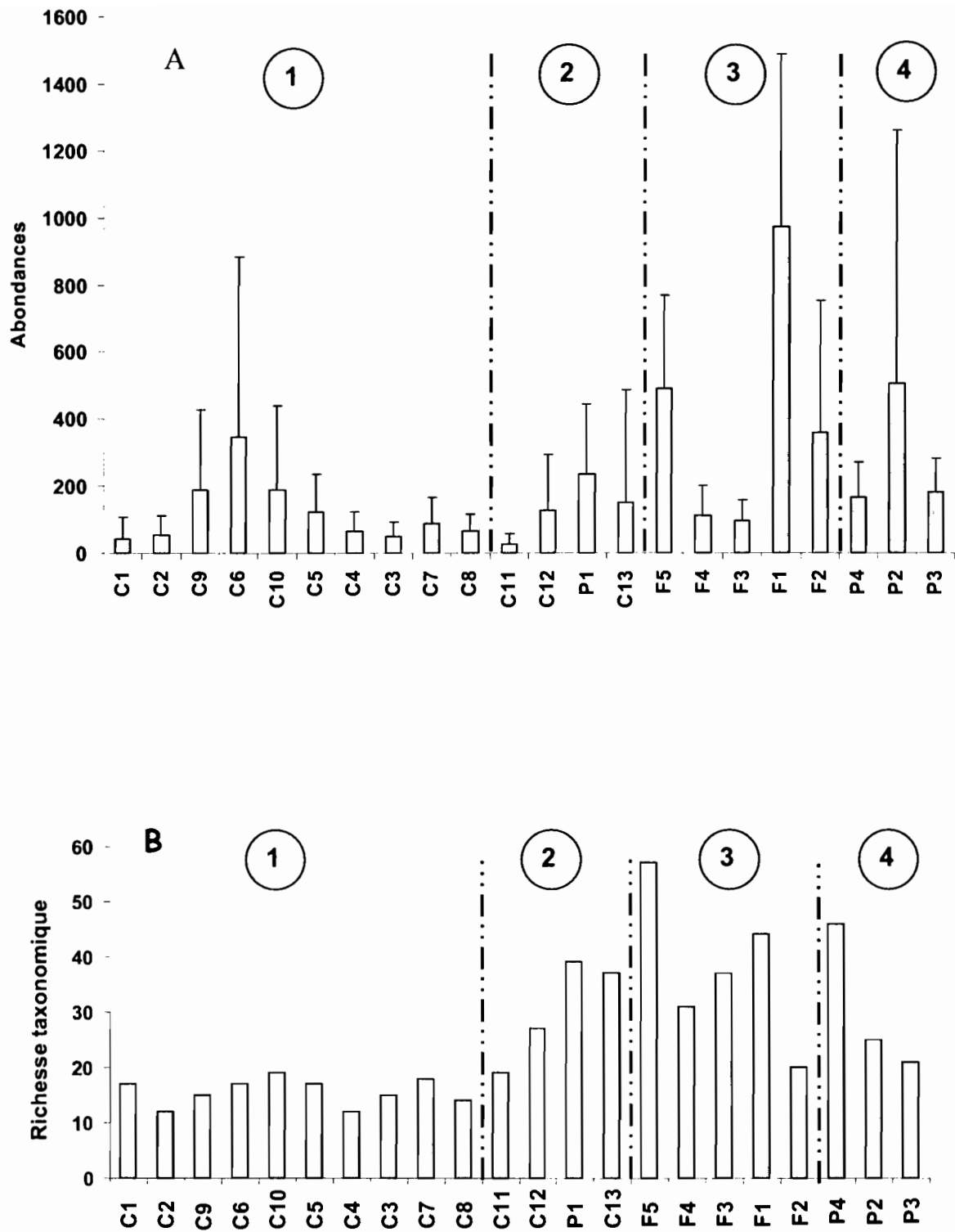


Figure VII.2.3 : A) Abondance (\pm écart type) et B) Richesse taxonomique dans les 22 sites classés selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification hiérarchique.

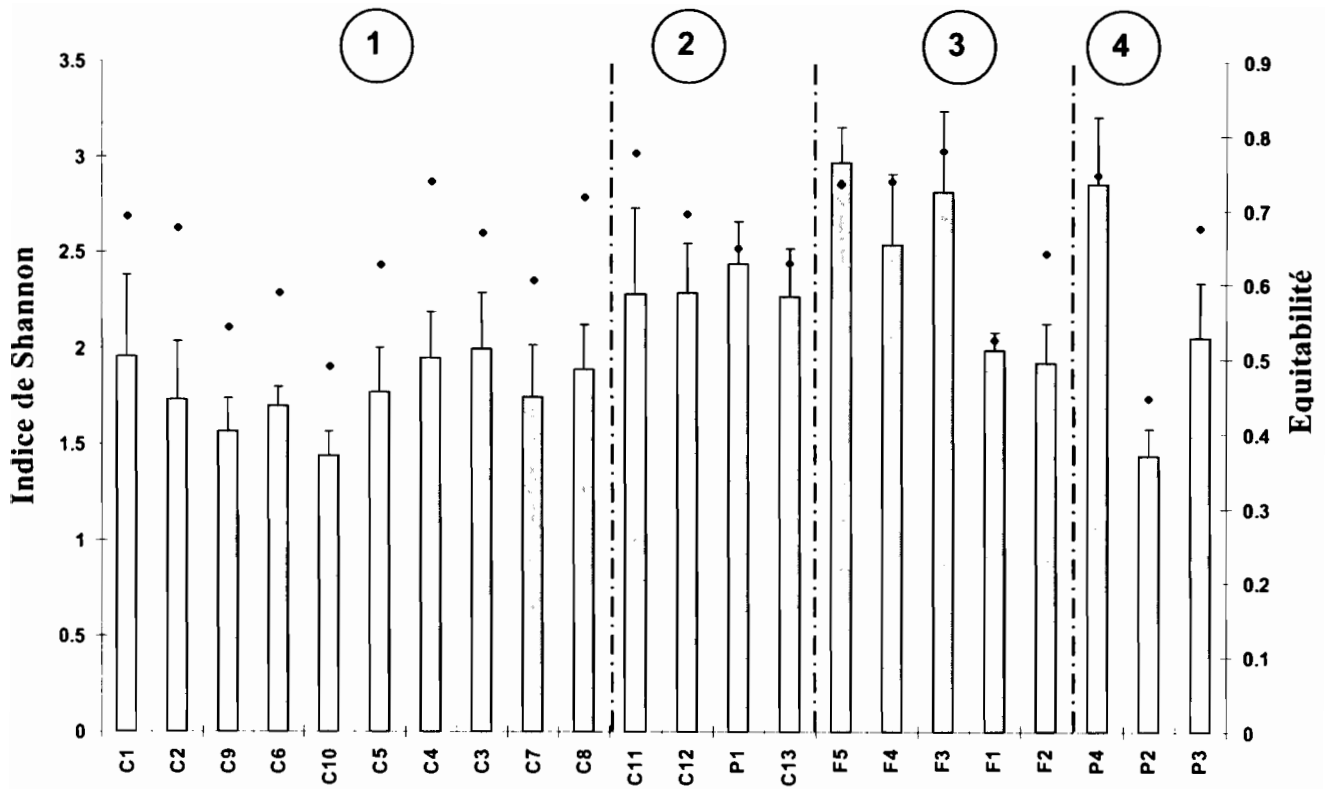


Figure VII.2.4: Indice de Shannon-Wiener et Equitabilité dans les 22 sites classés selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Champs de culture intensive ; 2 : Culture moins intensive ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies.

Tableau VI.2.1 : Résultats des ANOVA et test *a posteriori* (test de Tukey) réalisées sur les abondances, richesses taxonomiques des principaux groupes faunistiques et de l'indice de diversité des quatre groupes de stations.

A) Abondance et richesse taxonomique totales				
Indice	F	H	p	test à posteriori
Abondance	2.68		NS	
Richesse taxonomique		15.69	***	G3>G1
B) Indice de diversité de Shannon-Wiener				
Indice	F	H	p	test à posteriori
Shannon-Wiener		11.53	**	G3>G1
C) Abondance et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques				
Indice	F	H	p	test à posteriori
Coléo				
Abondance	7.28		*	G2>G1
Richesse	4.25		**	G2>G1
Gastéropodes				
Abondance		7.19	NS	
Richesse		12.39	**	G3>G1, G2 ; G4>G1, G2
Isopodes				
Abondance		13.23	**	G3>G1
Richesse		13.51	**	G3>G1
Lithobiomorpha				
Abondance		17.18	***	G3>G1
Richesse	27.73		***	G3>G4>G1 ; G3>G2>G1
Geophilomorpha				
Abondance		5.01	NS	
Richesse	3.01		NS	
Scolopendromorpha				
Abondance		12.39	**	G3>G1
Richesse		11.59	**	G3>G1
Fourmis				
Abondance		14.46	**	G3>G1
Richesse		13.94	**	G4>G1
Diplopodes				
Abondance	1.99		NS	
Richesse	7.74		NS	
Vers de terre				
Abondance		8.40	*	G1>G2 ; G4>G2
Richesse		8.78	*	G1>G2
Araneae				
Abondance	2.20		NS	
Richesse		16.82	***	G3>G2>G1

G1 : Groupe 1 ; G2 : Groupe 2 ; G3 : Groupe 3 ; G4 : Groupe 4
 NS : Non Significatif ; * : p<0.05 ; ** : p<0.01 ; *** : p<0.001

VI.2.2.4 *Composition faunistique*

La composition faunistique diffère significativement entre les groupes (fig VI.2.5 et tableau VII.2.1). Les Coléoptères sont présents partout et c'est le groupe 2 constitué par des stations assez diverses (C11, C12, P1 et C13) qui abrite la plus importante population de coléoptères (29.3 ind m². en moyenne) tandis que le groupe 1, plus homogène et regroupant des champs cultivés de manière intensive, présente l'abondance moyenne la plus faible avec une moyenne de 5.3 ind m². La richesse taxonomique suit la même tendance avec un nombre de taxons de coléoptères significativement plus abondant au sein du groupe 2 que dans les stations qui constituent le groupe 1.

L'abondance de Gastéropodes ne présente pas de différences significatives entre les groupes de sites malgré des valeurs un peu plus élevées dans les groupes 3 et 4. La richesse taxonomique des groupes 3 et 4 est significativement plus importante que celle des groupes 1 et 2.

Les Isopodes sont présents uniquement dans les stations des groupes 3 et 4 mais il n'existe pas de différences significatives du point de vue statistique entre ces deux groupes. La richesse taxonomique ne présente pas non plus de différences significatives entre ces deux groupes.

D'une manière générale, les chilopodes sont mieux représentés dans les groupes 3 et 4 malgré des différences entre les divers sous groupes. Ainsi l'ordre des Lithobiomorpha présente une abondance significativement supérieure dans le groupe 3. La richesse taxonomique est très variable en fonction des groupes considérés. Des différences statistiquement significatives ont été trouvées entre tous les groupes à l'exception des groupes 2 et 4. Les chilopodes de l'ordre Geophilomorpha sont mieux représentés en terme d'abondance et de richesse taxonomique dans les groupes 3 et 4 que dans les autres groupes. Finalement l'abondance et la richesse taxonomique des chilopodes Scolopendromorpha, présents uniquement dans les groupes 3 et 4, ne présentent pas de différences significatives.

Les Fourmis sont présentes uniquement dans les stations des groupes 2, 3 et 4. L'abondance et la richesse taxonomique de ces groupes ne présentent pas de différences significatives entre elles.

Les Diplopodes ne présentent pas de différences statistiquement significatives entre les groupes, ni pour l'abondance ni pour la richesse taxonomique entre les différents groupes de stations.

Les Vers de terre sont moins abondants dans le groupe 2 ($p < 0,05$) que dans tous les autres groupes, mais leur richesse spécifique est seulement inférieure à celle du groupe 1.

Les Araignées sont bien représentées dans tous les groupes en terme d'abondance. La richesse taxonomique est cependant significativement plus importante dans le groupe 2 et 3 que dans le groupe 1.

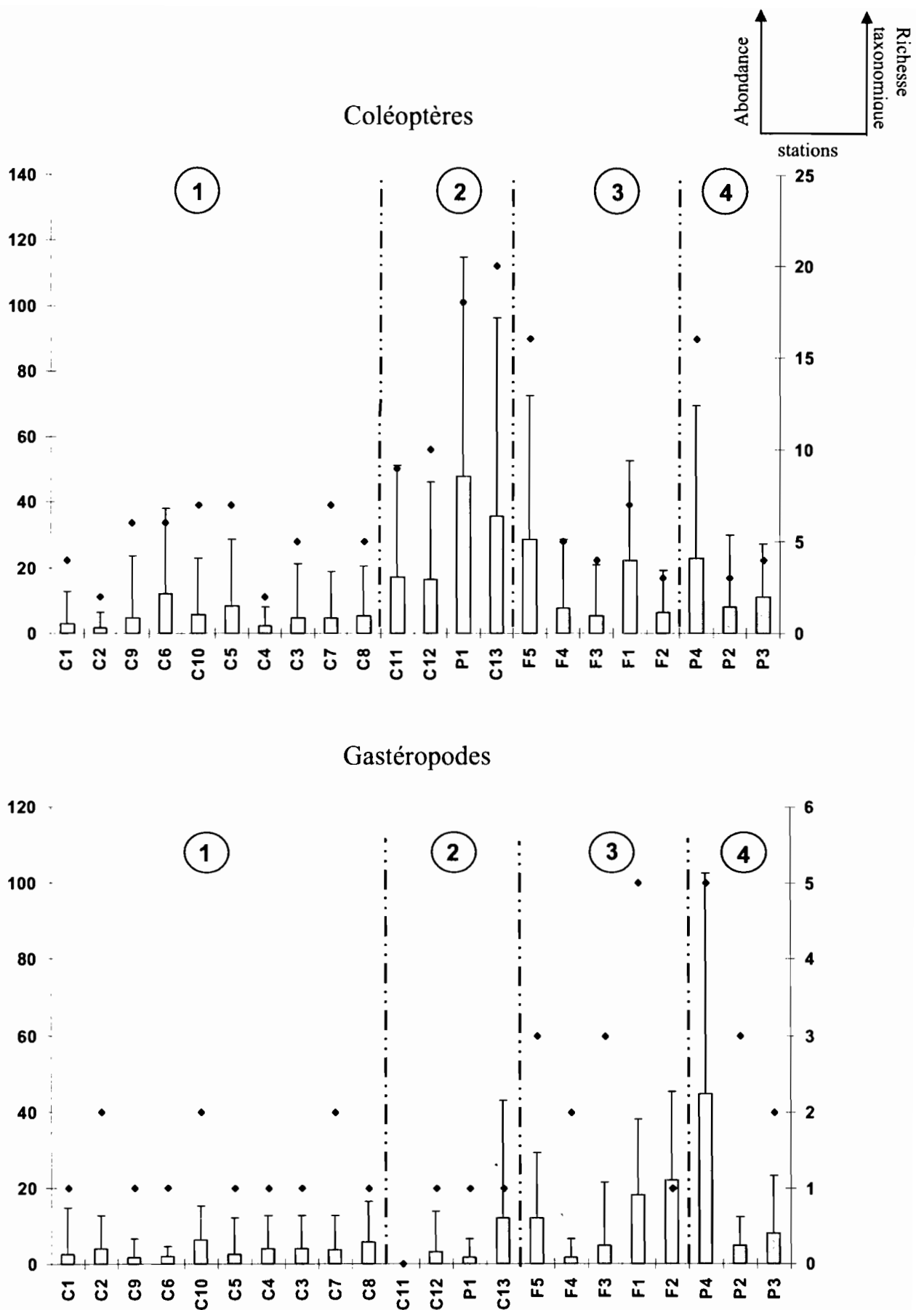


Figure VII.2.5 : Abondance et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques dans les 22 stations classées selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Cultures intensives ; 2 ; Cultures moins intensives ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies.

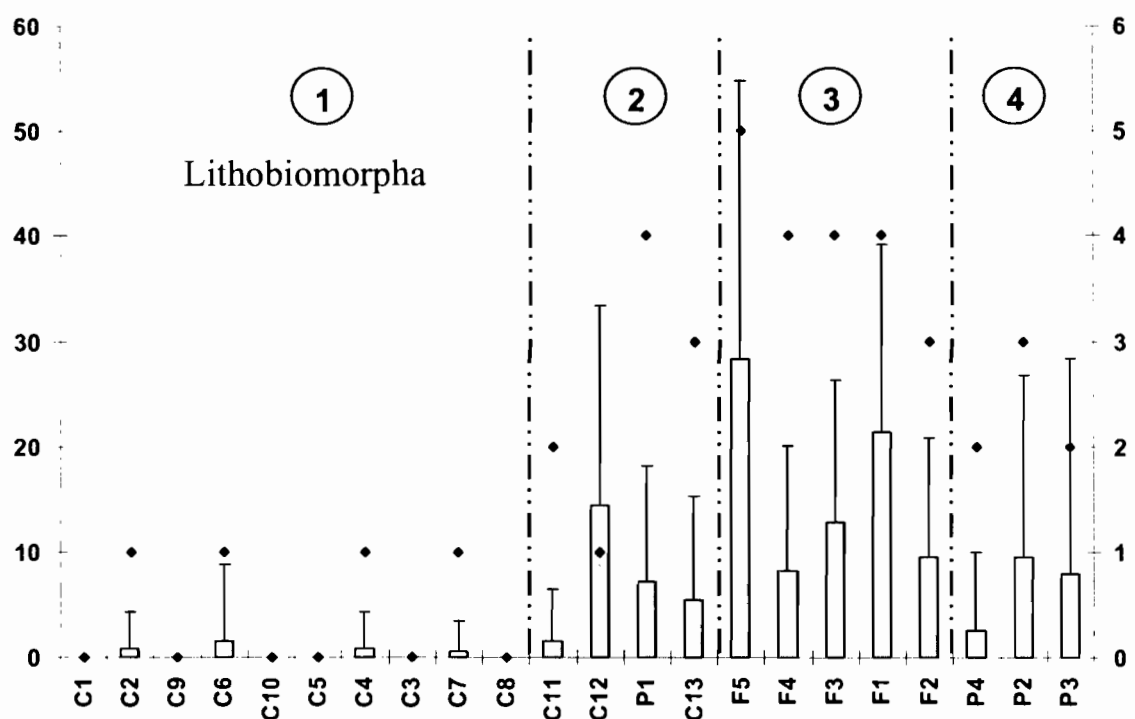
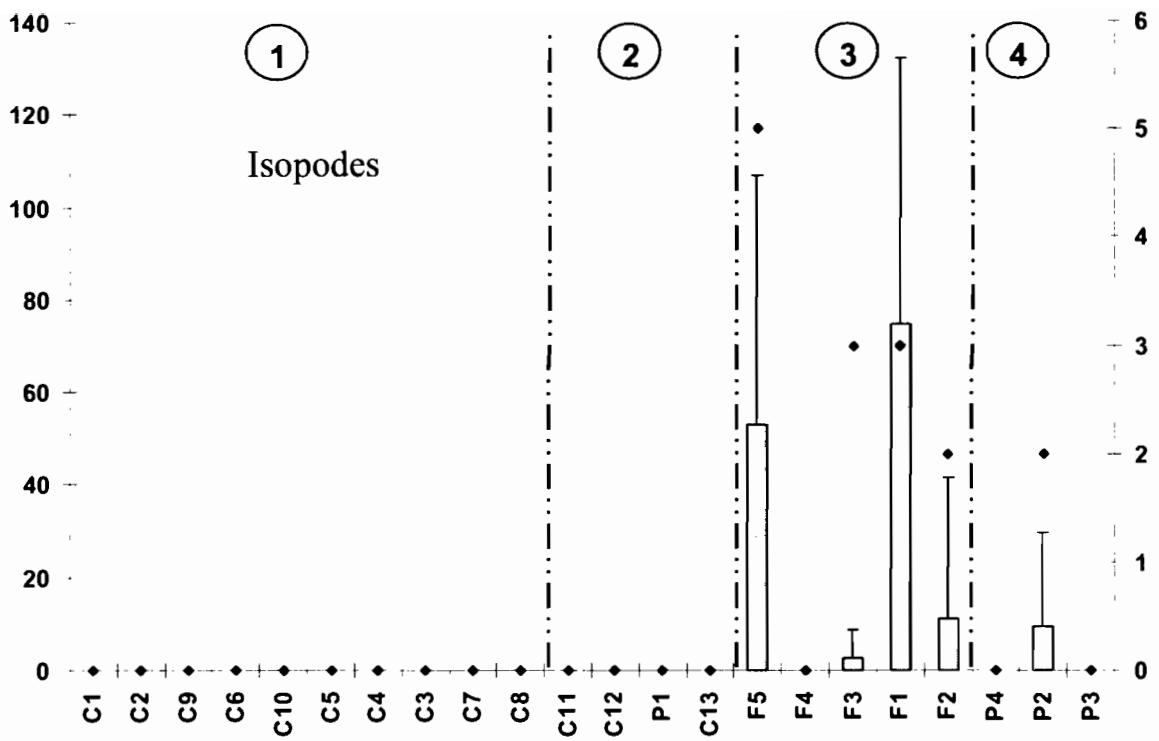


Figure VII.2.5 (suite) : Abondance (\pm ET) et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques dans les 22 stations classées selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Cultures intensives ; 2 ; Cultures moins intensives ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies.

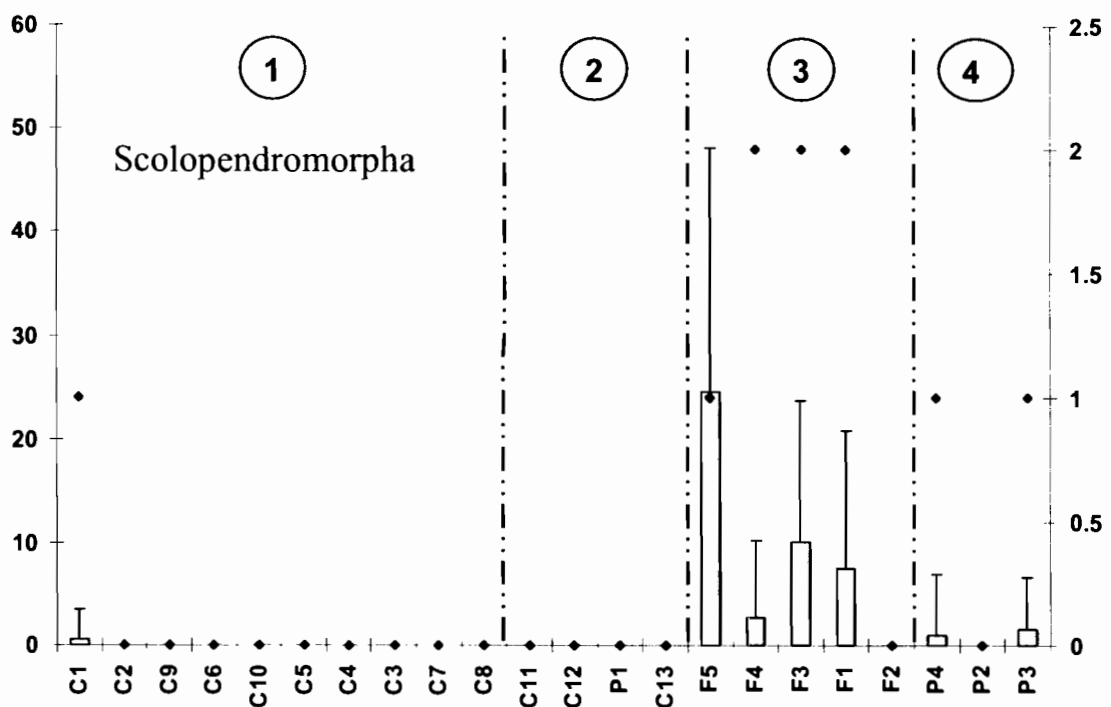
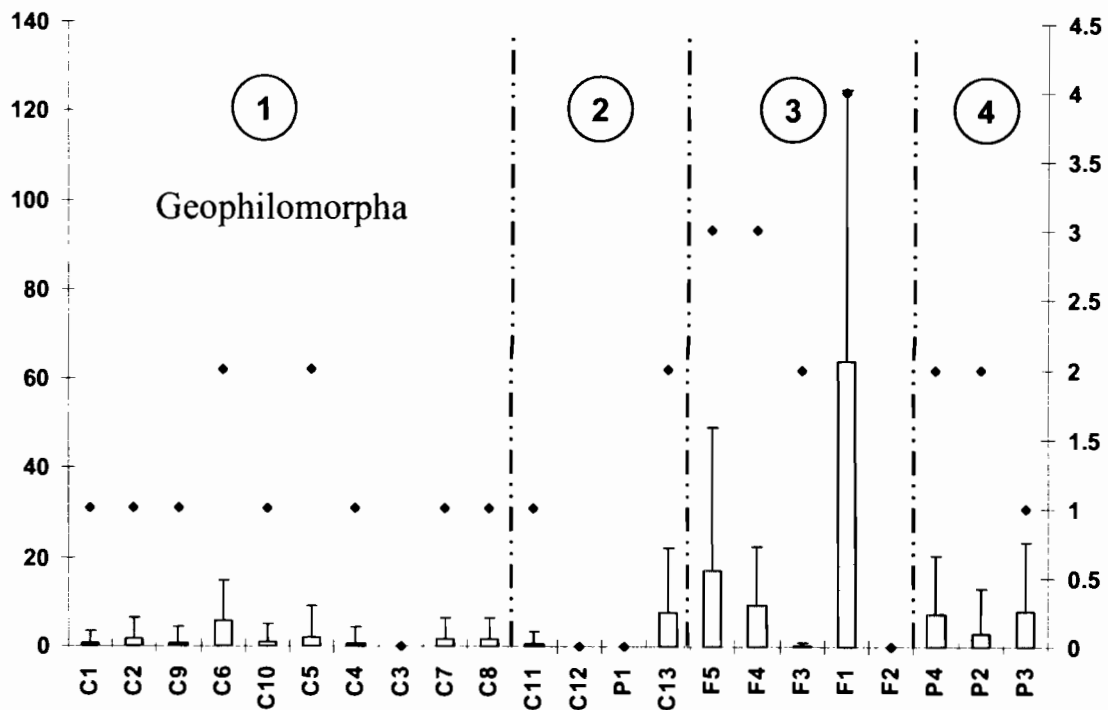


Figure VII.2.5 (suite) : Abondance (\pm ET) et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques dans les 22 stations classées selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Cultures intensives ; 2 ; Cultures moins intensives ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies.

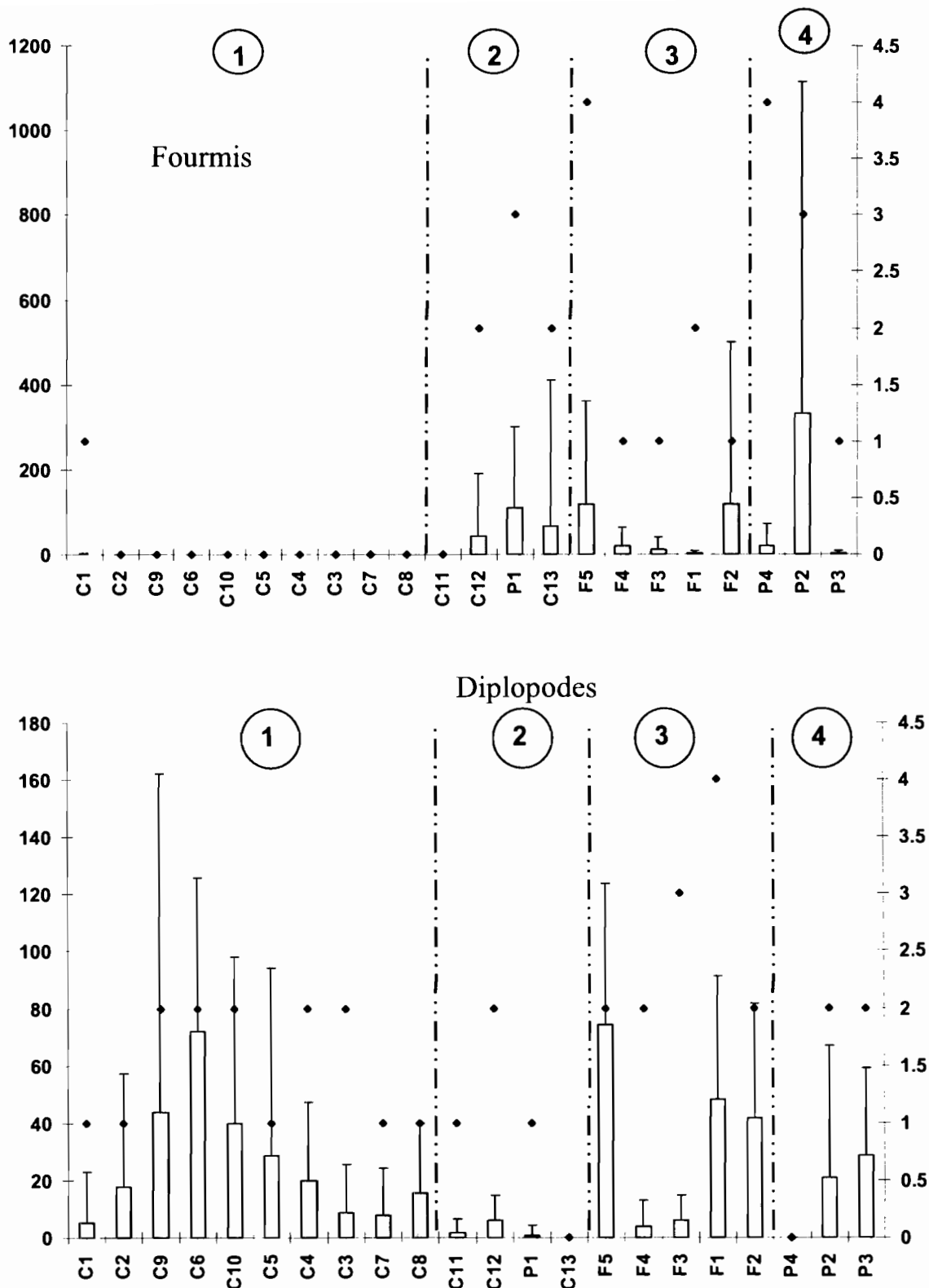


Figure VII.2.5 (suite) : Abondance (\pm ET) et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques dans les 22 stations classées selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Cultures intensives ; 2 ; Cultures moins intensives ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies.

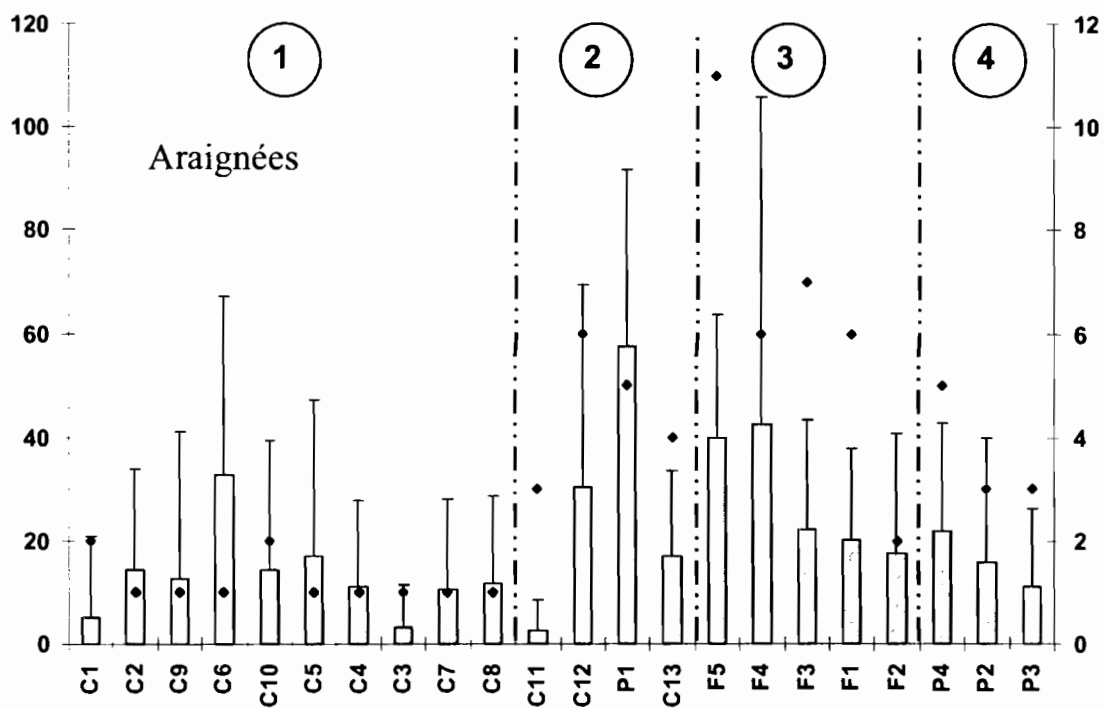
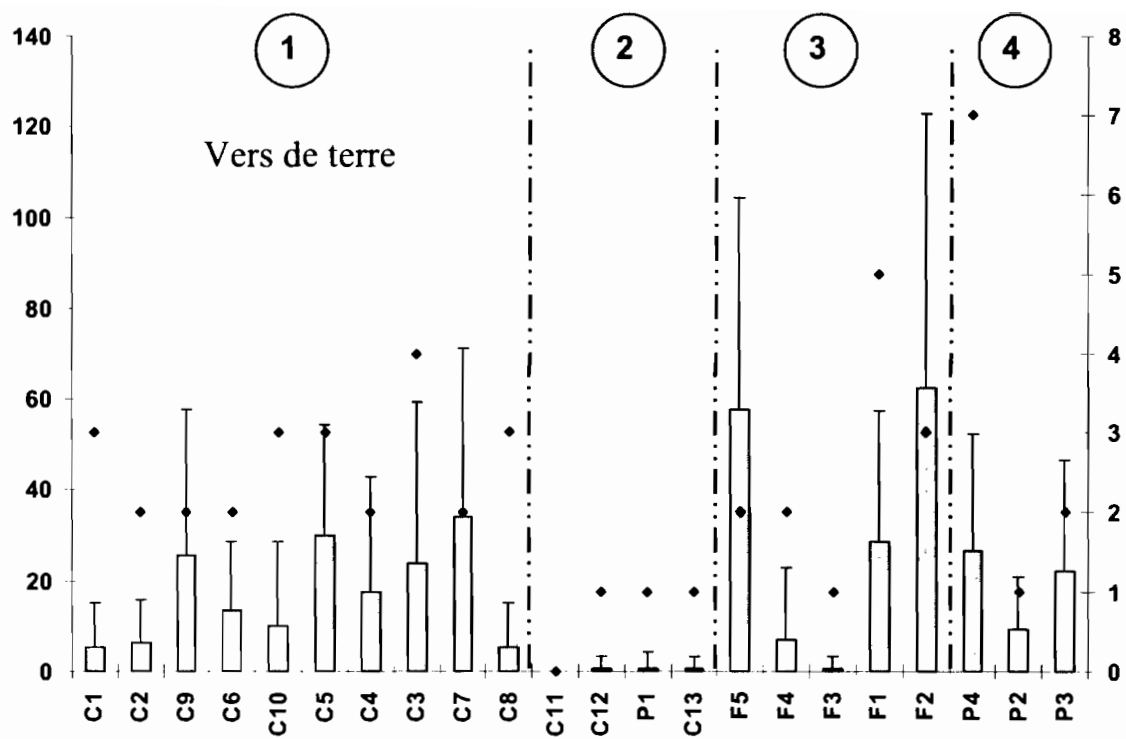


Figure VII.2.5 (suite) : Abondance (\pm ET) et richesse taxonomique des principaux groupes faunistiques dans les 22 stations classées selon les quatre ensembles faunistiques obtenus par la classification. 1 : Cultures intensives ; 2 : Cultures moins intensives ; 3 : Forêts ; 4 : Prairies.

VI.2.2.5 Caractéristiques faunistiques des groupes des stations

L'analyse de l'abondance relative et de l'occurrence des taxons dans chaque groupe de stations a mis en évidence l'existence d'une typologie des sites bien définie (tableau VII.2.2).

Un premier ensemble est constitué par les taxons les plus abondants dans le groupe de stations 3. Ce sont des taxons qui se trouvent dans les milieux forestiers avec une fréquence importante. Ce sont notamment les Chilopodes de l'ordre Lithobiomorpha, les Isopodes, des Araignées de la famille Hahniidae, Agelenidae, Philodromidae, Theridiidae, Dysderidae et Araneidae, des Vers de terre épigés comme *Dendrobaena octaedra*, *D. attemsi* ou *Lumbricus rubellus*, la plupart des familles de Diplopodes (Iulidae, Glomeridae et Craspedosomidae) et les Pseudoscorpions.

Les stations du groupe 4 sont caractérisées principalement par une liste de taxons qui présentent une abondance relative et une fréquence d'apparition maximale dans ces stations. Ce sont des taxons inféodés aux prairies permanentes : des Coléoptères appartenant à la famille des Staphylinidae (*Quedius nitipennis*, *Tachinus signatus*, *Tachyporus dispar*), des Vers de terre anéciques comme *Lumbricus terrestris*, endogés (*Octolasion cyaneum*) et épigés (*Lumbricus castaneus*), des Araignées de la famille Tetragnathidae, certaines espèces de Fourmis (*Lasius niger*, *Myrmica scrabinodis*) et des Gastéropodes qui n'ont été trouvés que dans ces stations (*Arion circumscriptus* et *Cochlicopa lubrica s.l.*) principalement.

Un troisième ensemble de taxons apparaissent associés aux sols cultivés de manière intensive des stations du groupe 1: des Coléoptères de petite taille appartenant aux familles Carabidae (*Trechus obtusus*, *Bembidion negricorne*) et Staphylinidae (*Lathrobium fulvipenne*, *Atheta fungi*), des Vers de terre endogés (*Aporrectodea sp.*, *Allolobophora rosea*), les larves de Diptère, des Araignées de la famille Clubionidae et Lynphiidae et des Diplopodes de la famille Polydesmidae.

Les stations appartenant au groupe 2 rassemblent des champs et des prairies, il s'agit d'un groupe de transition entre les milieux très intensifiés et ceux avec un degré d'intensification plus légère. Ce groupe de stations est caractérisé principalement par des coléoptères de la famille Staphylinidae (*Tachyporus tersus*, *Aleochara bipustulata*, *Philonthus carbonarius*, *Rugilus orbiculatus*, *Amischa sp.* et *Xantholinus linearis*), des petits coléoptères de la famille Carabidae (*Dischyrius sp.*, *Bembidion sp.*, *Dromius sp.* et *Trechus obtusus*), des araignées de la famille Lycosidae et Thomisidae, des coléoptères phytophages (*Tytthaspis sedecimpunctata*, *Phyllotreta vittula* et des coléoptères de la famille Curculionidae) et des Hétéroptères (*Emblethis sp.*, *Kalama tricornis*).

Un dernier groupe de taxons fréquents sur l'ensemble des sites échantillonnés ne montre pas une affinité précise par un groupe de sites ou un autre. C'est le cas des larves de Coléoptères et de Lépidoptères, les chilopodes du genre *Lithobius* et *Geophilus*, les Homoptères, les limaces de la famille Limacidae, les araignées de la famille Liocranidae et quelques espèces de coléoptères Staphylinidae (*Atheta amplicollis*, *Aloconota gregaria*, *Oxypoda opaca*).

Tableau VII.2.2 : Classification des taxons selon l'occurrence et l'abondance relative entre les quatre groupes de stations. Classes d'occurrence : ● : <10% ; ●● : 10-24% ; ●●● : 25-49% ; ●●●● : 50-74% ; ●●●●● : >75%. Classes d'abondance : * : <10% ; * : 10-24% ; * : 25-49% ; * : 50-74% ; * : >75%. - : taxon absent (% de la densité totale).

Taxon	Groupes de stations				% de l'effectif total
	1 DVB(N), DVB, F(N), F, FFOM(N), FFOM, OMG, OMG(N), T(N).	2 PL, PSL, FM, P	3 F^, FO, A, B, BT	4 ALT, C, PU	
Allolobophora	●●		●●		
<i>Cryptops hortensis</i>	●●	=	●●●●●	=	0.8
<i>Lithobius tricuspis</i>	-	-	●●●●●	●●●	0.6
<i>Myrmecina graminicola</i>	-	●●●	●●	-	0.5
<i>Trichoniscus pusillus</i>	-	-	●●●●●	●●●	1.7
<i>Chelidurella sp.</i>	-	-	●●●	-	<0.1
<i>Othius punctulatus</i>	-	-	●●●●	-	0.2
Hahniidae	-	-	●●●●	-	0.3
Agelenidae	-	-	●●●●●	-	0.4
Philodromidae	-	-	●●●	-	<0.1
<i>Dendrobaena octaedra</i>	-	-	●●●●●	-	2.7
<i>Dendrobaena attemsi</i>	-	-	●●	-	0.1
Craspedosomidae	-	-	●●	-	0.3
Glomeridae	-	-	●●●●	-	0.2
<i>Stenamma petiolatum</i>	-	-	●●●	-	0.4
<i>Haplophilus subterraneus complanata-</i>			●●	-	0.2
<i>Lithobius macilentus</i>	-	-	●●	-	0.1
<i>Lithobius crassipes</i>	-	-	●●●●	-	<0.1
<i>Neobisium simile</i>	-	-	●●●●●	-	0.1
<i>Philoscia affinis</i>	-	-	●●	-	<0.1
<i>Eluma purpurascens</i>	-	-	●●	-	0.3
<i>Oniscus asellus</i>	-	-	●●●●	-	0.6
Aegopinella	-	-	●●●	-	<0.1
<i>Discus rotundatus</i>	-	-	●●●●	-	0.3
<i>Bothniopterus sp.</i>	-	-	●●●	-	<0.1
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>	-	-	●●●	-	0.1
<i>Stenus impressus</i>	-	●●●●	●●●	●●●	<0.1
Theridiidae	-	●●●●	●●●●	●●●	0.2
<i>Necrophloeophagus flavus</i>	●●●	●●●	●●●●	●●●	1.2
<i>Tachyporus hypnorum</i>	-	●●●●●	●●	-	0.1
Stemorrhyncha	-	●●●●●	●●●	-	0.1
<i>Myrmica ruginodis</i>	-	●●●	●●●●●	●●●●	7.6
<i>Lithobius microps</i>	●●	●●●●	●●●●●	-	0.7
Dysderidae	-	●●●	●●●	-	0.2
Araneidae	-	●●●●	●●●●●	●●●	0.2
<i>Lumbricus rubellus</i>	-	●●●	●●	●●●	0.2
<i>Othius subuliformis</i>	-	-	●●●●●	●●●	0.2
<i>Cryptops parisi</i>	-	-	●●●●	●●●●	0.4
<i>Brachygeophilus truncorum</i>	-	-	●●●	●●●	0.2

Taxon	Groupes de stations				% de l'effectif total
	1 DVB(N), DVB, F(N), F, FFOM(N), FFOM, OMG, OMG(N) . T(N).	2 PL, PSL, FM, P	3 F^, FO, A, B, BT	4 ALT, C, PU	
Schendyla	●●●●	●●●	●●●●●	-	0.9
<i>Atheta laticollis</i>	●●	-	●●	●●●	0.1
<i>Arion intermedius</i>	●●	●●●●	●●●●●	●●●●	1.1
Iulidae	●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●	5.1
<i>Philoscia sp.</i>	-	-	●●●●●	●●●	0.8
<i>Deroceras sp.</i>	●●	-	●●	●●●	<0.1
<i>Asaphidion stierlini</i>	●●	-	●●	-	<0.1
<i>Quedius nitipennis</i>	-	●●●	●●	●●●●●	0.2
<i>Tachinus signatus</i>	-	-	●●	●●●●●	0.1
<i>Octolasion cyaneum</i>	-	-	●●	●●●●	0.2
<i>Lumbricus castaneus</i>	-	-	●●	●●●●	0.5
<i>Lumbricus terrestris</i>	●●●	●●●	-	●●●●	0.3
<i>Lasius niger</i>	●●	●●●	-	●●●	0.3
Tetragnathidae	-	●●●	-	●●●●●●	0.3
<i>Myrmica scabrinodis</i>	-	●●●●	-	●●●●●●	13.6
<i>Tachyporus dispar</i>	-	-	-	●●●●●	0.2
<i>Allolobophora sp.</i>	-	-	-	●●●●	0.2
<i>Cochlicopa lubrica sl</i>	-	-	-	●●●●●	0.1
<i>Arion circumscriptus</i>	-	-	-	●●●●●●	0.4
<i>Clivina fossor</i>	-	-	-	●●●●●	0.4
<i>Stenus clavicornis</i>	-	●●●	-	●●●●	0.1
<i>Xantholinus longiventris</i>	-	●●●●●	-	●●●	0.1
Homoptères	-	●●●●	●●	●●●	0.2
<i>Philonthus cognatus</i>	●●	●●●●	-	●●●	0.1
<i>Deroceras reticulatum</i>	●●●●●	●●●●	●●	●●●	2.4
Larves lépidoptère	●●	●●●●	●●●	●●●●●	0.8
<i>Oxypoda opaca</i>	●●●	-	●●●	●●●●	0.3
<i>Geophilus electricus</i>	●●	-	●●	●●●●	0.6
Larves coléoptères	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	12.5
<i>Lithobius sp.</i>	●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	1
<i>Lithobius muticus</i>	-	●●●	●●	●●●●	0.4
<i>Arion sp.</i>	-	-	●●●	●●●●	0.3
<i>Geophilus sp.</i>	-	●●●	●●●	●●●	0.1
<i>Pterostichus sp.</i>	-	●●●●	●●●	●●●	0.2
<i>Atheta amplicollis</i>	●●	●●●	●●●	-	0.1
Liocranidae	-	●●●●	●●●	-	<0.1
<i>Apion sp.1</i>	-	●●●●	●●	-	<0.1
<i>Aloconota gregaria</i>	●●●●	●●●●●	●●	-	0.3
<i>Lathrobium longulum</i>	●●	●●●●	●●	-	<0.1
<i>Trechus quadristriatus</i>	●●●●	●●●	●●	-	0.5
<i>Lathrobium fulvipenne</i>	●●●●	-	-	-	<0.1

Taxon	Groupes de stations				% de l'effectif total
	1 DVB(N), DVB, F(N), F, FFOM(N), FFOM, OMG, OMG(N) . T(N).	2 PL, PSL, FM, P	3 F^, FO, A, B, BT	4 ALT, C, PU	
Polydesmidae	●●●●●	●●●●	3.5
<i>Atheta fungi</i>	●●	●●●	●●	●●●	0.2
Clubionidae	●●	●●●	●●●	-	0.1
Lyniphidae	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	4.4
Larves de diptère	●●●●●	●●●●●	●●●●●	9.4
<i>Allolobophora rosea</i>	●●●●●	●●●	0.4
<i>Aporrectodea sp.</i>	●●●●●	-	...	●●●●●	3
<i>Bembidion negricorne</i>	●●●	●●●	-	-	<0.1
<i>Trechus obtusus</i>	●●●●	●●●●	-	-	0.3
<i>Tachyporus tersus</i>	-	●●●●●	-	-	<0.1
<i>Aleochara bipustulata</i>	-	●●●●●	-	-	<0.1
<i>Emblethis sp.</i>	-	●●●	-	-	<0.1
<i>Kalama tricornis</i>	-	●●●	-	-	<0.1
<i>Melanophthalma curticollis</i>	-	●●●●●	-	-	<0.1
<i>Phyllotreta vittula</i>	-	●●●	-	-	<0.1
<i>Tythaspis sedecimpunctata</i>	-	●●●●●	-	-	0.6
<i>Lasius platythorax</i>	-	●●●●●	4.2
<i>Curculionide 1</i>	-	●●●●	●●	-	<0.1
<i>Philonthus carbonarius</i>	-	●●●	-	●●●	<0.1
Lycosidae	●●	●●●●	●●●●●	1.3
Anthribiidae	-	●●●	●●	●●●	0.2
<i>Rugilus orbiculatus</i>	-	●●●●●	-	●●●	0.1
<i>Lamyctes fluvicornis</i>	●●	●●●●●	-	●●●	0.6
Thomisidae	-	●●●●●	-	0.5
Hydrophilidae	-	●●●●●	●●	●●●	0.2
<i>Dromius sp.</i>	-	●●●●●	●●	●●●	0.2
<i>Amischa sp</i>	●●	●●●●●	●●	-	0.4
<i>Xantholinus linearis</i>	●●●	●●●	-	-	0.1
<i>Bembidion sp.</i>	●●●●	●●●●●	●●	-	0.3
<i>Dyschirius sp.</i>	●●	●●●	-	-	<0.1

Liste des taxons du tableau VI.2.2 et grand groupe auquel ils appartiennent.

Taxons	Grand groupe	Taxons	Grand groupe
<i>Allolobophora chlorotica</i>	VER DE TERRE	<i>Stenus impressus</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Cryptops hortensis</i>	CHILOPODE	Theridiidae	ARAIGNEE
<i>Lithobius tricuspis</i>	CHILOPODE	<i>Necrophloeophagus flavus</i>	CHILOPODE
<i>Myrmecina graminicola</i>	FOURMI	<i>Tachyporus hypnorum</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Trichoniscus pusillus</i>	ISOPODE	Sternorrhyncha	HOMOPTERE
<i>Chelidurella sp.</i>	DERMAPTERE	<i>Myrmica ruginodis</i>	FOURMI
<i>Othius punctulatus</i>	COL. STAPHYLINIDAE	<i>Lithobius microps</i>	CHILOPODE
Hahniidae	ARAIGNEE	Dysderidae	ARAIGNEE
Agelenidae	ARAIGNEE	Araneidae	ARAIGNEE
Philodromidae	ARAIGNEE	<i>Lumbricus rubellus</i>	VER DE TERRE
<i>Dendrobaena octaedra</i>	VER DE TERRE	<i>Othius subuliformis</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Dendrobaena attemsi</i>	VER DE TERRE	<i>Cryptops parisi</i>	CHILOPODE
Craspedosomidae	DIPLOPODE	<i>Brachygeophilus truncorum</i>	CHILOPODE
Glomeridae	DIPLOPODE	<i>Schendyla nemorensis</i>	CHILOPODE
<i>Stenamma petiolatum</i>	FOURMI	<i>Atheta laticollis</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Haplophilus subterraneus</i>	CHILOPODE	<i>Arion intermedius</i>	GASTEROPODE
<i>Lithobius macilentus</i>	CHILOPODE	Iulidae	DIPLOPODE
<i>Lithobius crassipes</i>	CHILOPODE	<i>Philoscia sp.</i>	ISOPODE
<i>Neobisium simile</i>	PSEUDOSCORPION	<i>Deroceras sp.</i>	GASTEROPODE
<i>Philoscia affinis</i>	ISOPODE	<i>Asaphidion stierlini</i>	COL. CARABIDAE
<i>Eluma purpurascens</i>	ISOPODE	<i>Quedius nitipennis</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Oniscus asellus</i>	ISOPODE	<i>Tachinus signatus</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Aegopinella nitidula</i>	GASTEROPODE	<i>Octolasion cyaneum</i>	VER DE TERRE
<i>Discus rotundatus</i>	GASTEROPODE	<i>Lumbricus castaneus</i>	VER DE TERRE
<i>Bothniopterus sp.</i>	COL. CARABIDAE	<i>Lumbricus terrestris</i>	VER DE TERRE
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>	COL. CARABIDAE	<i>Lasius niger</i>	FOURMI

Taxons	Grand groupe	Taxons	Grand groupe
Tetragnathidae	ARAIGNEE	Polydesmidae	DIPLOPODE
<i>Myrmica scabrinodis</i>	FOURMI	<i>Atheta fungi</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Tachyporus dispar</i>	COL. STAPHYLINIDAE	Clubionidae	ARAIGNEE
<i>Allolobophora sp.</i>	VER DE TERRE	Lyniphidae	ARAIGNEE
<i>Cochlicopa lubrica</i>	GASTEROPODE	Larves de diptères	LARVES DIPTERE
<i>Arion circumscriptus</i>	GASTEROPODE	<i>Allolobophora rosea</i>	VER DE TERRE
<i>Clivina fossor</i>	COL. CARABIDAE	<i>Aporrectodea sp.</i>	VER DE TERRE
<i>Stenus clavicornis</i>	COL. STAPHYLINIDAE	<i>Bembidion negricorne</i>	COL. CARABIDAE
<i>Xantholinus longiventris</i>	COL. STAPHYLINIDAE	<i>Trechus obtusus</i>	COL. CARABIDAE
Homoptères	HOMOPTERE	<i>Tachyporus tersus</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Philonthus cognatus</i>	COL. STAPHYLINIDAE	<i>Aleochara bipustulata</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Deroceras reticulatum</i>	GASTEROPODE	<i>Emblethis sp.</i>	HETEROPTERE
Larves lépidoptères	LARVES LEPIDOPTERE	<i>Kalama tricornis</i>	HETEROPTERE
<i>Oxypoda opaca</i>	COL. STAPHYLINIDAE	<i>Melanophthalma curticolis</i>	COL. LATHRIDIIDAE
<i>Geophilus electricus</i>	CHILOPODE	<i>Phyllotreta vittula</i>	COL. CHRYSOMELIDAE
Larves coléoptères	LARVES COLEOPTERES	<i>Tytthaspis sedecimpunctata</i>	COL. COCCINELIDAE
<i>Lithobius sp.</i>	CHILOPODE	<i>Lasius platythorax</i>	FOURMI
<i>Lithobius muticus</i>	CHILOPODE	<i>Curculionide 1</i>	COL. CURCULIONIDAE
<i>Arion sp.</i>	GASTEROPODE	<i>Philonthus carbonarius</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Geophilus sp.</i>	CHILOPODE	Lycosidae	ARAIGNEE
<i>Pterostichus sp.</i>	COL. CARABIDAE	Anthribiidae	ARAIGNEE
<i>Atheta amplicollis</i>	COL. STAPHYLINIDAE	<i>Rugilus orbiculatus</i>	COL. STAPHYLINIDAE
Liocranidae	ARAIGNEE	<i>Lamyctes fluvicornis</i>	CHILOPODE
<i>Apion sp. 1</i>	COL. CURCULIONIDAE	Thomisidae	ARAIGNNE
<i>Aloconota gregaria</i>	COL. STAPHYLINIDAE	Hydrophilidae	ARAIGNEE
<i>Lathrobium longulum</i>	COL. STAPHYLINIDAE	<i>Dromius sp.</i>	COL. CARABIDAE
<i>Trechus quadristriatus</i>	COL. CARABIDAE	<i>Amischa sp</i>	COL. STAPHYLINIDAE
<i>Lathrobium fulvipenne</i>	COL. STAPHYLINIDAE	<i>Xantholinus linearis</i>	COL. STAPHYLINIDAE

<i>Bembidion sp.</i>	COL. CARABIDAE	<i>Dyschirius sp.</i>	COL. CARABIDAE
----------------------	----------------	-----------------------	----------------

VI.2.3 Discussion

L'étude des peuplements de macro-invertébrés montre très clairement l'influence des perturbations introduites par les différents systèmes de gestion du sol sur les organismes. Les stations C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9 et C10 ont une faune bien différente des stations non soumises aux perturbations d'origine anthropique. Ce sont des sites faiblement peuplés (128 ind/m² en moyenne) qui présentent une communauté peu diversifiée (16 taxons) où dominent seulement quelques groupes tels les Polydesmidae, l'espèce de coléoptère Staphylinidae *Lathrobium fulvipenne* et le petit Carabidae *Bembidion negricorne*, les larves de Diptères et les Vers de terre endogés du genre *Aporrectodea sp.* et l'espèce *Allolobophora rosea* qui sont d'une part caractéristiques des milieux soumis à un labour profond (les vers de terre endogés ou le coléoptère *Bembidion negricorne*) et d'autre part, des milieux avec une teneur importante en résidus de récolte et une eutrophisation liée à l'apport d'engrais comme c'est le cas pour les Polydesmidae et les larves de Diptère. Le principal facteur ayant une influence sur la distribution et l'abondance des diptères est la quantité de matière organique morte dans le sol et son humidité (Paoletti and Bressan, 1996 ; Frouz, 1999). Hövemeyer (1992) a ainsi observé une augmentation dans la quantité et la diversité des larves de diptère dans le sol après avoir réalisé une application de litière sur un sol de forêt. Le labour se trouve parmi les facteurs les plus néfastes qui affectent l'abondance des larves de Diptère dans les agroécosystèmes (Delettre et Lagerlöff, 1992 ; Nielsen *et al.*, 1994). Il affecte directement les larves à cause de la perturbation mécanique produite pendant le labour mais aussi à cause de la disparition de la couche de litière à la surface du sol qui réduit la nourriture pour les larves (Nielsen *et al.*, 1994) en plus de perturber le régime hydrique ou de modifier la pression des prédateurs. Cependant, l'application de matière organique sous forme de fumier ou compost organique augmente significativement l'abondance de diptères dans les champs (Bolger and Curry, 1980 ; D'Arcy-Burt and Blackshaw, 1991 ; Weber, 1992). Cela ajouté aux observations de Nowak (1976) selon lesquelles l'application de fertilisants inorganiques augmenterait la densité de larves de diptère dans le sol et celles de Nielsen *et al.* (1994) qui montrent que la combinaison de pesticides utilisés le plus couramment en agriculture n'a pas d'effet significatif sur les larves de diptère pourrait expliquer la forte abondance trouvée dans ces stations.

Une étude menée par Krooss et Schaefer (1998) montre que la plupart des coléoptères staphylins ne sont pas directement affectés par le labour. D'autres observations n'indiquent pas une influence négative du labour sur les staphylins vivant dans les champs (Bohac, 1988a)

et renseignent sur la possibilité d'une augmentation de leur densité dans les champs labourés par rapport aux champs sans labour (Bohac, 1988a). L'apport de fumier et de compost organique aux sols cultivés augmente la présence des staphylins ainsi que celle des coléoptères de la famille Carabidae (Bohac and Pokarzhevski, 1987), cela pourrait expliquer nos résultats.

Il semblerait que des coléoptères appartenant au genre *Lathrobium* préfèrent les sols cultivés car la végétation moins dense facilite une température plus élevée du sol ce qui permet un développement plus rapide des œufs et des larves. Des études réalisées dans des sols soumis à des systèmes de culture conventionnel et organique ont mis en évidence qu'aussi bien les coléoptères de la famille Carabidae que ceux de la famille Staphylinidae constituent les deux familles les plus communes parmi les prédateurs polyphages épigés dans les agroécosystèmes (Shah *et al.*, 2003). Il s'agit aussi de deux taxons avec une distribution très vaste (Thiele, 1977).

L'analyse multivariée et la classification permettent de séparer trois autres groupes qui correspondent aux stations regroupant les milieux de forêt non perturbés (F1, F2, F3, F4, F5) et riches en matière organique, aux stations moins intensifiées (parcelles de prairie permanente pâturées de manière extensive et fauchées : P2, P3 et P4) et aux stations cultivées soumises à des systèmes de gestion qui introduisent quelques mesures de conservation ainsi qu'une station de prairie pâturée de manière intensive (C12, P1, C11 et C13). Il semble donc y avoir une bonne concordance entre les données physico-chimiques du sol et la communauté de macro-invertébrés du sol.

Les stations cultivées de manière légèrement moins intensive ont une communauté édaphique légèrement plus abondante que le groupe 1 (137 ind/m² en moyenne), cependant le nombre de taxons récoltés est le double que ceux trouvés dans le groupe 1 (30). Ces stations hébergent principalement des espèces de coléoptères Staphylinidae (*Tachyporus tersus*, *Aleochara bipustulata*, *Xantholinus linearis*, *Rugilus orbiculatus* et *Amischa sp.*), d'autres coléoptères phytophages comme *Tytthaspis sedecimpunctata*, et de coléoptères de la famille Hydrophilidae, l'espèce de chilopode *Lamyctes fluvicornis* et les araignées de la famille Thomisidae et des Hétéroptères tels que *Kalama tricornis* ou *Emblethis sp.* La plupart de ces taxons ne se trouvent que dans ce groupe de stations. Nous retrouvons ici des représentants de la famille Staphylinidae avec un plus grand nombre d'espèces. Si bien l'étude menée par Krooss et Schaefer (1988) montre une faible influence du labour pour la plupart des coléoptères staphylins, l'absence du labour et la présence d'un couvert végétal créent des conditions de vie dans le sol que beaucoup d'espèces préfèrent. C'est le cas notamment pour

le genre *Tachyporus* et l'espèce *Xantholinus linearis* (Krooss and Schaefer, 1998) trouvés dans ces stations. Les araignées de la famille Thomisidae sont des prédatrices chasseuses qui ont un vaste nombre de proies (qui incluent les larves de lépidoptère et les hétéroptères) et qui peuvent se trouver dans de nombreuses localités (Nyfeller and Sunderland, 2003).

Les stations de prairie permanente englobent à la fois des prairies pâturées de manière extensive et des prairies fauchées. Les paramètres physico-chimiques ne font pas de différence entre ces stations de prairie et celle à pâturage plus intensif ce qui signifierait que les modifications des conditions du sol sont ressenties par les organismes plus rapidement que par les mesures physico-chimiques. Les peuplements sont constitués en moyenne de 278 ind/m² ce qui est plus du double de l'abondance retrouvée dans les stations cultivées, cependant le nombre de taxons moyen est pratiquement le même que pour les stations du groupe 2 (30-31). Les taxons inféodés à ces stations sont composés principalement de vers de terre épigés en anéciques (*Lumbricus terrestris*, *Octolasion cyaneum* et *Lumbricus castaneus*), des araignées de la famille Tetragnathidae, des gastéropodes de la famille arionidae (*Arion circumscriptus*) et de la famille Cochlicopidae (*Cochlicopa lubrica*), des fourmis de l'espèce *Lasius niger* et *Myrmica ruginodis* ainsi que par des coléoptères Staphylinidae (*Tachyporus dispar*, *Quedius nitipennis* et *Tachinus signatus*) et le coléoptère Carabidae *Clivina fossor*. Il s'agit du premier groupe dans le gradient de perturbation du sol où on trouve des vers de terre épigés et anéciques. Cela montre l'existence de conditions de vie dans le sol qui impliquent une perturbation physique très légère, une quantité importante de matière organique fraîche et un degré d'humidité relativement plus élevé que dans les champs grâce en partie à la couverture permanente du sol. Cela est ratifié par la présence des limaces et escargots présents pour la première fois en quantité importante.

Finalement, le groupe des forêts possède un grand nombre d'organismes et le plus grand nombre de taxons (38 en moyenne par site). Ce milieu est caractérisé par une importante quantité de matière organique en décomposition. Ce sont des milieux ombragés avec une humidité plus importante. Il héberge des taxons communs aux autres stations en plus d'une faune caractéristique composé par presque la totalité de diplopodes et une diversité importante de chilopodes, tous les isopodes, la majorité des vers de terre épigés, les opilions et pseudoscorpions et la plupart de familles d'araignées dont la famille Hahniidae, Agelenidae et Philodromidae qui se trouvent uniquement dans ce groupe de stations. Deux espèces de staphylins appartenant au genre *Othius* ont été retrouvées dans ce groupe de stations (*Othius punctulatus* et *Othius subuliformis*).

CHAPITRE VII :

CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES SOLS

- 1 CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES SOLS
- 2 VARIATION DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DU SOL
- 3 RELATION ENTRE LES CARACTERISTIQUES DU MILIEU
ET LES MACRO-INVERTEBRES DU SOL

VII.1 CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES SOLS

Résumé

Introduction

VII.1.1 Matériel et Méthodes

VII.1.1.1 Collecte de données

VII.1.1.2 Méthodes d'analyses physico-chimiques des sols

VII.1.1.3 Traitement de données

VII.1.2 Résultats

VII.1.2.1 Carbone organique

VII.1.2.2 Azote total

VII.1.2.3 Relation C:N

VII.1.2.4 pH

VII.1.2.5 Cations échangeables et capacité d'échange cationique

VII.1.2.6 Phosphore assimilable

VII.1.2.7 Capacité de rétention en eau

VII.1.3 Discussion

Résumé

La qualité physico-chimique du sol des 22 sites étudiés dans quatre localités de l'Auvergne, de la Bourgogne, du Centre et de l'Ile-de-France a été analysée pour déceler d'éventuels impacts d'origine anthropique. La mesure au laboratoire de quatorze paramètres décrivant l'acidité, la texture, les caractères hydriques, les nutriments et la matière organique a montré une influence prépondérante des divers systèmes d'utilisation des sols. Les sols utilisés pour cette étude présentent un ample gamme de variations des valeurs pour la plupart de ces paramètres. Ainsi le pH varie entre 3.7 et 7.3 et les teneurs en matière organique, très variables en fonction du type d'utilisation du sol, oscillent entre 2.85 et 105.1 mg·g⁻¹ pour le carbone organique et 0.8 et 10.5 mg·g⁻¹ pour l'azote total. La capacité de rétention en eau a montré des différences de presque 1 à 4 entre les sols cultivés et les sols échantillonnés dans les milieux 'naturels'. Les teneurs en bases cationiques échangeables et la capacité d'échange cationique étaient plus faibles dans les champs cultivés que dans les sols moins dégradés des prairies et forêts. Contrairement à la teneur en phosphore augmentée par l'apport externe d'engrais minéraux ou d'apports organiques par l'application de compost dans les cultures ou le dépôt direct d'excréments par les animaux pendant le pâturage. La plupart des valeurs obtenues pour les différents paramètres ont permis de caractériser les différents milieux et de les regrouper principalement en fonction du type d'utilisation du sol.

Introduction

L'utilisation de macro-invertébrés comme indicateurs de la qualité du sol nécessite une bonne connaissance des conditions environnementales dans lesquelles vivent ces organismes. Les caractéristiques physiques et chimiques du sol influencent en effet directement l'abondance, la distribution et la structure des communautés édaphiques qui doivent s'adapter aux contraintes imposées par la vie dans le sol (Lavelle & Spain, 2001). Une rétroaction des invertébrés peut accentuer encore cette relation.

Les sols présentent des caractéristiques physico-chimiques qui leur sont propres. La texture et la teneur en ions particulièrement, dépendent largement de la nature de la roche mère. C'est ainsi, par exemple, que les sols développés sur calcaire possèdent en général une capacité d'échange cationique élevée saturée en Ca^{2+} et Mg^{2+} et un pH élevé (Duchaufour, 1997).

L'introduction de perturbations de différente origine dans le sol va entraîner une modification des paramètres physico-chimiques qui pourra induire un changement de la composition et de la structure des communautés de macro-invertébrés en place (Lavelle and Pashanasi, 1989 ; Spurgeon, 1996 ; Paoletti *et al.*, 1999 ; Decaëns *et al.*, 2001 ; Marasas *et al.*, 2001 ; Hemerik and Brussaard, 2002).

Il est donc essentiel d'établir de façon aussi précise que possible la réponse des divers paramètres du sol à différents types de perturbations. C'est une tâche complexe car la nature physico-chimique des sols français présente une grande variété liée principalement à la diversité géologique et climatique du territoire (Tessier *et al.*, 1996).

VII.1.1 Matériel et méthodes

VII.1.1.1 Collecte de données

Sur chaque site des échantillons du sol des 15 premiers centimètres ont été prélevés à côté des points de prélèvement de la macrofaune. Les échantillons de sol ont été conservés dans des sacs en plastique et transportés au laboratoire où ils ont été séchés à l'air à l'abri de la pluie et de la poussière. Après tamisage à 2mm suivi éventuellement d'un broyage et tamisage à 200 µm pour certaines analyses, un total de 14 paramètres ont été mesurés et pris en compte pour cette étude :

- les bases cationiques échangeables (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+})
- la capacité d'échange cationique (CEC)
- le pH
- la teneur en phosphore (P_2O_5)
- la capacité de rétention en eau (CRE) (reesuyage sans exercer de contrainte artificielle d'une colonne cylindrique de sol qui a été préalablement humidifié jusqu'à saturation par capillarité)
- le carbone organique
- l'azote total
- le rapport C :N
- la texture (% de sable, de limon et d'argile)

VII.1.1.2 Méthodes d'analyses physico-chimiques des sols

Les analyses ont été réalisées suivant les protocoles suivants :

- Cations échangeables : Méthode du chlorure de cobaltihexamine (norme AFNOR NF X 31-130).
- Capacité d'échange cationique : même méthode que pour les cations échangeables.
- pH : méthode de mesure à l'eau
- Phosphore : méthode Olsen (1954)
- Capacité de rétention en eau : méthode de Fédoroff (1964) modifiée
- Carbone et azote : Méthode Anne et Kjeldahl (ISO 142-35, AFNOR 1996).
- Texture : Méthode de sédimentométrie (Sedigraph 5000 ET, Micromeritics)

VII.1.1.3 *Traitement de données*

Les données physico-chimiques ont été représentées sous forme d'histogrammes de distribution de fréquences. Le logiciel STATISTICA (StatSoft 1999) a été utilisé pour la réalisation des représentations graphiques.

VII.1.2 Résultats

Le tableau VI.1.1 présente les valeurs moyennes des 14 paramètres physico-chimiques obtenues sur les 22 stations d'étude.

VII.1.2.1. *Carbone organique*

Sur l'ensemble des sites d'étude, la quantité moyenne de carbone organique du sol varie entre $2.8 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (C12, parcelle cultivée au Louroux) et $105.1 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (F2, forêt à Theix). La concentration minimale ($2.2 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) correspond aux sols soumis à un système de culture conventionnelle de la localité du Louroux (C11) et la teneur maximale ($106.8 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) correspond au site forestier de Feucherolles (F1). Une synthèse nationale des analyses des terres cultivées (BDTA) publiée par l'AFES (Association Française pour l'Etude des Sols) (Schvartz *et al.*, 1997 ; Walter *et al.*, 1997) établit les valeurs moyennes des principales propriétés du sol. Plus de cinquante cinq pour cent des mesures réalisées dans cette étude présentent des teneurs en Carbone organique faibles (inférieures à $12 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$), 7.9% varient entre 12 et $23.2 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (teneur moyenne), 17.5% ont des valeurs comprises entre 29 et $40.7 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (teneur élevée) et 19% des mesures ont des valeurs de carbone organique supérieures à $41 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (Figure VI.1.1 A).

Dans le site du Louroux la teneur moyenne en carbone organique du sol varie entre 2.8 pour les sols cultivés et $38.8 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ pour les sols forestiers, à Feucherolles entre $9.8 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ des sols cultivés et $25.8 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ dans la forêt, dans le site du Morvan les sols cultivés ont de teneurs un peu plus fortes ($14.3 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) et les sols forestiers atteignent les $80 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, finalement, dans le site de Theix à Clermont-Ferrand la teneur minimale de carbone organique du sol est de 39.9 pour les prairies et $105.1 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ pour les sols de forêt. Les données recueillies par l'unité INFOSOL de l'INRA (observatoire de la qualité du sol) indiquent que la teneur médiane de carbone organique dans les sols forestiers français est de $33.6 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (1^{er} quartile 13.5 et 3^{ème} quartile 38.7). Les sols de prairies ont en médiane $24.6 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ de Carbone organique (1^{er} quartile 13.8 et 3^{ème} quartile 29).

La quantité de carbone organique est plus faible dans les champs bien qu'elle présente une augmentation dans les parcelles recevant un apport de compost organiques. Elle augmente

significativement dans les prairies et montre les valeurs les plus fortes dans les forêts. En moyenne et par ordre croissant le sol de Feucherolles est celui qui contient le moins de carbone organique suivi du Louroux, du Morvan et enfin de Clermont-Ferrand.

VII.1.2.2 *Azote total*

La teneur moyenne en azote total du sol varie entre 0.8 (Louroux, parcelle cultivée C12) et 10.5 mg·g⁻¹ (Theix, 'forêt naturelle' F2). Les valeurs les plus faibles (entre 0.8 et 1.2 mg·g⁻¹ d'azote total) ont été mesurées dans les parcelles de culture (C1, C2, C3, C4, C5 C6, C7, C8, C9, C10 à Feucherolles), dans le site du Louroux (C11 et C12), et dans le site du Morvan (C13). Les parcelles de prairie et les autres parcelles de forêt présentent des valeurs intermédiaires, entre 2.6 et 5.5 mg·g⁻¹ d'azote total.

Le site de Feucherolles présente des teneurs moyennes en azote total relativement faibles (1.1 mg·g⁻¹ en moyenne) par rapport aux autres sites étudiés. Ceci est sans doute dû au mode d'exploitation du sol échantillonné dans cette localité. En effet, le sol a été cultivé de manière intensive depuis au moins les trente dernières années avec un labour profond et une exportation totale des résidus de récolte ce qui favorise la diminution de matière organique et donc aussi d'azote total dans le sol.

Ainsi 61.9% des parcelles échantillonnées présentent une teneur en N total inférieure à 1.5 mg·g⁻¹, 33.3% des parcelles ont des valeurs comprises entre 2 et 6 mg·g⁻¹ et seulement 4.8% des sites présentent des valeurs d'azote total supérieures à 6 mg·g⁻¹.

VII.1.2.3 *Relation C : N*

Le degré d'humification de la matière organique mesuré par le rapport C/N est un indicateur de la qualité de la matière organique présente dans le sol et de l'activité biologique potentielle (Swift *et al.*, 1979 ;Lavelle et Spain, 2001)ou la ref primaire à chercher dans ces livres). Il s'agit d'un indicateur de la facilité avec laquelle la matière organique peut être décomposée et de sa capacité à apporter de l'azote aux plantes et aux microorganismes. La valeur moyenne du rapport C : N des sols étudiés oscille entre 7.7 et 18.1 avec un minimum de 6.1trouvé dans des parcelles cultivées sans labour et un maximum de 20.7 trouvé dans une station de forêt.

A l'exception des stations de forêt toutes les stations possèdent une relation C : N<15 ce qui met en évidence une forte activité biologique dans ces sols.

VII.1.2.4 pH

Les sols étudiés présentent des valeurs moyennes de pH variant entre 3.7 et 7.3. Les pH les plus acides ont été mesurés dans les parcelles de forêt. Les pH neutres sont associés aux parcelles cultivées.

Sur l'ensemble des relevés 46% présentent un pH inférieur à 6, environ 19% possèdent des pH compris entre 6 et 7 et 35% des parcelles échantillonnées présentent un pH supérieur à 7 (Figure VI.1.1 C).

Selon les valeurs de la synthèse nationale des terres analysées (BDTA) la valeur médiane du pH pour les sols cultivés est de 6 (5.9-7.7 pour les quartiles supérieurs et inférieurs respectivement). Les sols forestiers sont en général plus acides (pH égal à 5.4 en médiane (4.7-7.4 pour les quartiles)) et les sols de prairie prennent des valeurs de pH de 6.5 en médiane et 5.8-7.5 pour les quartiles inférieur et supérieur respectivement.

VII.1.2.5 Cations échangeables et Capacité d'échange cationique

Les concentrations moyennes en Calcium varient de 0.7 à 11.9 meq% dans notre jeu de données. Les valeurs les plus faibles sont rencontrées dans le milieu forestier, elles sont intermédiaires dans les prairies et augmentent pour atteindre les plus fortes concentrations dans les champs. La plus forte concentration en calcium (13.5 meq%) a été trouvée dans les parcelles cultivées du Louroux où le sol a été soumis au chaulage les années précédentes à notre échantillonnage. En France, la concentration en Calcium du sol est de l'ordre de 1 meq% pour les sols cultivés (quartiles inférieur et supérieur 0-31), 1.8 meq % (quartile inférieur 0.6 et supérieur 7.9) pour les sols forestiers est de 7.5 meq% pour les sols de prairies (4.2-20.1 pour les quartiles inférieur et supérieur respectivement).

La valeur moyenne minimum en Magnésium est de 0.25 meq% (F4 du Morvan) et la moyenne la plus forte est de 3.2 meq% dans les parcelles de prairie permanente à pâturage unique de Theix (P2). Les concentrations en magnésium sont en général plus faibles dans les champs cultivés et plus fortes dans les prairies permanentes. Les milieux forestiers possèdent des concentrations variables qui semblent dépendre plus du type de sol que du milieu considéré. Quarante six pour cent des relevés présentent des valeurs inférieures à 0.5 meq%, 35% des valeurs se trouvent entre 0.5 et 1 meq% et les 19% restant présentent des valeurs supérieures à 1 meq% (Figure VI.1.1 F). En France, la concentration médiane de magnésium dans les sols est faible pour les champs (0.13 meq%; 0.09-0.2 pour les quartiles inférieurs et supérieurs respectivement), augmente dans les sols forestiers (0.42 en médiane et 0.2-1 pour les quartiles) et est plus forte dans les prairies (0.6 en médiane et 0.4-1 pour les quartiles).

Les teneurs moyennes en Sodium des sols échantillonnés varient entre 0.02 et 0.26 meq%. Les champs cultivés présentent les valeurs les plus faibles tandis que les valeurs en sodium supérieures à 0.1 meq% (35 % du total de relevés) se trouvent aussi bien dans les prairies que dans les forêts. Les teneurs en sodium des sols français sont connues principalement pour les milieux forestiers et des prairies. Les sols de forêt ont en général une concentration médiane en Na de 0.07 meq% (0.04-0.12) et les sols de prairie sont plus pauvres en sodium avec une médiane égale à 0 et des valeurs de 0-0.08 pour les quartiles inférieur et supérieur respectivement.

Les concentrations moyennes de Potassium dans les sols échantillonnés, elles varient entre 0.2 et 1.4 meq% avec un minimum de 0.16 meq% mesuré dans la forêt du site de Feucherolles (F1). En général, les milieux forestiers possèdent des concentrations en potassium très proches des champs cultivés. Ces concentrations augmentent dans les prairies et dans la parcelle de culture soumise à un semis direct (C12). Plus de 77% des relevés montrent des concentrations en potassium inférieures à 0.5 meq%. Dans les sols français la valeur médiane pour les champs est de 0.23 meq% (0.16-0.33 pour les quartiles inférieur et supérieur), les forêts ont des valeurs proches aux champs (0.21 en médiane et 0.13-0.37 pour les quartiles) et finalement les sols des prairies présentent des valeurs plus fortes (0.35 meq% et 0.2-0.56 pour les quartiles).

La capacité d'échange cationique des sols français est en médiane de l'ordre de 11 meq% pour les sols cultivés avec une valeur des quartiles inférieur et supérieur de 8 et 16 respectivement. Les sols de prairie ont des valeurs très proches aux sols cultivés avec une CEC médiane de 11.5 meq% (1^{er} quartile 8 et 3^{ème} quartile 18) et les sols forestiers français présentent des valeurs un peu plus élevées (12.5 meq %, 1^{er} quartile 7 et 3^{ème} quartile 20.3).

La capacité d'échange cationique (CEC) renseigne sur la fertilité minérale potentielle du sol. Les teneurs moyennes trouvées dans nos relevés varient entre 8.2 meq% pour C5 et 77.2 meq% pour F2. Selon les informations recueillies par la BDTA on peut considérer qu'une valeur de CEC inférieure à 8 meq% est faible, les valeurs élevées étant supérieures à >16 meq%. La CEC des sols échantillonnés est en général plus faible dans les sols cultivés que dans les prairies ou les forêts. Cependant, la teneur en CEC de pratiquement la totalité des sols cultivés est moyenne avec des valeurs au dessus de 8 meq% à l'exception de C13 qui présente une valeur au dessus de 16 meq%. La CEC augmente dans les prairies où les valeurs moyennes rencontrées sont de l'ordre de 25 meq% et présente des valeurs maximales dans les forêts (jusqu'à 81.8 meq%).

VII.1.2.6 *Phosphore assimilable*

Le phosphore est l'un des éléments majeurs absolument indispensables aux plantes car il entre dans la constitution de nombreux composés organiques et a un rôle fondamental dans la photosynthèse. La fraction de phosphore « assimilable » (Olsen) correspond au phosphore susceptible d'être absorbé par les racines.

La quantité moyenne mesurée dans les sites d'étude varie entre $24.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et $194.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ avec un minimum de $20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans les parcelles de forêt (F1) à Feucherolles et un maximum de $219.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ mesuré dans les parcelles de prairie permanente (P1) du Louroux.

Sur l'ensemble environ 20% des relevés présentent une quantité de phosphore assimilable inférieure à $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 66.6% des valeurs sont comprises entre 50 et $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et seulement un 12.7% des valeurs sont supérieures à $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Figure VI.1.1).

VII.1.2.7 *Capacité de rétention en eau (CRE)*

La capacité moyenne de retenir l'eau des sols échantillonnés varie entre 21.2% et 84.2% avec un minimum de 19.8% dans le champ cultivé C13 du Morvan et un maximum de 102% la forêt 'naturelle' F1 de Feucherolles. Les valeurs les plus fortes sont rencontrées de manière générale dans les milieux forestiers, le reste des sites présentent des valeurs de CRE variables. Ainsi les parcelles de prairie présentent-elles aussi bien parmi les valeurs de CRE les plus basses que les plus importantes.

Tableau VII.1.1 : Valeurs moyennes (\pm écartype) des 14 paramètres physico-chimiques sur les 22 traitements de l'étude

Traitements	C org.	N total	C/N	pH	Ca	Mg	Na	K	CEC	P ₂ O ₅	CRE	Sable	Limon	Argile
C1	10.7(0.3)	1.1(\pm 0.03)	9.4(\pm 0.1)	7.1(\pm 0.1)	8.7(\pm 0.3)	0.5(\pm 0.03)	0.02(\pm 0)	0.4(\pm 0.08)	10.1(\pm 0.5)	0.09(\pm 0.01)	31.4(\pm 0.8)	6.4(\pm 0.4)	77.8(\pm 0.9)	15.6(\pm 1.2)
C2	9.8(\pm 0.6)	1(\pm 0)	9.5(\pm 0.5)	6.8(\pm 0.1)	8(\pm 0.6)	0.5(\pm 0.1)	0.03(\pm 0)	0.3(\pm 0.1)	9.4(\pm 0.7)	0.07(\pm 0)	32.1(\pm 0.5)	6.7(\pm 0.7)	77.8(\pm 0.5)	15.3(\pm 0.8)
C3	10.9(\pm 0.4)	1.1(\pm 0.04)	9.5(\pm 0.1)	7.3(\pm 0.1)	8.5(\pm 0.04)	0.5(\pm 0.02)	0.02(\pm 0)	0.4(\pm 0.07)	10.1(\pm 0.2)	0.1(\pm 0.01)	32.3(\pm 0.2)	6.2(\pm 0.2)	77.7(\pm 0.7)	16(\pm 0.7)
C4	10.8(\pm 0.9)	1.1(\pm 0.1)	9.6(\pm 0.4)	7.2(\pm 0.3)	8.2(\pm 0.2)	0.5(\pm 0)	0.02(\pm 0)	0.4(\pm 0)	10.9(\pm 0.9)	0.08(\pm 0)	33.5(\pm 0.9)	6.7(\pm 0.7)	78.5(\pm 0.3)	14.6(\pm 1)
C5	11.5(\pm 0.9)	1.2(\pm 0.09)	9.7(\pm 0.04)	7.1(\pm 0.1)	8.5(\pm 0.5)	0.5(\pm 0.03)	0.02(\pm 0)	0.5(\pm 0.1)	8.2(\pm 3.5)	0.1(\pm 0.01)	34.3(\pm 0.5)	6.6(\pm 0.4)	78.8(\pm 1.6)	14.5(\pm 1.7)
C6	10.6(\pm 0.8)	1.1(\pm 0)	9.5(\pm 0.3)	6.9(\pm 0.2)	8(\pm 0.1)	0.4(\pm 0)	0.02(\pm 0)	0.5(\pm 0.1)	9.7(\pm 0.3)	0.07(\pm 0)	33.6(\pm 0.4)	7(\pm 0.3)	78.1(\pm 0.6)	14.8(\pm 0.8)
C7	11(\pm 0.8)	1.1(\pm 0.1)	9.8(\pm 0.4)	6.9(\pm 0.2)	8(\pm 0.4)	0.5(\pm 0.05)	0.02(\pm 0)	0.4(\pm 0.05)	9.6(\pm 0.8)	0.1(\pm 0.03)	32.4(\pm 0.6)	6.6(\pm 0.3)	78.6(\pm 0.7)	14.7(\pm 0.9)
C8	10.4(\pm 0.4)	1(\pm 0)	9.7(\pm 0.1)	6.8(\pm 0.2)	7.5(\pm 0.2)	0.4(\pm 0)	0.02(\pm 0)	0.3(\pm 0)	9.3(\pm 0.8)	0.07(\pm 0)	33.1(\pm 0.2)	7(\pm 0.7)	79(\pm 0.5)	14(\pm 0.9)
C9	10.9(\pm 0.3)	1.1(\pm 0.02)	9.6(\pm 0.4)	7.2(\pm 0.05)	8(\pm 0.07)	0.5(\pm 0.03)	0.02(\pm 0)	0.4(\pm 0.03)	10(\pm 0.2)	0.08(\pm 0)	32.6(\pm 0.6)	6.3(\pm 0.1)	78.2(\pm 0.4)	15.3(\pm 0.5)
C10	10.7(\pm 0.2)	1.1(\pm 0)	9.7(\pm 0.3)	7 (\pm 0.2)	7.9(\pm 0.2)	0.4(\pm 0)	0.02(\pm 0)	0.5(\pm 0)	9.7(\pm 0.3)	0.07(\pm 0)	32.9(\pm 0.7)	7.1(\pm 0.2)	78.4(\pm 0.4)	14.4(\pm 0.3)
C11	5.3(\pm 2.8)	1.2(\pm 0.4)	4.6(\pm 0.5)	6.6(\pm 0.3)	11.9(\pm 1.9)	1(\pm 0.1)	0.05(\pm 0.02)	0.5(\pm 0.1)	14.2(\pm 1.2)	0.08(\pm 0.02)	28.8(\pm 1.6)	51.9(\pm 7.8)	27(\pm 2)	13.1(\pm 2)
C12	2.8(\pm 0.05)	0.9(\pm 0.3)	3.7(\pm 2)	5.7(\pm 0.4)	9.3(\pm 1.3)	1(0.07)	0.04(\pm 0.01)	0.5(\pm 0.06)	12.4(\pm 0.5)	0.05(\pm 0.01)	26.5(\pm 0.5)	58.5(\pm 1.2)	27.4(\pm 2.5)	12.8(\pm 2.5)
C13	14.3(\pm 2.1)	1.7(\pm 0.2)	7.7(\pm 0.7)	5.4(\pm 0.02)	5.2(\pm 0.5)	0.4(\pm 0.03)	0.1(\pm 0)	0.4(\pm 0.1)	16.8(\pm 0.3)	0.04(\pm 0)	21.3(\pm 1.6)	56.6(\pm 1.4)	20(\pm 1.7)	21.5(\pm 1.5)
P1	38.8(\pm 2)	4.7(\pm 0.1)	8.2(\pm 0.3)	4.9(\pm 0.05)	7.2(\pm 0.7)	1.6(\pm 0.1)	0.2(\pm 0.06)	0.5(\pm 0.1)	13.8(\pm 1.2)	0.2(\pm 0.02)	45.9(\pm 1.6)	16.8(\pm 0.7)	50.1(\pm 3.7)	24.1(\pm 2.7)
P2	41.7(\pm 3.9)	5.1(\pm 0.4)	8.2(\pm 0.1)	5.7(\pm 0.03)	8(\pm 0.6)	3.2(\pm 0.4)	0.05(\pm 0.02)	1.4(\pm 0.2)	25.4(\pm 1.1)	0.08(\pm 0)	32.1(\pm 3.7)	53.2(\pm 6.6)	22(\pm 2.9)	24.7(\pm 3.7)
P3	40(\pm 0.7)	5(\pm 0.1)	7.9(\pm 0.1)	5.3(\pm 0.03)	7.7(\pm 0.4)	2.5(\pm 0.1)	0.07(\pm 0)	0.5(\pm 0.02)	23.1(\pm 0.3)	0.07(\pm 0.01)	32(\pm 4.4)	53.2(\pm 6.6)	21.9(\pm 2.9)	24.7(\pm 3.4)
P4	34.3(\pm 6.2)	3.7(\pm 0.7)	9.2(\pm 0.5)	5.1(\pm 0.1)	6.4(\pm 0.5)	0.8(\pm 0.2)	0.2(\pm 0.01)	0.6(\pm 0.4)	19.7(\pm 2.2)	0.05(\pm 0.01)	27.5(\pm 1.7)	49.4(\pm 3.3)	20.3(\pm 1.6)	22.2(\pm 0.7)
F1	25.8(\pm 7)	1.5(\pm 0.6)	18.2(\pm 2.8)	4.4(\pm 0.2)	2.7(\pm 1.5)	0.6(\pm 0.08)	0.1(\pm 0)	0.2(\pm 0.03)	9.1(\pm 1.5)	0.02(\pm 0)	36.9(\pm 4.3)	17.5(\pm 1)	52.3(\pm 8)	24.7(\pm 7.9)
F2	105.1(\pm 2.5)	10.5(\pm 0)	10(\pm 0.2)	4.8(\pm 0.3)	3.1(\pm 1.7)	1.7(\pm 0.5)	0.1(\pm 0.01)	0.6(\pm 0.1)	77.2(\pm 6.6)	0.04(\pm 0.01)	84.2(\pm 25.2)	23.2(\pm 4.2)	28.2(\pm 1)	11.3(\pm 1.6)
F3	80.1(\pm 7.7)	5.5(\pm 0.8)	15.1(\pm 0.1)	3.7(\pm 0)	0.9(\pm 0.3)	0.4(\pm 0.02)	0.1(\pm 0.02)	0.4(\pm 0.02)	34.9(\pm 15)	0.06(\pm 0)	31.2(\pm 5.8)	51.7(\pm 2)	12.9(0.7)	18.4(0.5)
F4	66.1(\pm 1.9)	5(\pm 1.1)	14.8(\pm 3)	3.9(\pm 0.05)	0.7(\pm 0.1)	0.3(\pm 0.01)	0.2(\pm 0.01)	0.4(\pm 0.02)	49.6(\pm 3.8)	0.04(\pm 0)	41.1(\pm 8.7)	47.9(\pm 0.9)	16.1(\pm 1.8)	20.3(\pm 1.5)
F5	36.6(\pm 6.4)	2.6(\pm 0.6)	14.9(\pm 1.1)	4(\pm 0.03)	1.3(\pm 0.2)	0.5(\pm 0.03)	0.1(\pm 0.02)	0.2(\pm 0.04)	11(\pm 1.2)	0.02(\pm 0)	40.2(\pm 2.8)	14.1(\pm 2.1)	54(\pm 1.8)	24.3(\pm 2)

Les valeurs de C et N sont exprimées en mg·g⁻¹, la CEC et les cations échangeables en meq%, le P₂O₅ (Olsen) en g·kg⁻¹ et la capacité de rétention en eau et les fractions granulométriques sont exprimées en %.

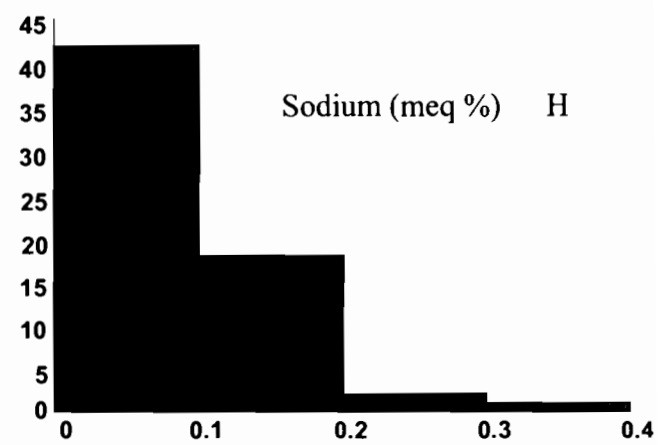
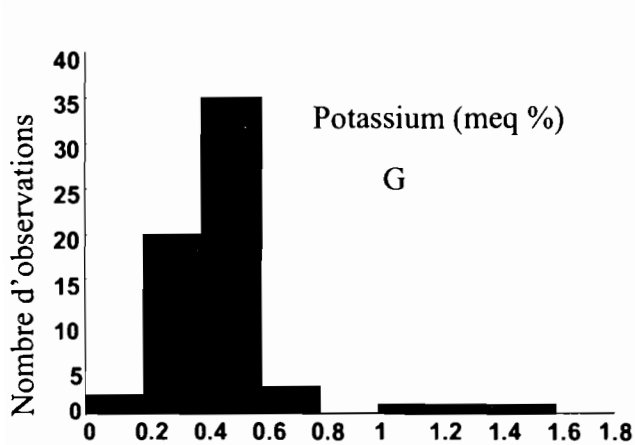
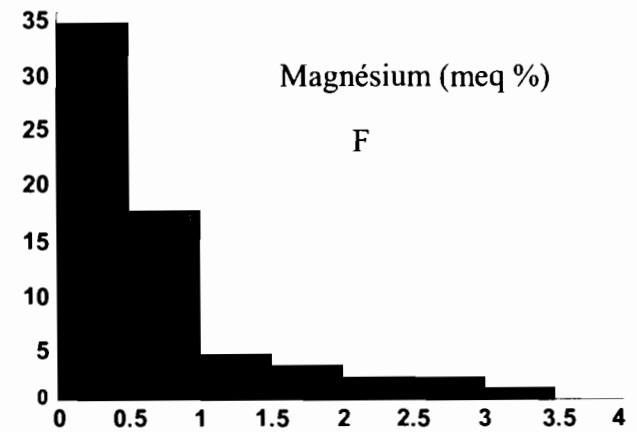
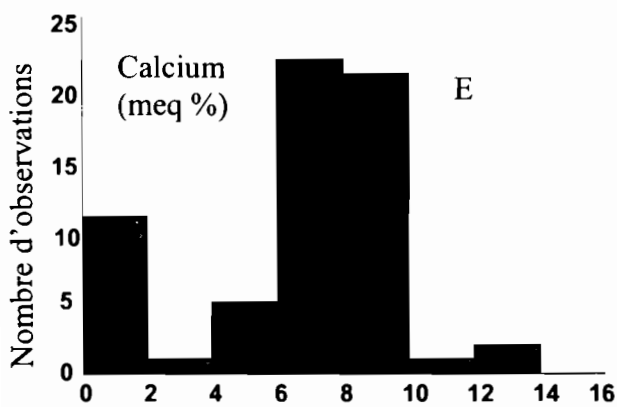
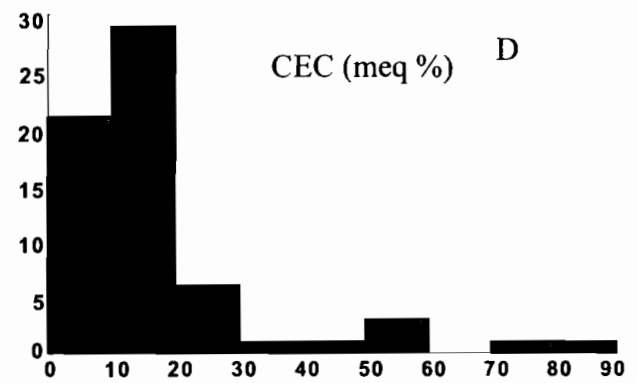
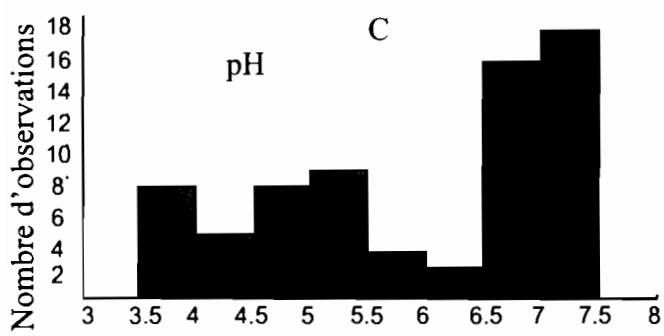
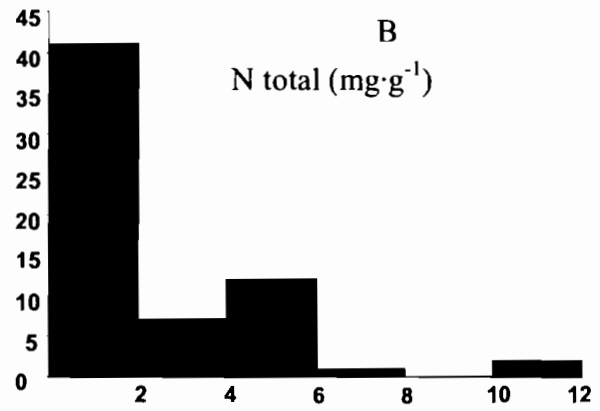
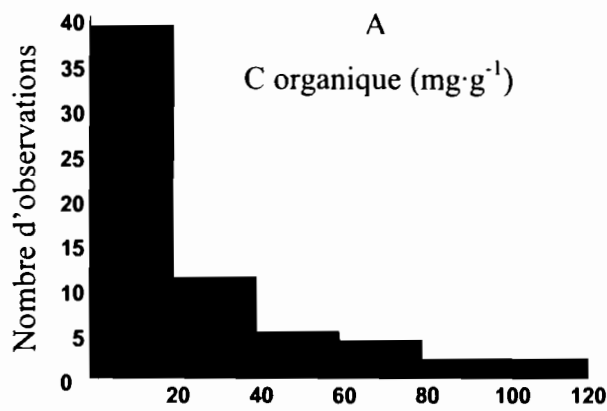


Figure VI.1.1 : Histogrammes de distribution des valeurs de 10 paramètres physico-chimiques du sol.

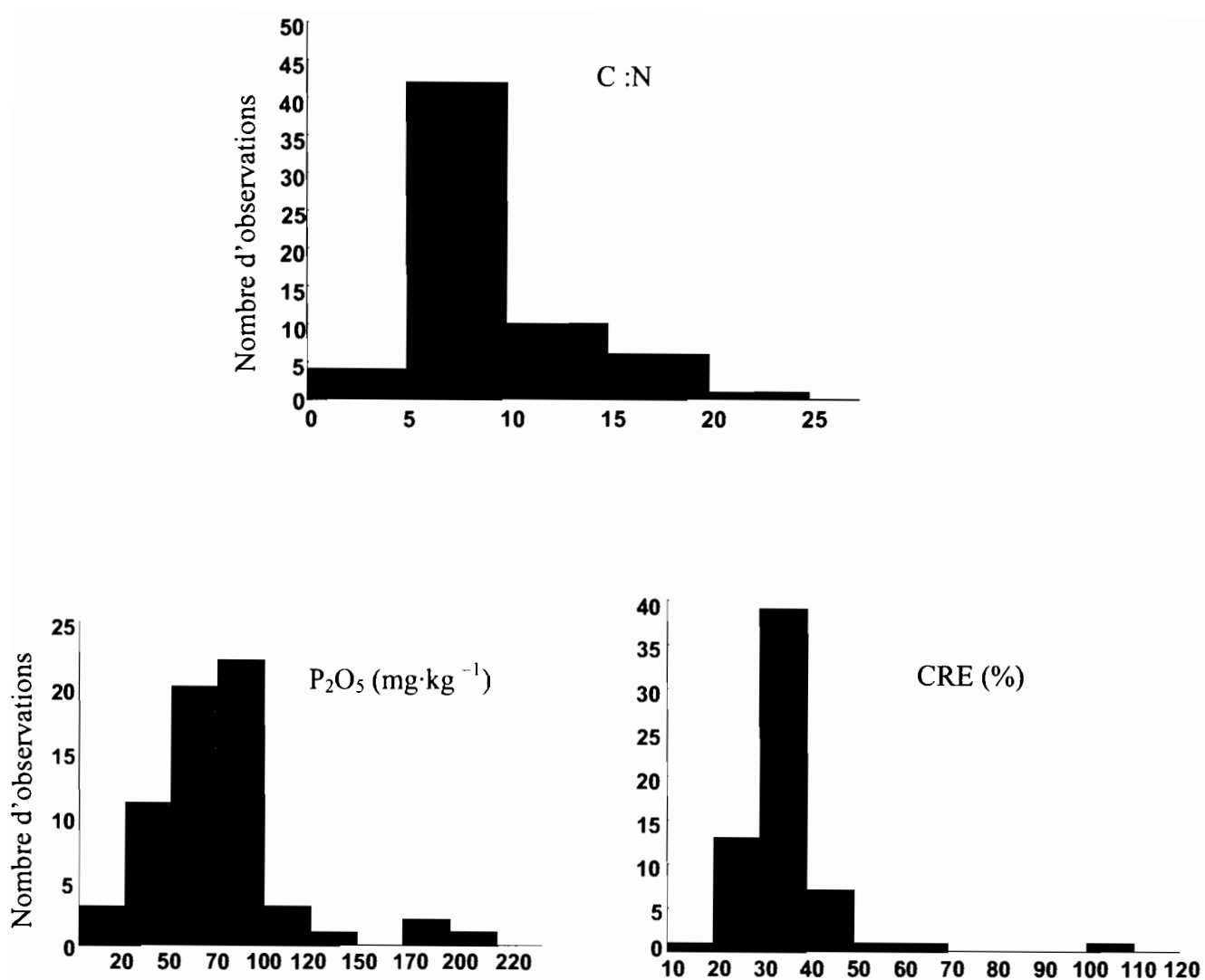


Figure VI.1.1. (suite) Histogrammes de distribution des valeurs de 10 paramètres physico-chimiques du sol.

1.3 Discussion

Les paramètres physico-chimiques mesurés pour cette étude permettent de mettre en évidence des signes de différents modes d'exploitation auxquels les sols sont soumis et de les classer principalement en fonction de ces perturbations bien que dans certains cas, la nature du substrat géologique joue un rôle important dans les variations observées.

La teneur en carbone organique et en azote total décrit la même tendance dans l'ensemble des stations échantillonnées indépendamment du substrat géologique considéré. Les teneurs les plus importantes se trouvent dans les forêts et prairies tandis que dans les champs cultivés ces teneurs atteignent des valeurs presque six fois inférieures. Ces résultats sont caractéristiques des sols cultivés. La mise en culture du sol avec réalisation de labour et exportation des résidus de récolte diminue rapidement le stock de matière organique du sol. L'érosion et l'augmentation de l'activité biologique seraient les deux raisons principales de cette diminution (Langdale *et al.*, 1992; Carter *et al.*, 1994).

Néanmoins l'apport de résidus organiques compostés réalisé sur une partie des sols échantillonnés marque une différence considérable. L'incorporation de ces composts organiques (notamment le fumier, les composts d'ordures ménagères et les déchets verts) permet une augmentation de la teneur en C organique du sol qui peut doubler les teneurs initiales mesurées dans une culture conventionnelle voisine. Cela est sans doute dû à l'importante quantité de matière organique contenue dans ces composts et à leur degré de stabilité (cf article Grignon dans la première partie).

L'exportation moindre de résidus végétaux dans les prairies, la restitution d'une partie sous forme de fumier, et les apports constants de matière organique par un système racinaire pérenne permettent le maintien de stocks de matière organique plus importants dans le sol. La nature de la litière végétale présente dans ce milieu composé principalement de plantes herbacées est en générale riche en azote et en cellulose (Heal & Dighton, in Fitter, 1985) ce qui explique en partie les teneurs en azote plus importantes observées dans ce milieu. La matière organique apporté par les excréments des animaux peuvent aussi contribuer à une augmentation significative de la quantité d'azote présent dans le sol (Maerere *et al.*, 2001 ; Binkley *et al.*, 2003).

Dans les forêts l'apport de matière organique au sol sous forme de litière est beaucoup plus important et la matière organique est moins humifiée (C :N>15) que dans les prairies ou dans les champs (C :N=8 et 10 en moyenne respectivement). La litière de forêt est en générale plus riche en lignine et en polyphénols que celle des autres milieux.

L'accumulation de matière organique dans les sols des forêts sous forme d'humus contribue aussi à expliquer la plus forte capacité de rétention en eau de ces sols. En effet la capacité de rétention en eau influencée par la texture et la structure du sol est aussi augmentée par la matière organique, directement (en raison de l'hydrophilie de celle-ci) ou indirectement, en servant de source d'énergie aux invertébrés qui créent une porosité.

Parmi les stations échantillonnées on observe une certaine hétérogénéité dans la capacité de rétention d'eau en raison de la diversité des combinaisons trouvées dans les paramètres cités ci-dessus. Ainsi pour un même type de sol pauvre en argile (cas des forêts du Morvan) la forêt à litière fortement acidifiante (forêt d'épicéas) présente une capacité de rétention en eau 10% supérieure à celle de la forêt de feuillus.

La quantité de matière organique est aussi corrélée au pH du sol. Ainsi les pH trouvés dans les sols forestiers variant entre 3.7 et 4.7 sont les plus acides. Les sols de prairie présentent un pH encore acide mais un peu plus élevé entre 4.9 et 5.7. Le pH d'un sol de prairie s'établit toujours à une valeur plus basse que le même sol demeuré en culture ; l'élimination du système litière et humus riche en acides organiques et la pratique du chaulage dans beaucoup des sols cultivés expliquerait l'augmentation de la valeur du pH. Ainsi les sols cultivés présentent les pH les plus élevés en atteignant des valeurs de jusqu'à 7.3. Toutefois, les sols de la station PSL (semis direct et couvert permanent du sol) montrent une différence de pH par rapport au reste des sols labourés ; ces sols présentent des valeurs de pH plus acides de l'ordre de 5.7.

Le pH du sol est étroitement relié à beaucoup d'autres propriétés du sol comme les bases cationiques échangeables et la CEC (Ellis and Mellor, 1995). Dans les sols étudiés la capacité d'échange cationique la plus faible correspond aux champs cultivés qui sont en même temps caractérisés dans cette étude par de faibles pourcentages en argile ainsi que des faibles teneurs en matière organique. Les stations forestières présentent en revanche les valeurs les plus fortes de capacité d'échange alors qu'elles ont aussi les pH les plus acides et des teneurs en argile assez variables. En général la CEC augmente avec le pH du sol mais la quantité d'argile et la teneur en matière organique du sol sont aussi des facteurs de variation de la capacité d'échange à considérer (Duchaufour, 1997).

Entre ces deux extrêmes se trouvent les stations de prairie avec des valeurs de CEC qui oscillent entre 13.8 et 25.3 meq%.

Sur l'ensemble des sols échantillonnés la teneur en calcium est étroitement reliée au pH. Ainsi les sols cultivés présentent les teneurs les plus importantes en calcium suivis des sols des prairies et des sols des stations forestières. En ce qui concerne le magnésium les plus

faibles valeurs se trouvent principalement associées aux sols cultivés, les sols de forêt et de prairie présentant des valeurs plus importantes et variables à l'exception des deux stations de forêt du site du Morvan qui possèdent les valeurs les plus faibles en magnésium ce qui pourrait être expliqué par la texture de ce sol riche en sable. Les teneurs en potassium des sols échantillonnés sont très hétérogènes bien que l'on observe une tendance à l'augmentation de cations K^+ dans les sols des prairies. La teneur plus forte de K^+ dans les prairies pourrait être expliquée par le type d'utilisation du sol dans ces prairies. En effet, pratiquement la totalité des prairies échantillonnées sont utilisées pour le pâturage de bovins. Plusieurs études ont montré que le pâturage pouvait avoir un effet sur les niveaux de potassium dans le sol dû au dépôt d'urine et de fèces des animaux (Mathews *et al.*, 1994 ; Gerrish *et al.*, 1995 ; Wells and Dougherty, 1997 ; Binkley *et al.*, 2003). Finalement la concentration de cations Na^+ est nettement plus faible dans les sols cultivés. Les prairies et les forêts présentent des valeurs proches avec des concentrations plus importantes.

La teneur en phosphore du sol dépend entre autres des constituants minéraux du sol, de la roche mère, de la décomposition de la matière organique et de l'application de fertilisants dans les sols agricoles (Walker and Adams, 1958 ; Morel, 1996 ; Lavelle and Spain, 2001). Sur l'ensemble des stations échantillonnées, les valeurs mesurées de phosphore assimilable (Olsen) sont en général plus importantes dans les sols cultivés et les sols de prairie et plus faibles dans les forêts. Cela est dû dans le cas des sols cultivés à l'apport de fertilisants d'une part et à l'application de compost d'autre part en ce qui concerne les prairies la teneur plus élevée en phosphore peut être expliquée par la déposition d'excréments des animaux lors du pâturage (Gerrish *et al.*, 1995).

La comparaison de la teneur en matière organique, le pH, la concentration en cations échangeables et la capacité d'échange cationique des sols échantillonnés avec les bases de données disponibles en France actuellement pour les sols cultivés (BDTA) et les sols forestiers et des prairies (RMQS) montre que ces sols sont représentatifs de la plupart des sols français. Il existe au sein de chaque type de milieux une certaine hétérogénéité qui permet de prendre en compte une certaine variabilité.

VII.2 VARIATION DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES SOLS ETUDIÉS

Résumé

Introduction

VII.2.1 Matériel et Méthodes

VII.2.1.1 Collecte des données

VII.2.1.2 Traitement des données

VII.2.2 Résultats

VII.2.2.1 Facteurs de variation

VII.2.2.2 Typologie physico-chimique des stations

VII.2.3 Discussion

Résumé

Une étude de la variabilité spatiale de la qualité physico-chimique des stations d'échantillonnage au moyen des analyses de variance et d'analyses multivariées a permis de compléter et d'affiner les résultats préliminaires obtenus dans les chapitres précédents. L'ACP réalisée sur l'ensemble des stations met en évidence un gradient de modification de la structure physique du sol et différencie les stations forestières où l'action anthropique est absente ou très réduite, de celles avec un degré d'intervention moyenne et celles soumises à un degré d'intensification important ($p < 0.001$). Une classification des sites en fonction de l'ordination obtenue grâce à l'analyse multivariée met en évidence trois grands groupes de stations. Le premier groupe est constitué des stations au sol fortement perturbé par un système de culture intensive ; le deuxième groupe renferme les stations non perturbées et le troisième groupe est formé des stations avec une perturbation du sol intermédiaire.

Introduction

La nature physico-chimique, les propriétés physiques et la fertilité des sols dépendent de l'interaction de leurs constituants. La nature géologique de la roche mère, le relief, le climat, les êtres vivants et la qualité de la matière organique produite sont parmi les facteurs qui déterminent ces propriétés et leur évolution au cours du temps. Une analyse préliminaire des données physico-chimiques présentée dans le chapitre précédent a clairement montré que les sols possèdent naturellement des caractéristiques physico-chimiques qui leur sont propres mais également que la qualité des sols est fortement modifiée sous l'action de perturbations anthropiques.

Nombre de travaux ont étudié l'impact des pratiques de gestion sur les modifications des propriétés physiques et chimiques du sol (Stamatiadis, 1999 ; Rasmussen, 1999 ; Islam, 2000 ; Freixo *et al.*, 2002 ;). Cependant, lors de l'évaluation de la qualité physico-chimique des sols, il est souvent difficile de différencier la part due à la variation naturelle des caractéristiques physico-chimiques de celle due aux perturbations d'origine anthropique.

Une étude des facteurs de variation de l'ensemble de données physico-chimiques à l'aide d'analyses de variance et d'analyses multivariées vont nous permettre de compléter l'analyse préliminaire réalisée dans le sous-chapitre précédent et d'établir une typologie des sites en fonction de la nature des sols et des activités anthropiques.

VII.2.1 Matériel et Méthodes

VII.2.1.1 Collecte des données

Les quatorze paramètres physico-chimiques décrits dans le sous-chapitre précédent ont été mesurés dans les 22 stations d'étude échantillonnées entre octobre 2000 et Juin 2001.

VII.2.1.2 Traitement de données

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée à l'aide du logiciel ADE-4 (Thioulouse, Chessel, Dolédec and Olivier, 1977) pour mettre en évidence les liens qui existent entre les variables physico-chimiques et les différents systèmes de gestion.

Des ANOVA à une voie ont été réalisées sur le même jeu de données à l'aide du logiciel SigmaStat pour tester l'effet station sur les 14 paramètres physico-chimiques étudiés. Une classification hiérarchique ascendante (CAH) de l'ensemble de stations de l'étude a été établie, à l'aide du logiciel ADE-4, à partir des coordonnées des sites sur le plan factoriel décrit par les axes 1 et 2 de l'ACP.

VII.2.2 Résultats

VII.2.2.1 Facteurs de variation

L'analyse du graphe des valeurs propres montre que les deux premiers axes de l'analyse multivariée (ACP) expliquent 63.5% de la variabilité totale du tableau de données (Figure VII.2.1 A). Le cercle de corrélation (Figure VII.2.1 B) et l'étude des contributions absolues des variables à la formation des deux facteurs principaux (annexe 2) de l'analyse montrent que :

-l'axe F1 oppose les paramètres liés à la matière organique (C organique, N total, capacité de rétention en eau (CRE), CEC et Na^+) (du côté négatif) au pH qui apparaît associé à la teneur en limon du sol, du côté positif.

-l'axe F2 oppose le rapport C/N du côté des coordonnées positives aux cations Mg^+ , K^+ et Ca^{2+} du côté négatif.

La carte factorielle des relevés montre une ordination des stations le long de l'axe F1 (43.5% de variance expliquée) qui oppose clairement les milieux soumis à un système de culture conventionnelle aux milieux les moins anthropisés. Cet axe met en évidence principalement un gradient d'intensification dans l'exploitation du sol et dans la simplification de la couverture végétale (Figure VII.2.1 C).

Ainsi, les sols cultivés de manière intensive (sans couverture végétale entre les récoltes, avec labour profond et application de pesticides) (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9 et C10) situés du côté positif du premier axe sont suivis de C11, C12 où le système de gestion est moins intensifié (couverture permanente du sol, diminution de l'application de pesticides, semis direct). La station C13 qui correspond aux parcelles cultivées de manière conventionnelle est proche de l'origine de coordonnées. Sa contribution à la formation des deux premiers facteurs est pratiquement nulle (voir contribution absolues en annexe 2). La position de ce site est de fait déterminée par la texture du sol qui influence l'ordination des sites le long de l'axe 3.

Les parcelles de prairie permanente (P1, P2, P3 et P4) sans aucun labour ni apport de pesticides s'opposent aux champs cultivés, du côté négatif des abscisses. Ce sont des parcelles avec une couverture végétale permanente et pâturées pour la plupart (seule P4 est fauchée). Certains sites de forêt comme F1 et F5 qui peuvent être qualifiés comme des sites naturels moyennement perturbés à cause principalement d'une majeure fréquentation, situés aux alentours des milieux cultivés et à proximité des routes se trouvent plus proches des prairies le long de ce premier axe. Enfin, les forêts les moins perturbées (F2, F3 et F4) caractérisent

l'extrémité gauche de cet axe. Le test de permutation réalisé sur l'analyse montre que l'inertie entre stations n'est pas due au hasard, elle est très significative ($p < 0.001$) (annexe 2). Un deuxième test de permutation réalisé sur les grands types de milieux (forêts, prairies et champs ; annexe 3) montre qu'il y a une différence statistiquement significative entre ces milieux indépendamment du fait que les stations regroupées à l'intérieur possèdent des types de sol différents.

L'ordination des stations le long de l'axe 2 oppose certaines prairies (P2 et P3 principalement) aux forêts. Les prairies permanentes sont ainsi caractérisées par des concentrations élevées des cations K et Mg du côté négatif de l'axe et les forêts, situées du côté positif de l'axe, possèdent une valeur de C :N élevée.

L'ANOVA réalisée sur les mêmes données (tableau VII.2.1) montre que les valeurs des paramètres liés à l'activité biologique ainsi qu'au type d'utilisation du sol varient très significativement entre les stations. Cette forte variabilité vient en partie du fait que les stations avec une exploitation plus intensive du sol ont en général des teneurs bien plus faibles en matière organique, en cations basiques échangeables (principalement Mg^+ , K^+ et Na^+) ainsi qu'une capacité d'échange cationique réduite. La différence de capacité de rétention d'eau observée entre les sites ainsi que la concentration de P_2O_5 assimilable pourrait être attribuable entre autres à une variation dans la texture entre les stations (ex : P1 avec une teneur en argile de plus du 24% à 46% de CRE en moyenne et $194.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de P_2O_5 ; C1 avec 15% d'argile, 31.4% de CRE et $88.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

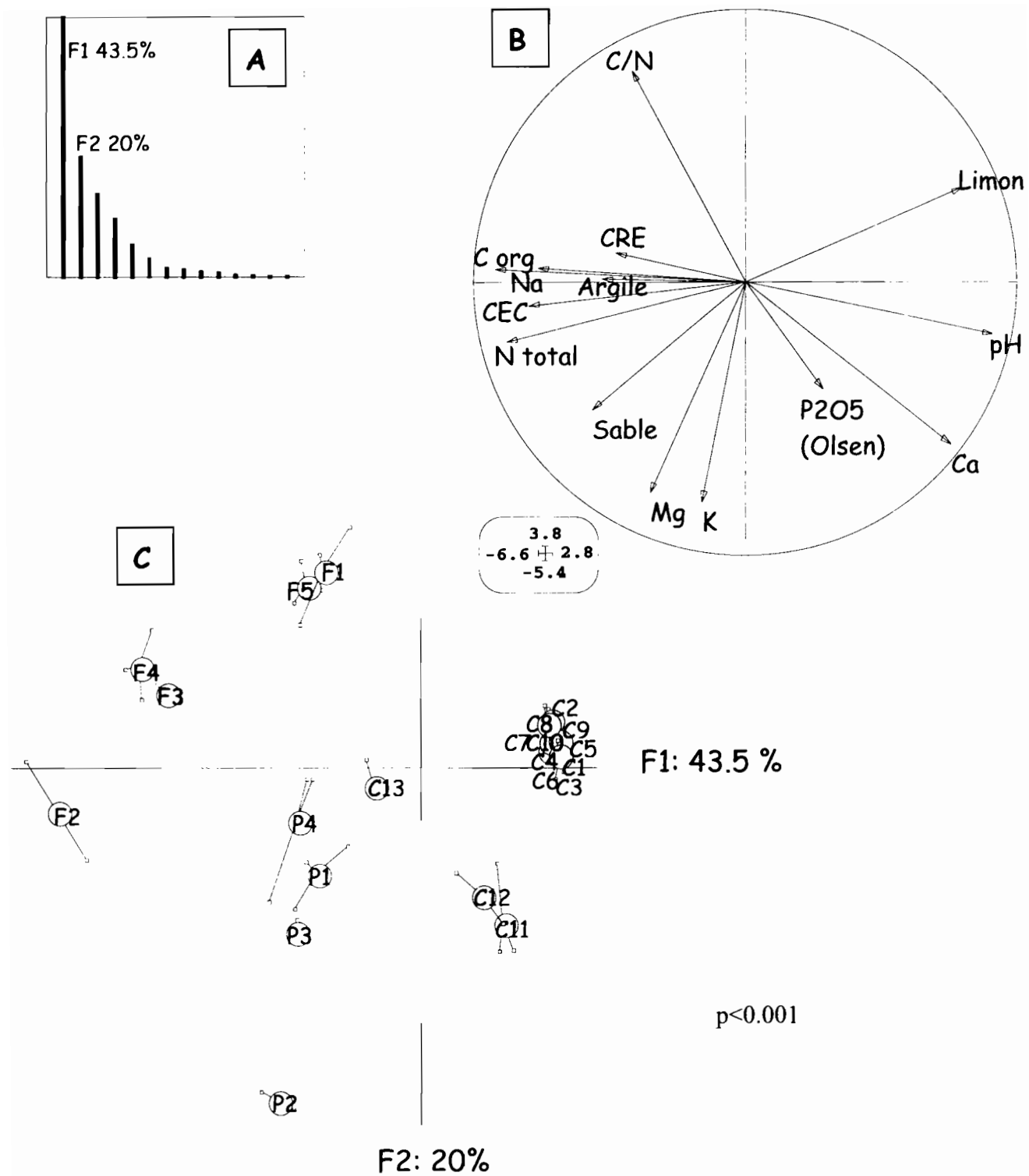


Figure VII.2.1 : Ordination de sites par une ACP réalisée sur les données physico-chimiques (22 stations \times 14 paramètres). A) valeurs propres B) cercle de corrélation sur le plan factoriel F1 \times F2, C) carte factorielle montrant l'ordination des stations dans l'espace décrit par les axes 1-2 (C : Champs ; P : Prairies ; F : Forêts).

Tableau VII.2.1. Résultats des ANOVA sur les données physico-chimiques des 14 paramètres.

Paramètre	Effet station		
	H	F	p
pH	59	-	***
C organique	57.1	-	***
N total	52.5	-	***
C/N	53.8	-	***
CEC	53.6	-	***
Ca ²⁺	55.2	-	***
K ⁺	38.6	-	*
Mg ²⁺	54.5		***
Na ⁺	58.2		***
P ₂ O ₅	-	17.7	***
CRE	49.1	-	***
Argile	54.9	-	***
Limon	57.3	-	***
Sable	56.6	-	***

* : p<0,05 ; ** : p<0,01 ; *** : p<0.001

VII.2.2.2 *Typologie physico-chimique des stations*

Afin de compléter les résultats de l'ACP, une classification des 22 stations étudiées a été réalisée par analyse hiérarchique à partir des données physico-chimiques.

Trois grands groupes de stations peuvent être distingués. Ils correspondent à différents types de qualité physico-chimique du sol (figure VI.2.2) :

- Le groupe 1 est constitué de toutes les stations cultivées de Feucherolles. Ce sont des stations soumises à une agriculture conventionnelle avec labour profond et application de pesticides. Elles présentent un pH et une teneur en limon significativement (ANOVA, $p < 0.001$) plus élevée que les deux autres groupes de stations.
- Le groupe 2 est formé par toutes les stations de forêt. Ce sont les parcelles représentatives du milieu naturel non perturbé. Ce groupe est caractérisé par des sols riches en matière organique, de pH acide avec les plus faibles concentrations de calcium et de phosphore assimilable.
- Le groupe 3 est un peu plus hétérogène bien qu'il regroupe principalement les parcelles de prairie. Ce groupe qui se distingue statistiquement des deux autres par des sols de pH entre 5 et 6, comprend certaines parcelles cultivées comme celles échantillonnées dans le site du Louroux (C12, sans labour, et C11 avec labour) qui ont la particularité d'avoir un sol couvert en permanence et C13 (parcelle cultivée du Morvan).

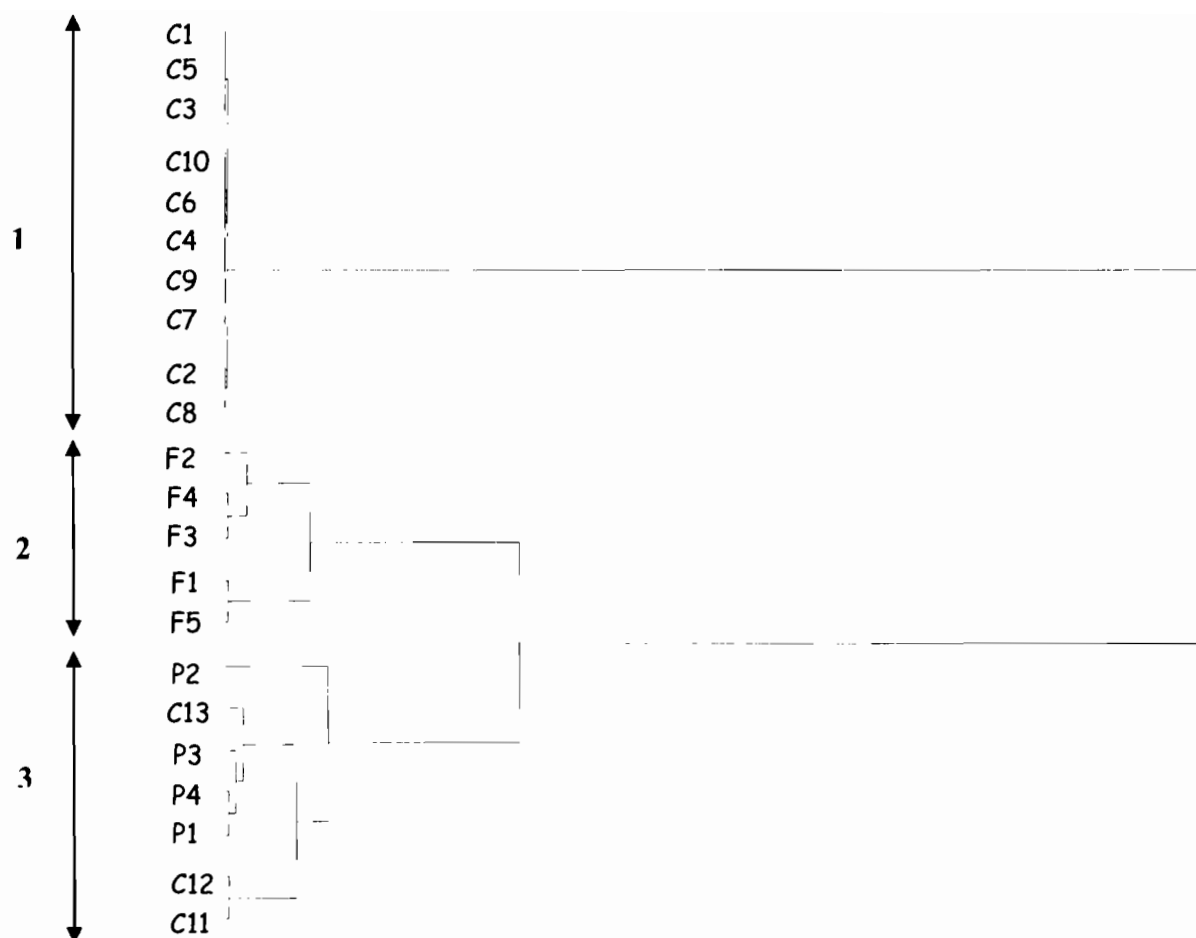


Figure VII.2.2 : Classification hiérarchique des 22 stations étudiées à partir des résultats de l'analyse en composantes principales réalisée sur les 14 paramètres physico-chimiques du sol.

VII.2.3 Discussion

L'analyse factorielle et la classification hiérarchique réalisées sur l'ensemble de stations à partir des données physico-chimiques confirment les résultats obtenus lors de la caractérisation des sols dans les diverses régions. Une modification profonde des propriétés physico-chimiques et un changement dans la qualité du sol est observé comme conséquence de sa mise en culture. L'ampleur des modifications est en relation avec l'intensité de la perturbation.

Le regroupement de stations observé dans le dendogramme montre que les facteurs responsables de leur classification sont principalement liés au type d'utilisation et à la gestion du sol tandis que le type de sol se trouve au deuxième plan et expliquerait des différences plus fines trouvés à l'intérieur de chacun de groupements.

Les stations appartenant au groupe 1 (C1, C5, C3, C10, C6, C4, C9, C7, C2 et C8) sont soumises à un système de culture conventionnelle caractérisé par un labour profond du sol, l'application de pesticides et l'exportation des résidus végétaux de récolte. Ce sols ont été soumis à ce type de gestion pendant une période de plus de 30 ans ce qui a provoqué une diminution importante de la teneur en matière organique du sol et peut expliquer leur faible capacité d'échange cationique (Pavan *et al.*, 1985 ; Malavolta, 1999). Le pH plus élevé trouvé dans ce groupe de sols serait dû aux apports de fumier qui ont un effet alcalinisant (Morel, 1996).

Les stations forestières représentatives du milieu « naturel » et non soumises à une perturbation anthropique sont réunies dans le groupe deux de la classification hiérarchique. A l'intérieur de ce groupe, assez homogène pour la plupart des paramètres physico-chimiques mesurés, on observe de sous-groupes de stations qui sont principalement provoqués par les différences en texture du sol notamment la teneur en sable et en limon. Certains paramètres, telle la teneur en phosphore assimilable qui dépend principalement de la roche mère et de l'âge et le degré du développement du sol, leur sont associés (Walker and Adams, 1958 ; Walker and Syers, 1976 ; Cross and Schlesinger, 1995).

Enfin, le troisième groupement de stations est composé par les sols de prairies et trois stations de sols cultivés. Le paramètre du sol qui détermine ce groupement est l'acidité du sol. La station F (parcelle cultivée du Morvan) possède un sol développé sur une roche mère granitique qui lui confère un pH acide. Dans le cas des stations du site du Louroux, les sols possèdent un couvert végétal permanent grâce à la pratique de l'interculture qui pourrait expliquer l'existence d'un pH plus bas dans la parcelle labourée (C11). En effet, la présence

d'un couvert végétal permanent implique en général une absorption plus importante de cations (Ca^+ , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+) par rapport aux anions (NO_3 , PO_4) par les racines (Dambrine et Tessier, 2001). De façon générale, plus la production de biomasse est élevée plus forte est la source d'acidité. En ce qui concerne la station C12, le non labour ainsi que le fait de laisser sur place les résidus végétaux de récolte favorisent sans doute l'acidification du sol. Une diminution significative du pH dans les systèmes de culture sans labour a été rapportée dans les travaux de Dalal (1989) en Australie, Dick (1983) aux USA et Arshad *et al.* (1990) au Canada.

L'analyse des propriétés physico-chimiques du sol mesurées dans ce travail montre bien l'impact des modes de gestion du sol sur sa qualité physico-chimique et permet d'établir des similitudes entre les sols soumis à des systèmes d'exploitation de la même nature.

VII.3. RELATION ENTRE LES CARACTERISTIQUES DU MILIEU ET LES MACRO-INVERTEBRES DU SOL

Résumé

Introduction

VII.3. Matériel et Méthodes

3.1.1 Données de l'étude

3.2.1 Traitement des données

3.2 Résultats

3.3 Discussion

Résumé

Une étude sur les relations entre les facteurs abiotiques et les communautés de macro-invertébrés du sol a été menée sur 22 stations réparties dans quatre sites sur le territoire français en 2000 et 2001. Quatorze paramètres physico-chimiques ont été mesurés et les macro-invertébrés ont été collectés dans chaque station. Une analyse de co-inertie a été réalisée à partir d'une ACP réalisée sur les 14 paramètres physico-chimiques du sol et d'une AFC réalisée sur les abondances moyennes des 110 principaux taxons.. Elle permet de montrer qu'il existe une bonne relation ($r=0.9$) entre les paramètres abiotiques et la communauté de macro-invertébrés. Deux gradients sont mis en évidence. Un fort gradient d'intensification dans l'exploitation du sol, sépare les milieux naturels de ceux soumis à un système de culture intensif. Les premiers sont caractérisés par de fortes teneurs en matière organique, une capacité de rétention en eau élevée et une capacité d'échange cationique plus importante et une faune sensible au changement de ces paramètres (les Vers de terre *Dendrobaena octaedra*, *Dendrobaena attemsi*, le Chilopode *Lithobius tricuspis*, la fourmi *Myrmica ruginodis*, les dermaptères et des araignées de la famille Hahniidae notamment). Les systèmes intensifiés abritent une faune plus résistante aux modifications introduites par ces systèmes de gestion (végétation annuelle, perturbation physique régulière du sol, traitements chimiques) (*Deroceras reticulatum*, *Aporrectodea sp.*, *Allolobophora rosea*, et *Trechus quadristriatus*). Un gradient dans la disponibilité de nutriments séparant également les sols possédant une plus forte concentration en potassium, magnésium et phosphore assimilable (P1, P2 et P3 principalement) des stations présentant des concentrations plus faibles dans ces éléments, et des valeurs élevées du rapport C/N (F1 et F5). Les stations des milieux naturels non soumises à des perturbations d'origine anthropique et caractérisées par un important couvert végétal présentent une faune plus riche et diversifiée.

Introduction

Les chapitres précédents ont permis de caractériser la nature physico-chimique des sols et d'étudier la structure et la composition des communautés de macro-invertébrés édaphiques dans les quatre sites français étudiés. Une typologie des stations à partir des données physico-chimiques et des données faunistiques a permis de distinguer plusieurs groupes de stations en fonction d'un gradient de perturbation reflété par la simplification du peuplement végétal et la modification plus ou moins intense des caractères physiques et chimiques du sol. L'analyse des deux arborescences suggère qu'il existe une bonne adéquation entre les données physico-chimiques et les données biologiques.

Une analyse combinée des paramètres abiotiques et des paramètres biologiques à l'aide de l'analyse de co-inertie proposée par Dolédec & Chessel (1994 ; Dray *et al.*, 2004) va nous permettre dans ce sous chapitre de caractériser et mesurer l'intensité des relations existant entre les communautés de macro-invertébrés et les facteurs abiotiques.

VI.3.1 Matériel et Méthodes

VII.3.1.1 Données de l'étude

Les quatorze paramètres physico-chimiques mesurés dans les sites d'étude et les 110 taxons de macro-invertébrés dont l'abondance minimale était supérieure à cinq individus par m² sur l'ensemble des échantillons ont été pris en compte pour l'analyse de co-inertie. Le nombre de taxons a ainsi été réduit de deux tiers (354 taxons vs 110).

VII.3.1.2 Traitement des données

Deux analyses préalables sur les données biologiques et les données abiotiques ont été nécessaires. Ce sont :

- une ACP sur les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques sur les 22 stations de l'étude
- une AFC sur les effectifs moyens des 110 taxons dans ces mêmes stations

Un test de permutation de Monte-Carlo (1000 permutations) a permis de vérifier le degré de signification de la co-structure résultante.

3.2 Résultats

Il existe une bonne correspondance entre les axes de co-inertie et les axes obtenus séparément dans l'ACP des données environnementales et l'AFC des données biologiques (figure VII.3.1). Les valeurs d'inertie maximales obtenues sur les tableaux séparés (inertie 1 et 2) sont très proches des valeurs d'inertie projetées sur les axes de co-inertie (variance 1 et 2 ; tableau VII.3.1). De plus, les fortes valeurs de corrélations obtenues entre les systèmes de coordonnées et les axes de la co-inertie indiquent qu'il existe une forte co-structure entre les deux tableaux de données. Le test de permutation sur les deux tableaux confirme que cette co-structure n'est pas due au hasard ($r = 0.9$, $p < 0.001$) (annexe 4).

Les deux premiers axes de la co-inertie expliquent à eux seuls 77.3% de la variabilité totale (figure VII.3.2). L'axe F1 explique 52.9% de l'inertie totale et l'axe F2, 24.4% (figure VII.3.2A).

L'analyse des variables physico-chimiques sur le plan factoriel F1×F2 (figure VII.3.2B) et les contributions absolues (annexe 4) permettent de retrouver les deux gradients identifiés aux chapitres précédents :

un gradient dans l'intensification de l'exploitation du sol le long de l'axe F1 essentiellement représenté par les teneurs en MO (carbone organique et azote total) du côté positif de l'axe. A ce paramètre sont liées la capacité de rétention en eau et la capacité d'échange cationique. Il s'oppose aux pH plus élevés et aux teneurs en calcium plus importantes représentées du côté négatif de l'axe. Ce gradient d'intensification détache les stations possédant les sols les plus perturbés (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9 et C10) (figure VII.3.2D). Ces stations sont caractérisées par des taxons résistants notamment à l'action mécanique du labour profond et à l'application de pesticides, comme les limaces (*Deroceras reticulatum*), les vers de terre endogés du genre *Aporrectodea sp.* et les diplopodes de la famille Polydesmidae. Le ver de terre endogé *Allolobophora rosea* est présent en quantités plus importantes dans ces stations ainsi que les larves de Diptères et le petit coléoptère de la famille Carabidae (*Trechus quadristriatus*) (figure VII.3.2C). A l'opposé nous retrouvons les stations de forêt qui représentent les milieux naturels où les perturbations d'origine anthropique sont plus limitées (F1, F2, F3, F4 et F5). Ces milieux sont caractérisés par

- une faune beaucoup plus sensible aux actions mécaniques et aux effets des produits chimiques, principalement représentée par les vers de terre épigés (*Dendrobaena octaedra* et *Dendrobaena attemsi*), les chilopodes de la famille Lithobiidae (*Lithobius*

tricuspis), la fourmi *Myrmica ruginodis*, les dermaptères et les araignées de la famille Hahniidae.

- un gradient de richesse en nutriments oppose les stations possédant une plus forte concentration en potassium, magnésium et phosphore assimilable (P2, P3 et P1 principalement) aux stations possédant des concentrations plus faibles de ces éléments et caractérisées par un rapport C/N élevé (F1 et F5) (figure VII.3.2D). Les stations les plus riches en K, Mg et P₂O₅ hébergent une faune caractérisée par le coléoptère de la famille Carabidae *Clivina fossor*, la fourmi *Myrmica scrabinodis*, les gastéropodes *Arion circumscriptus* et *Cochlicopa lubrica*, un grand nombre de taxons de coléoptères de la famille Staphylinidae et des araignées de la famille Tetragnathidae et Lycosidae principalement. A l'opposé se trouvent des stations de forêt présentant une faune caractérisée par des Isopodes (*Oniscus asellus*, *Eluma purpurascens*) et des chilopodes (*Schendyla nemorensis*, *Haplophilus subterraneus*).

Sur la figure VII.3.2D, les cercles représentent la projection dans le plan F1xF2 des stations en fonction des données physico-chimiques et l'extrémité des flèches la position de la station par rapport aux données biologiques. La distance entre les deux projections est matérialisée par la longueur de la flèche. Plus la distance est petite et plus les structures sont similaires. C'est le cas pour la plupart des stations à l'exception de P2, P1, P4 et F5 où la longueur plus prononcée des flèches indique que l'ordination des sites résultant de l'analyse des données physico-chimiques et celle résultant de l'analyse de données de faune sont assez différentes.

La station F5 (Feucherolles) présente une capacité de rétention en eau et une concentration en magnésium bien plus élevée que les autres stations forestières mais abrite une faune relativement similaire à ces dernières.

La station P2 présente des concentrations en calcium en potassium et en P₂O₅ plus élevées que les autres stations de prairie. La station P4 diffère des autres stations de prairie par la faible concentration en phosphore assimilable et une capacité de rétention en eau limitée. Les différences observées de ces paramètres ne semblent pas affecter la composition faunistique qui est semblable dans toutes les stations de prairie.

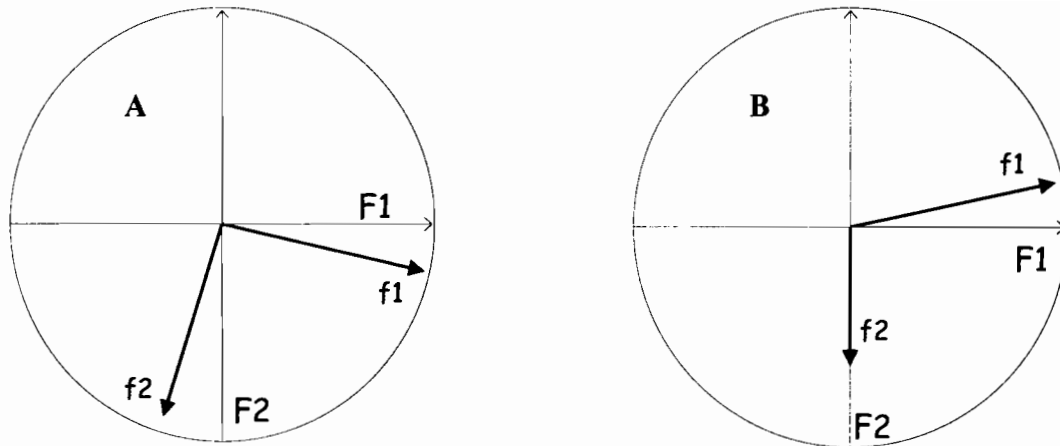


Figure VII.3.1 : Projection des axes d'inertie f_1 et f_2 des ACP et AFC réalisées séparément, sur les plans factoriels $F_1 \times F_2$ de la co-inertie. A) sur les données physico-chimiques, B) sur les données faunistiques

Tableau VII.3.1 : Intensité de la relation entre le tableau de données faunistiques et les variables environnementales. Résultats de l'analyse de co-inertie. Inerties 1 et 2 : ce sont les inerties maximales, obtenues pour les analyses séparées que l'on peut projeter sur les axes. Variances 1 et 2 : ce sont les inerties que l'on projette sur les axes de co-inertie. Corrélations : corrélation entre les systèmes de coordonnées pour les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie.

Axe	Variance 1	Variance 2	Corrélations	Inertie 1	Inertie 2
1	5.14	0.43	0.97	5.32	0.45
2	3.39	0.32	0.94	3.56	0.38

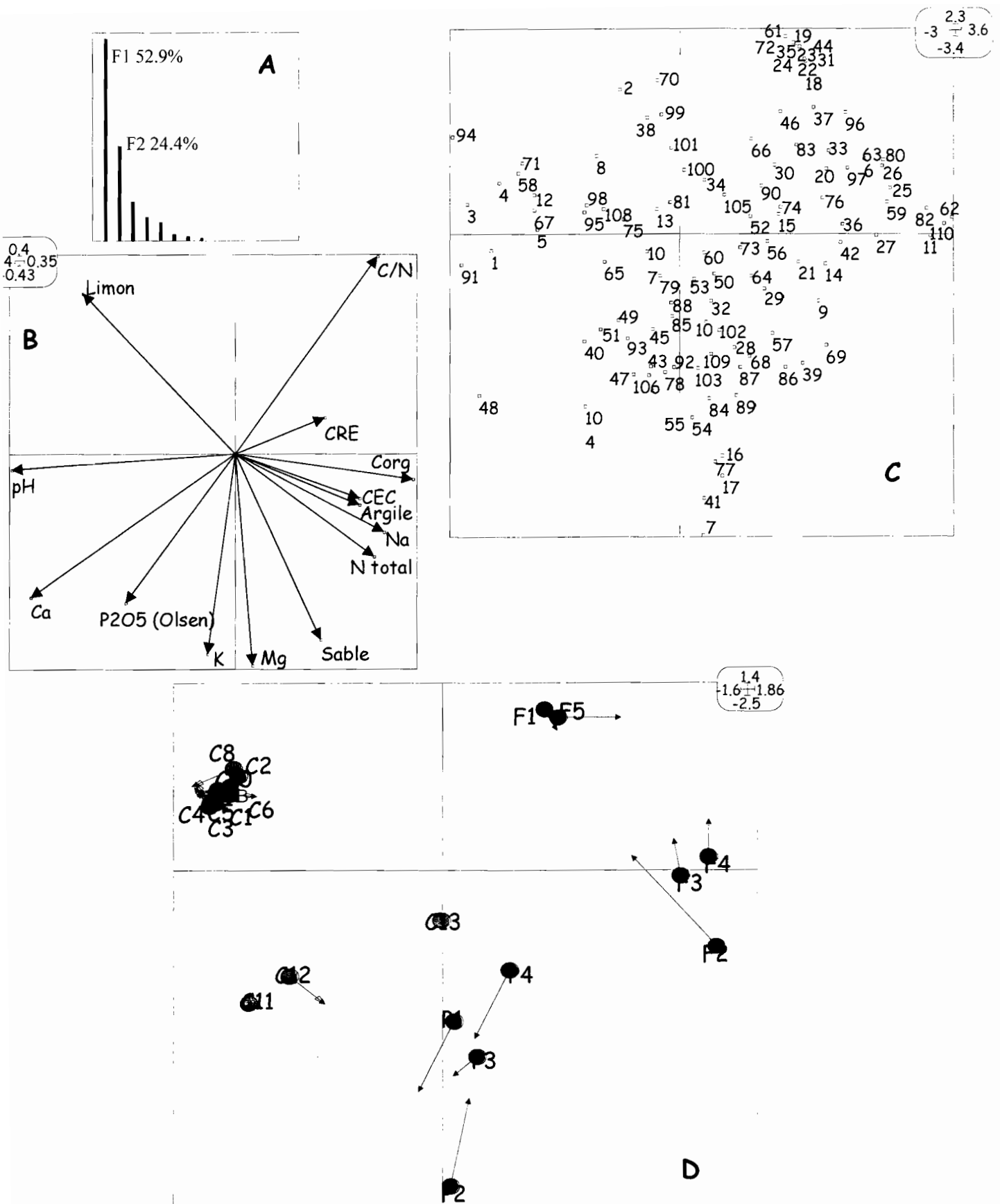


Figure VII.3.2 : Résultats de l'analyse de co-inertie. A) Graphe des valeurs propres. B) Relations entre les variables environnementales sur le plan factoriel F1×F2 de la co-inertie. C) Position des taxons sur le premier plan factoriel de la co-inertie. Les numéros des taxons correspondent à ceux du tableau VII.2.1. D) Position des stations sur le plan factoriel de l'analyse de co-inertie. Le cercle indique la position des stations par rapport aux données physico-chimiques et l'extrémité de la flèche la position de la station par rapport aux données faunistiques.

- 1: *Dyschirius* sp.: COL. CARABIDAE
- 2: *Asaphidion stierlini*: COL. CARABIDAE
- 3: *Trechus obtusus*: COL. CARABIDAE
- 4: *Bembidion negricorne*: COL. CARABIDAE
- 5: *Bembidion* sp. : COL. CARABIDAE
- 6 : *Notiophilus quadripunctatus* : COL. CARABIDAE
- 7: *Clivina fossor* : COL. CARABIDAE
- 8: *Trechus quadristriatus*: COL. CARABIDAE
- 9: *Pterostichus* sp. : COL. CARABIDAE
- 10: *Dromius* sp. : COL. CARABIDAE
- 11: *Bothriopterus* sp. :COL. CARABIDAE
- 12: *Deroceras reticulatum*: GASTEROPODE (LIMACE)
- 13: *Deroceras* sp. : GASTEROPODE (LIMACE)
- 14: *Arion intermedius* : GASTEROPODE (LIMACE)
- 15: *Arion* sp. : GASTEROPODE (LIMACE)
- 16: *Arion circumscriptus* : GASTEROPODE (LIMACE)
- 17: *Cochlicopa lubrica* sl : GASTEROPODE (ESCARGOT)
- 18: *Discus rotundatus*: GASTEROPODE (ESCARGOT)
- 19: *Aegopinella nitidula* : GASTEROPODE (ESCARGOT)
- 20: *Trichoniscus pusillus* : ISOPODE
- 21: *Philoscia* sp. : ISOPODE
- 22: *Oniscus asellus* : ISOPODE
- 23: *Eluma purpurascens* : ISOPODE
- 24: *Philoscia affinis* : ISOPODE
- 25: *Neobisium simile* : PSEUDOSCORPION
- 26: *Lithobius (Monotarsobius) crassipes* : CHILOPODE
- 27: *Lithobius tricuspis* : CHILOPODE
- 28: *Lithobius muticus* : CHILOPODE
- 29: *Lithobius* sp. : CHILOPODE
- 30: *Lithobius (Sigibius) microps* : CHILOPODE
- 31: *Lithobius macilentus* : CHILOPODE
- 32: *Geophilus electricus* : CHILOPODE
- 33: *Haplophilus subterraneus complanata* : CHILOPODE
- 34: *Brachygeophilus truncorum* : CHILOPODE
- 35: *Necrophloeophagus flavus* : CHILOPODE
- 36: *Cryptops parisi* : CHILOPODE
- 37: *Cryptops hortensis* : CHILOPODE
- 38: *Schendyla nemorensis* : CHILOPODE
- 39: *Geophilus* sp. : CHILOPODE
- 40: *Lamyctes fluvicornis* : CHILOPODE
- 41: *Myrmica scabrinodis* : FOURMI
- 42: *Myrmica ruginodis* : FOURMI
- 43: *Lasius platythorax* : FOURMI
- 44: *Stenammas petiolatum* : FOURMI
- 45: *Lasius niger* : FOURMI
- 46: *Myrmecina graminicola* : FOURMI
- 47: *Tythaspis sedecimpunctata* : COL. COCCINELIDAE
- 48: *Phyllotreta vittula* : COL. CHRYSOMELIDAE
- 49: COL. HYDROPHILIDAE
- 50: COL. ANTHRIBIIDAE
- 51: *Melanophthalma curticolis* : COL. LATHRIDIIDAE
- 52: *Apion* sp.1 : COL. CURCULIONIDAE
- 53: *Curculionide* 1 : COL. CURCULIONIDAE
- 54: *Kalama tricornis* : HETEROPTERE
- 55: *Emblethis* sp. : HETEROPTERE
- 56: *Sternorrhyncha* sp. : HOMOPTERE
- 57: HOMOPTERE
- 58: Polydesmidae : DIPLOPODE
- 59: Glomeridae : DIPLOPODE
- 60: Iulidae : DIPLOPODE
- 61: Craspedosomidae : DIPLOPODE
- 62: *Dendrobaena attemsi* : VER DE TERRE
- 63: *Dendrobaena octaedra* : VER DE TERRE
- 64: *Lumbricus castaneus* : VER DE TERRE
- 65: *Lumbricus terrestris* : VER DE TERRE
- 66: *Lumbricus rubellus* : VER DE TERRE
- 67: *Aporrectodea* sp. : VER DE TERRE
- 68: *Allolobophora* sp. : VER DE TERRE
- 69: *Octolasion cyaneum* : VER DE TERRE
- 70: *Allolobophora chlorotica* : VER DE TERRE
- 71: *Allolobophora rosea* : VER DE TERRE
- 72: Philodromidae : ARAIGNEE
- 73: Liocranidae : ARAIGNEE
- 74: Theridiidae : ARAIGNEE
- 75: Linyphiidae : ARAIGNEE
- 76: Araneidae : ARAIGNEE
- 77: Tetragnathidae : ARAIGNEE
- 78: Lycosidae : ARAIGNEE
- 79: Thomisidae : ARAIGNEE
- 80: Agelenidae : ARAIGNEE
- 81: Clubionidae : ARAIGNEE
- 82: Hahniidae : ARAIGNEE
- 83: Dysderidae : ARAIGNEE
- 84 : *Philonthus carbonarius* : COL. STAPHYLINIDAE
- 85: *Philonthus cognatus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 86: *Quedius nitipennis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 87: *Tachinus signatus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 88: *Oxygaster opaca* : COL. STAPHYLINIDAE
- 89: *Tachyporus dispar* : COL. STAPHYLINIDAE
- 90: *Stenus impressus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 91: *Xantholinus linearis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 92: *Xantholinus longiventris* : COL. STAPHYLINIDAE
- 93: *Amischa* sp. : COL. STAPHYLINIDAE
- 94: *Lathrobium fulvipenne* : COL. STAPHYLINIDAE
- 95: *Lathrobium longulum* : COL. STAPHYLINIDAE
- 96: *Othius punctulatus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 97: *Othius subuliformis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 98: *Aloconota gregaria* : COL. STAPHYLINIDAE
- 99: *Atheta laticollis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 100: *Atheta (Mocyta) fungi* : COL. STAPHYLINIDAE
- 101: *Atheta amplicollis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 102: *Stenus clavicornis* : COL. STAPHYLINIDAE
- 103: *Rugilus orbiculatus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 104 : *Aleochara bipustulata* : COL. STAPHYLINIDAE
- 105: *Tachyporus hypnorum* : COL. STAPHYLINIDAE
- 106: *Tachyporus tersus* : COL. STAPHYLINIDAE
- 107: Larves de Coléoptère
- 108: Larves de Diptère
- 109: Larves de Lépidoptère
- 110: *Chelidurella* sp. : DERMATERE

VII.3 Discussion

L'analyse de co-inertie confirme que les communautés de macro-invertébrés reflètent fidèlement, par leur abondance et leur composition, les facteurs environnementaux qui caractérisent le milieu dans lequel elles vivent. La mise en culture du sol et les pratiques d'agriculture intensive modifient profondément ces caractéristiques. On observe en particulier une diminution très importante de la teneur en matière organique, de la capacité d'échange cationique et de la capacité de rétention en eau, augmentation du pH et une forte altération de la structure du sol produite par le labour profond. Ceci entraîne la disparition des espèces les plus sensibles à l'effet mécanique du labour et à l'application de pesticides (vers de terre épigés, dermaptères, certaines familles d'araignées et de chilopodes ainsi que la presque totalité de diplopodes). Il ne reste dans ces sols que des organismes comme des vers de terre endogés et certains coléoptères de petite taille notamment de la famille Carabidae comme *Trechus quadristiatus* qui a été recensé par Thiele (1977) comme l'une des espèces caractéristiques des terres cultivées en Europe. Malgré l'influence importante de l'intensification culturale dans ces sites l'application de matière organique sous forme de compost y favorise l'apparition ou la prolifération de taxons comme les diplopodes de la famille Polydesmidae.

Une diminution dans l'intensification de l'exploitation du sol peut modifier certains paramètres physico-chimiques et améliorer les conditions de vie dans le sol. Ceci a un impact mesurable sur la structure et la composition faunistique des sols. Les macro-invertébrés sont de fait des indicateurs suffisamment sensibles pour réagir aux changements parfois légers d'ordre chimique ou physique. L'absence de couverture du sol et d'un système litière dans les systèmes les plus intensifs fait disparaître une grande partie des arthropodes transformateurs de litière.

Les milieux les moins perturbés ont des stocks plus élevés de matière organique, un couvert végétal et une humidité du sol plus importants qui permettent l'installation des taxons les plus exigeants. Les isopodes, par exemple, sont parmi les taxons les plus sensibles à l'application de pesticides (insecticides et herbicides) (Eijsackers, 1981; Farkas *et al.*, 1996; Fischer *et al.*, 1997) et à la réduction des abris et de la nourriture provoquée par les systèmes de culture conventionnelle (Paoletti, 1987; Stinner and House, 1990 ; Hassall, 1996).

Sur la base de ces observations nous allons, dans les prochains chapitres, chercher les espèces indicatrices caractérisant chaque situation et leur octroyer une valeur indicatrice qui sera utilisée dans la construction d'un système synthétique indicateur de l'état du sol.

CHAPITRE VIII:

EVALUATION DE LA QUALITE DU SOL

**PROPOSITION D'UN INDICE BIOLOGIQUE ADAPTEE AUX MACRO-
INVERTEBRES EDAPHIQUES DE FRANCE**

PROPOSITION D'UN INDICE BIOLOGIQUE ADAPTE AUX MACRO- INVERTEBRES EDAPHIQUES DE FRANCE

Résumé

Introduction

VIII.1 Détermination de l'indice de qualité du sol

VIII.2 Attribution d'une valeur indicatrice

VIII.2.1. Données utilisées

VIII.2.2 Calcul de la valeur indicatrice

VIII.3 Evaluation de la qualité du sol des stations de l'étude

VIII.4 Protocole d'échantillonnage

VIII.5 Evaluation de la qualité du sol d'un site pollué par les métaux lourds

Résumé

A partir d'une étude sur les relations entre les macro-invertébrés édaphiques et les paramètres physico-chimiques du sol menée sur 22 stations localisées dans 4 régions en France, un indice biotique a été élaboré. L'Indice Biotique de la Qualité du Sol (IBQS) est basé sur la méthode IndVal qui attribue une valeur indicatrice aux taxons les plus fidèles et les plus spécifiques à un groupe de sites. La plupart des taxons ont été déterminés au niveau de l'espèce et la méthode IndVal a été appliquée sur la classification des sites obtenue par l'analyse hiérarchique réalisée au chapitre VII. L'indice a été calculé pour les 22 sites de l'étude à partir de ces valeurs indicatrices ce qui a permis de les séparer en cinq classes de qualité (mauvaise, moyenne, bonne, très bonne et optimale). Les milieux les plus dégradés obtiennent une valeur d'indice comprise entre 1 et 4, pour ceux de qualité moyenne l'indice varie entre 5 et 8, les valeurs pour les sites de bonne qualité oscillent entre 9 et 12, entre 13 et 17 pour les sites qualifiés de très bons et entre 18 et 20 pour la classe de qualité optimale. Il a été mis en évidence que le niveau de la famille peut être utilisé pour une évaluation plus rapide et générale de l'état du sol avec l'indice. Un protocole d'échantillonnage est proposé pour l'application de cet indice. Toutefois, il serait souhaitable d'augmenter le nombre de sites utilisés dans ce travail afin d'augmenter sa robustesse. Une validation sur d'autres sols est indispensable pour pouvoir établir les limites d'application de ce système.

Introduction

L'utilisation des communautés de macro-invertébrés comme indicateurs de la qualité des eaux douces est pratiquée depuis de nombreuses années à grande échelle (Verneaux *et al.*, 1982; De Pauw and Vanhooren, 1983; Metcalfe, 1989; Reynoldson and Metcalfe, 1992; Resh *et al.*, 1995). L'Indice Biologique Globale Normalisé (I.B.G.N) utilisé en France pour l'évaluation de la qualité des eaux douces courantes considère la démarche biocénotique, visant à caractériser les perturbations par leurs effets sur les communautés en place, comme seule démarche valable pour l'appréciation globale de la qualité des systèmes d'eau courante et des effets réels des perturbations. L'analyse de la co-structure faune/paramètres physico-chimiques a amené à une liste de groupes indicateurs possédant une 'note indicielle' qui est utilisée dans le calcul de l'indice.

Un système équivalent pour évaluer l'impact des activités d'origine anthropique sur les sols n'existe pas. Le succès de ces systèmes d'évaluation en milieu aquatique suggère la nécessité de développer une procédure similaire d'évaluation applicable à l'environnement terrestre

Dans le chapitre précédent, nous avons pu démontrer la pertinence de l'utilisation des macro-invertébrés du sol dans un tel système d'évaluation. En effet, les macro-invertébrés apparaissent comme de bons outils d'évaluation de la qualité du sol ou de l'habitat où ils vivent.

L'utilisation de ces organismes nécessite la collecte d'échantillons représentatifs, une détermination précise des taxons et un système de calcul qui permette de transcrire les relevés faunistiques en indices interprétables par des gestionnaires.

Ce chapitre a pour objectif :

- d'obtenir la liste des taxons indicateurs et leur valeur indicatrice (méthode IndVal) pour le calcul de l'indice biotique ;
- de proposer un indice biotique d'évaluation de la qualité du sol, fondé sur la méthode des valeurs indicatrices ;
- de quantifier avec cet indice la qualité du sol des sites d'étude ;
- d'élaborer un protocole pour la collecte des données et leur traitement pour calculer un tel indice.

VIII.1 Détermination de l'indice de qualité du sol

Jusqu'à présent, le seul indice biotique développé pour évaluer la qualité du sol était celui de Bongers (1990) basé sur la composition des peuplements de nématodes.

L'indice Biotique de la Qualité du Sol (IBQS) que nous proposons utilise la méthode IndVal de recherche de taxons indicateurs (Dufrene et Legendre, 1997). Après avoir défini des groupes de sites par une méthode de classification, cette méthode attribue un score à chaque taxon et pour chaque groupe de sites. Ce score est calculé à partir de l'abondance relative des espèces dans un groupe et de leur fréquence d'apparition dans les divers groupes de sites. Un test statistique permet ensuite de déterminer si l'indicateur est significatif ou non.

L'indice est calculé appliquant l'expression suivante aux taxons pour lesquels l'indice IndVal est significatif :

$$IBQS = \sum_{i=1}^n \ln(D_i+1) \times S_i$$

Où D_i = abondance moyenne des taxons indicateurs présents dans l'échantillon

S_i = pouvoir indicateur (IndVal) du taxon indicateur i

La qualité d'un sol est ainsi fonction de l'abondance des espèces indicatrices trouvées sur ce milieu et de leur score. La normalisation des données permet d'observer les différences plus clairement. Les sols les plus dégradés sont toujours caractérisés par une faible abondance et une faible diversité de macro-invertébrés. Les taxons pour lesquels le nombre d'individus récoltés est inférieur à 5 sont éliminés du calcul car leur valeur indicatrice a un sens seulement sur la base de leur spécificité et leur fidélité au sol sous évaluation. L'indice prend ainsi des valeurs différentes sur une échelle de 1-20 en fonction de la qualité biologique d'un milieu.

VIII.2 Attribution d'une valeur indicatrice

L'identification des taxons caractéristiques des groupes de sites obtenus dans la classification hiérarchique réalisée dans le chapitre VI et la valeur indicatrice qui leur est associée ont été calculés à l'aide de la méthode IndVal (Dufrene et Legendre, 1997). Cette méthode définit l'espèce indicatrice comme celle qui est la plus caractéristique de chaque groupe de sites. Cela implique qu'elle soit trouvée principalement dans un seul groupe de la typologie (spécificité) et présente dans la plupart des sites appartenant à ce groupe (fidélité).

Le calcul de la valeur indicatrice (IndVal) est ainsi réalisé à partir de ces deux composantes suivant la formule :

$$\text{IndVal}_{ij} = A_{ij} * B_{ij} * 100$$

pour l'espèce *i* dans le groupe de sites *j*.

Le premier terme A_{ij} est calculé comme $A_{ij} = N_{\text{individus}_{ij}} / N_{\text{individus}_i}$. Ce terme correspond à l'abondance moyenne de l'espèce *i* dans les sites du groupe *j* comparée à la moyenne de cette espèce dans tous les groupes de sites qui font l'objet de l'étude. Ce terme fait référence à la **spécificité** de chaque espèce. Il atteint sa valeur maximale quand une espèce *i* est présente seulement dans le groupe *j*.

Le deuxième terme calculé comme $B_{ij} = N_{\text{sites}_{ij}} / N_{\text{sites}_j}$. $N_{\text{sites}_{ij}}$ correspond au nombre de sites dans le groupe *j* dans lesquels l'espèce *i* est présente et N_{sites_j} est le nombre total de sites dans ce groupe. B_{ij} mesure la **fidélité** et sa valeur est maximale quand l'espèce *i* est présente dans tous les sites du groupe *j*.

La valeur indicatrice attribuée à une espèce *i* pour une typologie de sites donnée correspond à la valeur la plus grande du IndVal_{ij} observée parmi tous les groupes *j* faisant partie de la typologie. Cette valeur est maximale (=100%) quand les individus de l'espèce *i* se trouvent dans tous les sites de seulement un groupe de sites. La signification statistique des valeurs indicatrices calculées pour chaque espèce est évaluée en utilisant un test de permutation standard.

VIII.2.1 *Données utilisées*

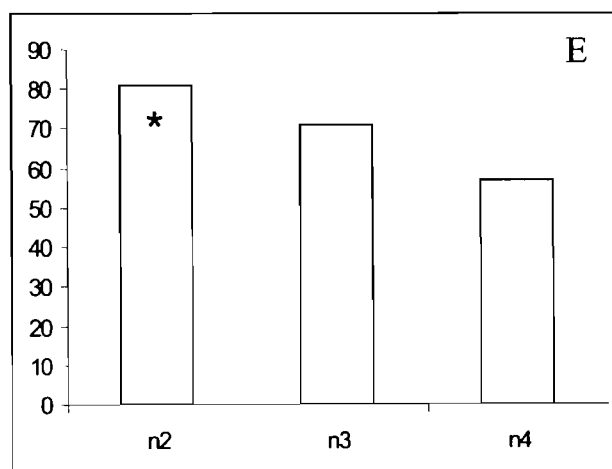
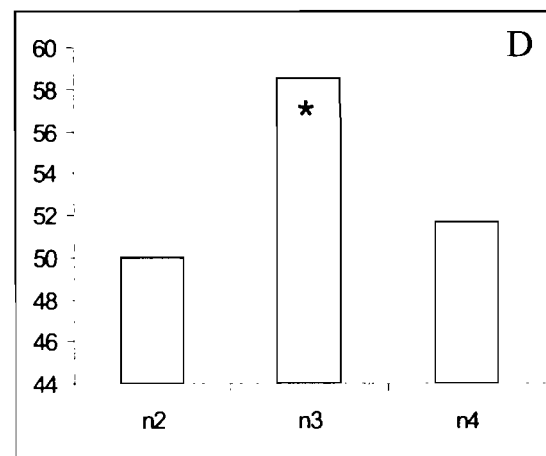
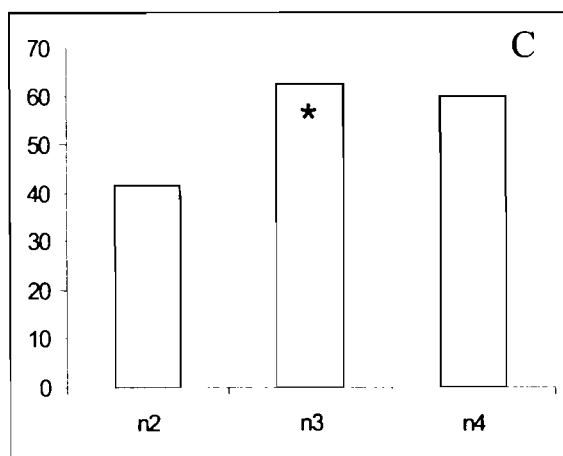
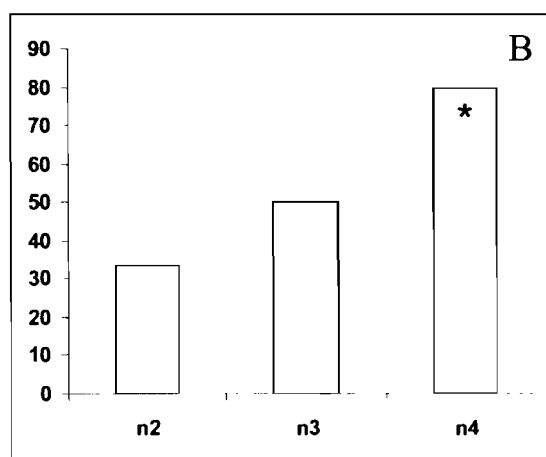
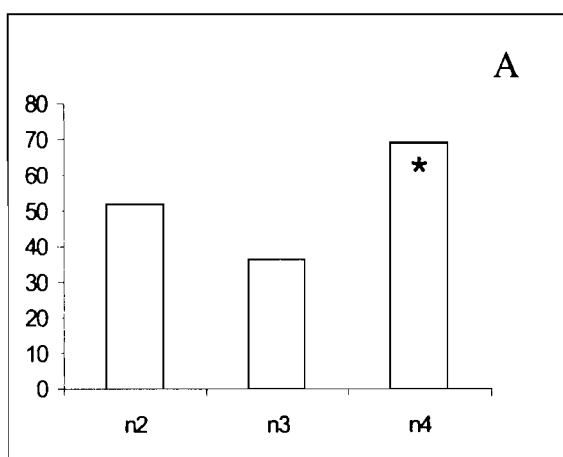
Pour l'application de l'IndVal la typologie obtenue à partir de l'analyse multivariée (AFC) des données de macro-invertébrés a été utilisée (cf. chapitre VI). Des 332 taxons récoltés dans l'ensemble des sites échantillonnés 222 (soit les deux tiers) ont été trouvés moins de cinq fois et ont été éliminés pour la réalisation de l'analyse de la valeur indicatrice.

VII.2.2. *Calcul de la valeur indicatrice*

Pour déterminer si un taxon est indicateur, nous avons suivi la procédure employée par Dufrene et Legendre (1997) et après l'examen de la signification de l'indice nous avons retenu un seuil de 25%. Cela implique qu'une espèce caractéristique est présente au moins dans 50% des sites d'un groupe et que son abondance relative dans ce groupe atteint au moins 50%. Si l'une de ces deux valeurs atteint 100%, l'autre est toujours majeure ou égale à 25%.

Parmi les 110 taxons examinés, 38 ont été retenus pour leur utilisation dans le calcul de l'indice. Quinze de ces 38 taxons atteignent leur valeur indicatrice maximale au niveau hiérarchique 4 de la typologie qui établit les quatre principaux groupes de qualité définis dans

le chapitre VI. Vingt-sept taxons sont spécialistes, leur valeur indicatrice augmente au fur et à mesure que les sites sont de plus en plus divisés à l'intérieur des groupes, c'est le cas par exemple de l'espèce d'isopode *Lithobius microps* ou du vers de terre épigé *Dendrobaena octaedra* (Figure VIII.1A et B). Six taxons sont indicateurs d'un niveau hiérarchique intermédiaire comme c'est le cas pour le coléoptère Staphylinidae *Othius subuliformis* ou les araignées de la famille Thomisidae (figure VIII.1C et D) et cinq sont généralistes, ils présentent une valeur indicatrice maximale aux niveaux plus bas de la hiérarchie (cas du vers de terre *Allolobophora rosea* par exemple) (figure VIII.1E).



La liste des 38 taxons indicateurs comporte dans la plupart des cas des organismes déterminés au niveau espèce ou genre (29). Huit autres taxons sont déterminés au niveau de la famille et un au niveau de l'ordre (Larves de Lépidoptère). La liste des taxons utilisés comme indicateurs et leurs valeurs indicatrices sont présentés dans le tableau VIII.1.

Afin de connaître les taxons responsables des dernières divisions observées à l'intérieur de chacun des quatre groupes de qualité, nous avons poussé l'analyse jusqu'au derniers niveaux hiérarchiques. Les taxons ayant obtenu une valeur indicatrice statistiquement significative (tableau VIII.2) ont été pris en compte dans l'interprétation du résultat donné par l'indice (tableau VIII.4).

Taxon indicateur	Groupe de macro-invertébré	Valeur indicatrice
<i>Clivina fossor</i>	Coléoptère CARABIDAE	67
<i>Arion intermedius</i>	LIMACE	61
<i>Arion circumscriptus</i>	LIMACE	100
<i>Cochlicopa lubrica</i>	ESCARGOT	67
<i>Discus rotundatus</i>	ESCARGOT	60
<i>Trichoniscus pusillus</i>	ISOPODE	68
<i>Oniscus asellus</i>	ISOPODE	60
<i>Neobisium simile</i>	PSEUDOSCORPION	80
<i>Lithobius crassipes</i>	CHILOPODE	60
<i>Lithobius tricuspis</i>	CHILOPODE	84
<i>Lithobius microps</i>	CHILOPODE	69
<i>Cryptops hortensis</i>	CHILOPODE	77
<i>Lamyctes flavicornis</i>	CHILOPODE	73
<i>Myrmica scrabinodis</i>	FOURMI	82
<i>Myrmica ruginodis</i>	FOURMI	65
<i>Thyttaspis sedecimpunctata</i>	Coléoptère COCCINELIDAE	75
Hydrophilidae	Coléoptère HYDROPHILIDAE	75
<i>Melanophthalma curticolis</i>	Coléoptère LATHRIDIIDAE	50
Polydesmidae	DIPLOPODE	58
Glomeridae	DIPLOPODE	60
<i>Dendrobaena octaedra</i>	VERS DE TERRE EPIGE	80
<i>Lumbricus castaneus</i>	VERS DE TERRE EPIGE	50
<i>Aporrectodea sp.</i>	VERS DE TERRE	48
<i>Allolobophora rosea</i>	VERS DE TERRE ENDOGE	57
Araneidae	ARAIGNEE	56
Tetragnathidae	ARAIGNEE	90
Thomisidae	ARAIGNEE	52
Agelenidae	ARAIGNEE	80
Hahniidae	ARAIGNEE	60
<i>Tachinus signatus</i>	Coléoptère STAPHYLINIDAE	53
<i>Tachyporus dispar</i>	Coléoptère STAPHYLINIDAE	67

Taxon indicateur	Groupe de macro-invertébré	Valeur indicatrice
<i>Amischa sp.</i>	Coléoptère STAPHYLINIDAE	90
<i>Lathrobium fulvipenne</i>	Coléoptère STAPHYLINIDAE	50
<i>Othius punctulatus</i>	Coléoptère STAPHYLINIDAE	60
<i>Othius subuliformis</i>	Coléoptère STAPHYLINIDAE	60
<i>Aleochara bipustulata</i>	Coléoptère STAPHYLINIDAE	50
<i>Tachyporus tersus</i>	Coléoptère STAPHYLINIDAE	75
Larves de Lépidoptère	CHENILLE	57

Tableau VIII.1 : Liste des taxons indicateurs des groupes de sites séparés par l'analyse hiérarchique du chapitre VI avec la valeur indicatrice attribuée par la méthode IndVal. Le taxons présentant une valeur indicatrice maximale pour le niveau hiérarchique considéré apparaissent en gras.

Niveau hiérarchique	Groupes de sites séparés	Taxon indicateur	Groupe de macro-invertébré
Sept	C12,C13,P1 /// C11	<i>Phyllotreta vittula</i>	Coléoptère CHRYSOMELIDAE
		<i>Xantholinus linearis</i>	Coléoptère STAPHYLINIDAE
Neuf	F1, F2 /// F5, F4, F3	Hahniidae	ARAIGNEE
		Glomeridae	DIPLOPODE
		Larves de Diptère	LARVE DE DIPTERE
Treize	C12, P1 /// C13	<i>Deroceras reticulatum</i>	LIMACE
Dix-neuf	C1, C2, C9, C6/// C10, C5, C7, C8, C3, C4	Polydesmidae	DIPLOPODE

Tableau VIII.2 : Liste des taxons indicateurs des groupes de sites des derniers niveaux de la typologie. (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C10, C11, C12, C13 : **Champs**; P1 : **Prairie** ; F1, F2, F3, F4 et F5 : **Forêts**).

IBQS	Note	Classe de qualité	Qualification
<282-685	1-4	I	Mauvaise
686-1089	5-8	II	Moyenne
1090-1492	9-12	III	Bonne
1493-1997	13-17	IV	Très bonne
1998-2300 (ou plus)	18-20	V	Optimale

Tableau VIII.3 : Classes de qualité du sol définies à partir de l'indice IBQS.

IBQS	Note de qualité
<282-382	1
383-483	2
484-584	3
585-685	4
686-786	5
787-887	6
888-988	7
989-1089	8
1090-1190	9
1191-1291	10
1292-1391	11
1392-1492	12
1493-1593	13
1594-1694	14
1695-1795	15
1796-1896	16
1897-1997	17
1998-2097	18
2098-2198	19
2199-2299	20

Tableau VIII.4 : Liste des notes de qualité associées aux valeurs obtenues avec l'IBQS

VIII.3 Evaluation de la qualité du sol des stations de l'étude

L'application de l'IBQS sur les 22 stations de l'étude a mis en évidence l'existence de cinq classes de qualité (tableau VIII.3). Sur l'ensemble des sols, 11 ont obtenu la classe de qualité I (mauvaise), 3 la classe de qualité II (moyenne), 5 la classe de qualité III (bonne), 1 la classe IV (très bonne) et 2 la classe V (optimale). Les sols cultivés avec un système d'exploitation intensif (C1, C2, C11, C3, C4, C7, C8, C9, C10, C6 et C5) obtiennent un indice inférieur à 5, indiquant une mauvaise qualité du sol. La plupart des sols des stations forestières présentent la meilleure qualité avec des valeurs d'indice comprises entre 13 et 20.

Une augmentation dans la valeur de l'indice indique une amélioration de la qualité du sol. Ainsi au sein d'une même classe de qualité s'observent des différences indiquant une variabilité de l'état de qualité du sol (tableau VIII.4). Par exemple, parmi les sites avec une note de mauvaise qualité (sols cultivés avec un système de gestion intensif) on observe que les sites plus dégradés (pauvres en matière organique et très perturbés physiquement) obtiennent une note de qualité égal à 1 (C11, C1, C2 et C4) tandis que ceux qui reçoivent un apport en matière organique sous forme de compost (C7, C8, C4, C9 et C10) obtiennent une valeur d'indice de 2 et finalement les sols avec l'apport le plus riche en matière organique (C5 et C6) obtiennent une note de qualité égale à 3 (tableau VIII.5).

Utilisation du sol	Code	Valeur IBQS	Note de qualité	Classe de qualité
Champ	PL	282	1	Mauvaise
Champ	T	309	1	Mauvaise
Champ	FFOM	326	1	Mauvaise
Champ	T(N)	344	1	Mauvaise
Champ	DVB(N)	361	1	Mauvaise
Champ	OMG(N)	388	2	Mauvaise
Champ	DVB	427	2	Mauvaise
Champ	FFOM(N)	435	2	Mauvaise
Champ	OMG	450	2	Mauvaise
Champ	F	485	3	Mauvaise
Champ	F(N)	494	3	Mauvaise
Champ	PSL	734	5	Moyenne
Champ	FM	841	6	Moyenne
Prairie	P	1081	8	Moyenne
Prairie	ALT	1092	9	Bonne
Forêt	B	1168	9	Bonne
Forêt	A	1235	10	Bonne
Prairie	C	1287	10	Bonne
Prairie	PU	1483	12	Bonne
Forêt	FOcf	1531	13	Très bonne
Forêt	FO	2057	18	Optimale
Forêt	BT	2278	20	Optimale

Tableau VIII.5 : Liste des valeurs obtenues avec l'indice IBQS et leur note de qualité associée

Les valeurs octroyées par l'IBQS sont reliées aux variations des valeurs des paramètres physico-chimiques mesurés. En effet, il existe de fortes corrélations entre la valeur donnée par l'indice et la plupart des paramètres du sol mesurés (tableau VIII.6). Ainsi une augmentation dans la valeur de l'indice indique l'augmentation de la teneur en matière organique du sol (carbone et azote) ainsi qu'une augmentation dans la disponibilité du Na et de la capacité d'échange cationique du sol. En ce qui concerne la texture du sol, l'augmentation de la valeur de l'IBQS indique une teneur en sable et argile plus importante dans ces sols. En revanche, l'augmentation de la valeur de l'IBQS indique en même temps une diminution de la valeur du pH du sol, de la biodisponibilité de calcium et de phosphore dans le sol que l'on peut considérer comme des indices d'eutrophisation du sol ainsi que de la teneur en sable.

A l'intérieur des différentes classes de qualité établies par l'IBQS la présence de certains taxons permet une interprétation plus fine du résultat donné par l'indice (tableau VIII.7). Ainsi par exemple, dans les sites ayant une mauvaise note, la présence de diplopodes de la famille Polydesmidae dans au moins la moitié des prélèvements et présentant une abondance proche de la moitié de l'abondance total de macro-invertébrés trouvés sur ce site

indiquerait que le sol possède une teneur importante en matière organique fraîche. Cette observation est en accord avec les résultats obtenus par Hu *et al.* (1999) qui mettent en évidence des fortes corrélations positives entre diplopodes et matière organique. Ces sols ont certainement un degré d'humidité et une biodisponibilité de phosphore plus élevé que ceux où cette famille de diplopodes est absente. Si la présence et l'abondance des individus récoltés est dominée par le coléoptère Chrysomelidae *Phyllotreta vittula* ou le coléoptère Staphylinidae *Xantholinus linearis* le sol échantillonné est un sol très pauvre, fortement dégradé et perturbé physiquement. *Xantholinus linearis* est une espèce généraliste très commune qui peut être trouvée dans un grand nombre de milieux. Cette espèce a la capacité de vivre dans des zones très sablonneuses, pauvres en matière organique, dans des sols secs et avec une végétation pauvre (Eyre *et al.*, 2001). Le fait d'apparaître comme l'espèce la plus caractéristique des champs les plus dégradés indique que le reste de la faune est rare et peu abondante. De même, *Phyllotreta vittula* est un coléoptère phytophage considéré un insecte nuisible pour les cultures (notamment pour les céréales) et le fait d'être considéré caractéristique de ces milieux indique qu'il n'y a pas de prédateurs et que les autres groupes de faune du sol sont faiblement représentés et par conséquent qu'il s'agit d'un milieu fortement dégradé.

Parmi les sites qui appartiennent à la classe de qualité « moyenne », la présence de la limace de la famille Agriolimacidae, *Deroceras reticulatum*, est caractéristique des sols cultivés avec des conditions intermédiaires entre les sols cultivés de manière intensive et les sols des prairies par exemple. Les sols cultivés de manière moins intensive où cette limace est présente sont des sols avec un bon degré d'humidité, peu acides, avec une certaine biodisponibilité de calcium et une texture fine (Ondina *et al.*, 2003). Ces sont des sols qui offrent des refuges aux limaces grâce à une certaine couverture du sol en surface et à un meilleur état d'aération du sol présentant des cavités où elles peuvent se déplacer facilement (Hommay, 1995). La présence et l'abondance importante de cette limace dans un sol indique une légère amélioration de l'état de ce sol dû aux pratiques de gestion moins intensives mais révèle aussi l'absence où la présence rare d'autres invertébrés, ennemis naturels, qui pourraient limiter la population de limaces comme par exemple les grandes espèces de coléoptères de la famille Carabidae et Staphylinidae entre autres (Hommay, 1995) qui sont en même temps indicatrices de la bonne qualité d'un milieu (Kromp, 1999).

Au sein des sites ayant obtenu une note de « bonne qualité », la présence des araignées de la famille Hahniidae reflète l'existence d'un degré d'humidité dans le sol important et

constant. En effet, les araignées de cette famille sont reconnues comme étant spécialistes de des habitats humides (Harris *et al.*, 2003).

Par ailleurs, si les sites classés avec une note de « très bonne qualité » et dominés par la présence des diplopes de la famille Glomeridae met en évidence des sols riches en matière organique de bonne qualité. En effet, une étude réalisé par Lyford (1943) et Kheirallah (1979) dans des forêts de feuillus en milieu tempéré a montré que les diplopes choisissent leur nourriture en fonction de leurs préférences. Ainsi, ils préfèrent des litières de bonne qualité chimique (avec des ratio C/N and C/P relativement petits) ayant des concentrations importantes en N, P, K, Ca et Mg (Warren and Zou, 2002).

Parmi les sites de « qualité optimale » une abondance des larves de diptère proche de la moitié du total d'invertébrés récoltés et leur présence dans au moins la moitié des prélèvements indique un apport important de matière organique morte ainsi qu'un fort degré d'humidité dans le sol (Frouz, 1999). La relation positive entre l'abondance de larves de diptère et la quantité de litière (Paoletti and Bressan, 1996) indique une productivité plus forte du système (biomasse végétale). En même temps, la présence du coléoptère de la famille Carabidae *Asaphidion stierlinii* met en évidence le caractère humide du sol et sa capacité de rétention en eau (Speight *et al.*, 1986).

L'absence totale de ces taxons dans les sols échantillonnés où leur présence dans moins de la moitié des échantillons récoltés mais avec une abondance inférieure au 50% du total d'invertébrés récoltés serait en train d'indiquer des conditions écologiques opposées à celles qui caractérisent les milieux où ils sont présents. Par exemple, dans un site classé avec une note de mauvaise qualité l'absence totale de diplopes de la famille Polydesmidae où sa faible présence et abondance serait en train d'indiquer l'absence de matière organique morte dans les premiers centimètres du sol, une faible bio-disponibilité de P₂O₅ et un degré d'humidité très faible dans le sol.

Classe de qualité du sol	Taxons indicateurs (présent dans au moins la moitié des prélèvements et représentant près de la moitié de l'abondance totale)	Indication
Mauvaise (1-4)	<i>Polydesmidae</i>	>P ₂ O ₅ biodisponible (Hu, 1999) >MO dans les premiers centimètres du sol >degré d'humidité
	<i>Phyllotreta vittula</i>	Dégradation très intense
	<i>Xantholinus linearis</i>	<MO, sols secs, sableux et de végétation pauvre (Eyre, 2001).
Moyenne (5-8)	<i>Deroceras reticulatum</i>	>biodisponibilité de calcium et sols de texture fine (Ondina, 2003)
Bonne (9-12)	<i>Hahniidae</i>	>humidité (Marc, 1999) >stabilité du milieu (York Main, 2001)
Très bonne (13-17)	<i>Glomeridae</i>	>productivité (biomasse végétale) >humidité (Demange, 1981)
Optimale (18-20)	<i>Larves de diptère</i>	>productivité (biomasse végétale) (Frouz, 1999) humidité du sol élevée
	<i>Asaphidion stierlini</i>	> teneur en eau du sol (Speight et al., 1986)

Tableau VIII.7 : Taxons indicateurs de conditions écologiques particulières au sein de chaque groupe de qualité

Dans le but de faciliter l'utilisation de cet indice aux utilisateurs non familiarisés avec les macro-invertébrés du sol et leur détermination, nous avons exploré la possibilité d'utiliser le niveau des familles pour l'application de l'IBQS.

Les 110 taxons du tableau faunistique ont été regroupés au niveau famille réduisant ainsi le nombre de variables à 51. Les vers de terre collectés (Lumbricidae) ont été séparés dans les trois catégories écologiques : épigés, anéciques et endogés (Bouché, 1977).

Une analyse hiérarchique a été réalisée sur les résultats de l'analyse multivariée (AFC) de ce nouveau tableau faunistique (Figure VIII.1). La classification des sites obtenue est très sensiblement la même que celle obtenue avec le niveau espèces. Les principales différences s'observent à des niveaux hiérarchiques élevés où les groupements des stations sont légèrement différents. Une analyse de corrélation entre les coordonnées décrivant la position des stations au niveau famille et au niveau espèce a été réalisée. Les fortes corrélations trouvées entre les deux niveaux taxonomiques (-0.87 et -0.55 respectivement pour F1 et F2, R

de Spearman, $p < 0.001$ et $p = 0.008$) indiquent qu'ils identifient les mêmes facteurs écologiques responsables de l'ordination des sites

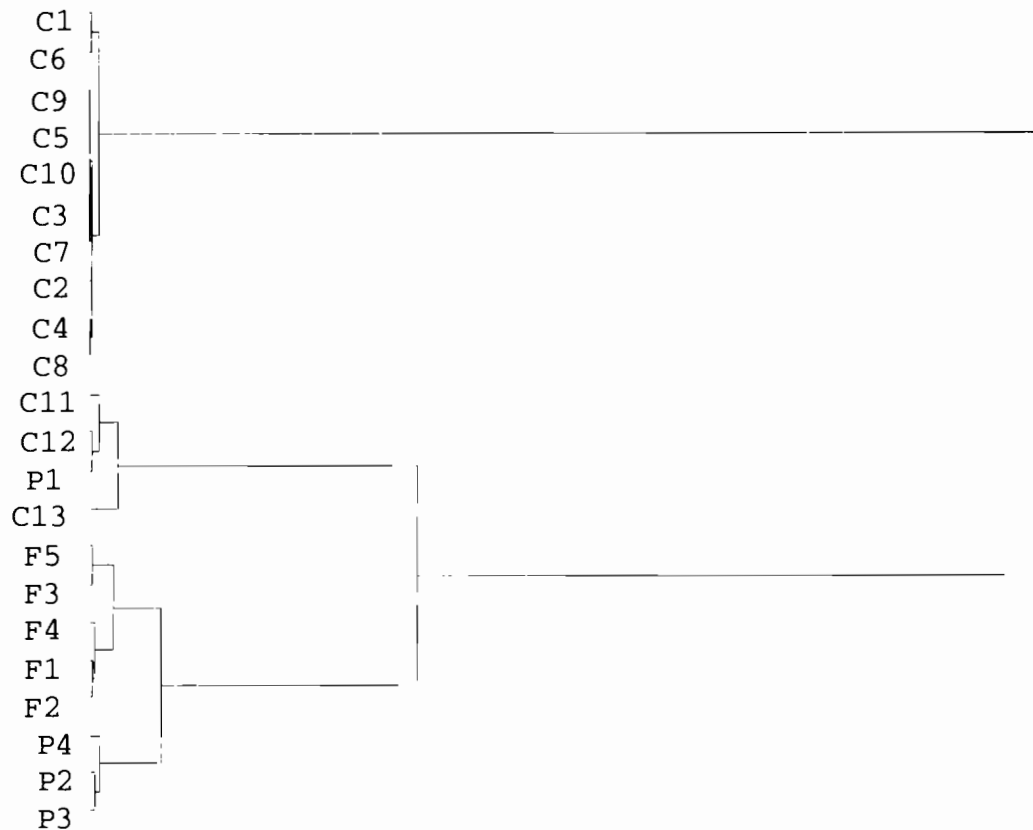


Figure VIII.1 : Classification hiérarchique des 22 stations de l'étude en utilisant les données faunistiques regroupés au niveau de la famille.

L'analyse IndVal réalisée sur le tableau de données faunistiques a permis d'identifier 22 familles caractérisant les différents groupes de stations (tableau VIII.5). Lorsqu'une espèce a une valeur indicatrice significative elle la conserve (à quelques exceptions près) au niveau des familles. Si l'on fait le rapport entre la quantité de taxons à identifier (110 pour les espèces et 51 pour les familles) et le nombre de taxons indicateurs, on constate qu'un 34,5% des espèces sont indicatrices tandis que pour les familles le pourcentage augmente à 43,1%. Ce résultat suggère que les unités taxonomiques plus larges pourraient être utilisées comme indicatrices de la qualité du sol, au moins en ce qui concerne l'aspect quantitatif.

Les vingt-deux familles indicatrices englobent presque la totalité des taxons identifiés au niveau espèce sauf dans le cas des fourmis, les coléoptères de la famille Carabidae et ceux de la famille Staphylinidae. Les fourmis sont représentées en France par une seule famille (Formicidae). Quand on considère le niveau famille, les fourmis sont présentes dans la plupart

des sites étudiés et donc le critère de « spécificité » nécessaire pour le calcul de la valeur IndVal n'est pas respecté. Par ailleurs, les coléoptères Carabidae et Staphylinidae sont parmi les familles de coléoptères les plus diversifiées. Les espèces appartenant à ces familles peuvent avoir des exigences vis à vis de leur habitat assez différentes. Le fait de les rassembler dans un seul taxon cache ces différences et l'effet observé est le même que pour les fourmis, l'absence de spécificité. Cela pourrait expliquer que ces familles ne soient pas identifiées comme indicatrices par l'IndVal alors qu'il octroie une valeur indicatrice à certaines des espèces appartenant à ces familles.

Le calcul de l'IBQS en utilisant les familles au lieu des espèces a attribué des notes de qualité qui séparent les sites de façon assez similaire. L'utilisation des familles permet d'identifier quatre ensembles de sites (tableau VIII.8) de qualité mauvaise, moyenne, bonne et optimale. La valeur prise par l'indice au niveau famille varie de la même façon qu'au niveau espèce (augmente avec la teneur en carbone organique du sol, l'azote total, la concentration de cations Na et la capacité d'échange cationique et diminue avec l'augmentation de pH, la concentration de cations Ca et le P₂O₅ biodisponible).

Il existe une redistribution des sites qui classe ensemble certains sites qui sont séparés par les espèces. Cela montre que, bien que le niveau famille soit capable de détecter les perturbations du sol, les changements sont seulement détectés quand ils ont atteint un certain seuil tandis que les espèces peuvent mettre en évidence ces changements plus rapidement.

L'évaluation de la qualité des sols soumis à un même type de système de gestion depuis un certain temps ou la comparaison de milieux contrastés peut être réalisée en utilisant le niveau famille ce qui permettra d'avoir une évaluation plus rapide de l'état général du sol. Si l'on veut évaluer l'effet d'un changement récent dans les pratiques de gestion ou comparer de milieux moins contrastés, il est conseillé l'utilisation du niveau espèce qui fournira une information plus fine.

Dans tous les cas l'augmentation progressive de la valeur de l'indice est indicatrice d'une amélioration de la qualité du sol et donc, même au sein de la classe de mauvaise qualité, un sol avec une note de 4 aura toujours une meilleure qualité qu'un sol noté 1.

Utilisation du sol	Code	Note de qualité (espèce)	Note de qualité (famille)	Classe de qualité
Champ	PL	1	1	Mauvaise
Champ	T	1	1	Mauvaise
Champ	FFOM	1	1	Mauvaise
Champ	T(N)	1	1	Mauvaise
Champ	DVB(N)	1	1	Mauvaise
Champ	OMG(N)	2	1	Mauvaise
Champ	DVB	2	1	Mauvaise
Champ	FFOM(N)	2	1	Mauvaise
Champ	OMG	2	1	Mauvaise
Champ	F	3	1	Mauvaise
Champ	F(N)	3	2	Mauvaise
Champ	PSL	5	5	Moyenne
Champ	FM	6: Moyenne	2: Mauvaise	x
Prairie	P	8: Moyenne	4: Mauvaise	x
Prairie	ALT	9: Bonne	8: Moyenne	x
Forêt	B	9: Bonne	7: Moyenne	x
Forêt	A	10	10	Bonne
Prairie	C	10: Bonne	6: Moyenne	x
Prairie	PU	12: Bonne	8: Moyenne	x
Forêt	FOcf	13: Très bonne	9: Bonne	x
Forêt	FO	18	20	Optimale
Forêt	BT	20	19	Optimale

Tableau VIII.8 : Note de qualité obtenue pour chaque site après l'application de l'IBQS au niveau espèce et au niveau famille

Taxa indicateur	Groupe de macro-invertébré	Valeur indicatrice
Arionidae	LIMACE	52
Cochlicopidae	ESCARGOT	67
Endodontidae	ESCARGOT	60
Trichoniscidae	ISOPODE	68
Oniscidae	ISOPODE	62
Neobisiidae	PSEUDOSCORPION	80
Lithobiidae	CHILOPODE	58
Cryptopidae	CHILOPODE	63
Henicopidae	CHILOPODE	73
Coccinellidae	COLEOPTERE	75
Hydrophilidae	COLEOPTERE	75
Lathridiidae	COLEOPTERE	50
Polydesmidae	DIPLOPODE	58
Glomeridae	DIPLOPODE	60
Lumbricidae épigé	VERS DE TERRE	54
Lumbricidae anécique	VERS DE TERRE	45
Araneidae	ARAIGNEE	56
Tetragnathidae	ARAIGNEE	90
Thomisidae	ARAIGNEE	52
Agelenidae	ARAIGNEE	80
Hahniidae	ARAIGNEE	60
Larve Lépidoptère	LARVE LEPIDOPTERE	57

Tableau VIII.5 : Liste des familles avec la valeur indicatrice attribuée par la méthode IndVal. La famille présentant une valeur indicatrice maximale pour le niveau hiérarchique considéré apparaît en gras.

	R de Spearman	Niveau p
Carbone organique	0.77	<0.001
Azote total	0.73	<0.001
C/N	0.26	NS
pH	-0.78	<0.001
Ca	-0.67	<0.001
Mg	0.31	NS
Na	0.75	<0.001
K	0.21	NS
Capacité d'échange cationique	0.53	0.01
P ₂ O ₅	-0.60	0.003
Capacité de rétention en eau	0.23	NS
Sable	0.54	0.009
Limon	-0.60	0.003
Argile	0.54	0.009

Tableau VIII.6 : Corrélations entre l'IBQS et les paramètres physico-chimiques.

VIII.4 Protocole d'échantillonnage

L'évaluation rapide de la qualité du sol basée sur les peuplements de macro-invertébrés nécessite la mise au point d'un protocole standard pour l'échantillonnage, le tri et l'identification des taxons. Il est nécessaire que ce protocole soit à la fois efficace, simple et peu coûteux. Pour le calcul de l'indice IBQS nous proposons en fonction des résultats que nous avons obtenus le protocole d'échantillonnage suivant :

- Il est recommandé de réaliser les prélèvements au printemps ou en automne car la plupart des macro-invertébrés sont plus actifs à ces périodes de l'année. Cela augmente les chances d'avoir un prélèvement représentatif de l'ensemble d'organismes vivant dans ce sol. Pendant l'été (de juin à septembre) une partie des vers de terre entre en diapause et s'enfoncent profondément dans le sol (Bouché 1984) ne réagissant plus au formol utilisé pour leur extraction. Le reste de macro-invertébrés du sol sont très sensibles au froid ou la sécheresse, deux facteurs qui diminuent leur activité et donc, la réactivité au formol. Les larves de diptère sont présentes dans le sol depuis l'automne jusqu'à la fin du printemps (Altmüller, 1979 ; Hövemeyer, 1984 ; Frouz and Syrovátka, 1995).
- Si l'indice va être calculé en utilisant le niveau famille cinq prélèvements seront réalisés. Les points de prélèvement peuvent être distribués sur une ligne et séparés de 20 m si c'est possible ou en forme de carré de 20 m de côté avec un point central.
- Si le calcul de l'indice va être réalisé en utilisant le niveau espèce dix points de prélèvement sont nécessaires (le nombre de points d'échantillonnage nécessaires pour chaque niveau ont été déterminés à l'aide des courbes de saturation, voir annexe 5). Les points de prélèvement peuvent être distribués le long de deux transects parallèles séparés de 20 m. Il est important de respecter la distance de 20 m entre les points de prélèvement, néanmoins quand la surface du terrain à échantillonner ne le permet pas cette distance peut être réduite à un minimum de 7 m.
- Les échantillons seront fixés dans du formol à 4% sur le terrain.
- Au laboratoire les échantillons seront nettoyés et les organismes séparés à vue des débris organiques et minéraux et conservés dans l'alcool à 70°. Les individus seront identifiés au niveau famille ou espèce. L'élaboration d'une clé détermination simplifiée pour l'identification des taxons indicateurs pourrait faciliter ce travail.

VIII.5 Evaluation de la qualité du sol d'un site pollué par les métaux lourds

Faute de pouvoir faire une validation dans le cadre de ce travail, nous avons voulu comparer les résultats obtenus avec le calcul de l'IBQS et ceux obtenus par Nahmani (2003, 2004) dans les sites pollués du Nord de la France (Mortagne du Nord) pour avoir une première perception de la fiabilité des résultats donnés par l'indice.

Le jeu de données de macrofaune utilisé pour le calcul provient de parcelles soumises à différents systèmes de gestion (champs, prairies, pelouses métalphytes, forêts et peupleraies plantées). Ce facteur est croisé avec un gradient de pollution qui classe les sites en deux catégories : peu ou pas pollués et très pollués (Nahmani, 2004). Le niveau taxonomique utilisé pour le calcul a été celui des familles.

L'application de l'indice a permis d'obtenir une valeur de qualité pour chaque site (tableau VIII.7). L'indice divise les sols en deux classes de qualité (mauvaise et moyenne).

Utilisation du sol	Code	IBQS	Note de qualité	Classes de qualité
Champs peu ou pas pollués	C2	59	1	Mauvaise
Champs peu ou pas pollués	C5	59	1	Mauvaise
Prairie peu ou pas polluée	C4	306	1	Mauvaise
Pelouse métalphyte très polluée	S2	349	1	Mauvaise
Prairie peu ou pas polluée	C1	381	1	Mauvaise
Prairie peu ou pas polluée	C8	384	2	Mauvaise
Forêts peu ou pas polluées	C9	505	3	Mauvaise
Pelouse métalphyte très polluée	S1	509	3	Mauvaise
Peupleraies très polluées	S3	624	4	Mauvaise
Peupleraies très polluées	S5	678	4	Mauvaise
Peupleraies très polluées	S4	777	5	Moyenne
Peupleraies peu ou pas polluées	C3	1024	8	Moyenne
Peupleraies peu ou pas polluées	C6	1034	8	Moyenne
Forêts peu ou pas polluées	C7	1084	8	Moyenne

Tableau VIII.7 : Classement des sites en fonction de la note donné par l'IBQS.

Nahmani et Rossi (2003) identifient six groupes de sites : 1) champs peu ou pas pollués, 2) prairies peu ou pas polluées, 3) forêts peu ou pas polluées, 4) peupleraies peu ou pas polluées, 5) peupleraies polluées et 6) pelouse métalphyte. Ils ont trouvé que les systèmes de culture intensive pouvaient avoir un effet aussi négatif en termes d'abondance et diversité de macro-invertébrés que la pollution métallique.

Dans la classe de mauvaise qualité, on peut distinguer quatre niveaux différents pour la valeur de l'indice. Le niveau avec un note égale à 1 regroupe les champs, deux prairies et l'une des pelouses métalphytes. Les prairies qui sont incluses dans ce groupe sont des

prairies assez dégradées notamment à cause d'un fort degré de tassement. Le seul site pollué inclus dans ce groupe correspond à l'une des deux pelouses métalloytes échantillonnées.

Un seul site de prairie peu ou pas polluée fait partie du niveau avec une note égale à 2. Le niveau 3 est composé d'une forêt peu ou pas polluée mais fortement dégradée et de l'autre parcelle de pelouse métalloyte. Le dernier niveau de la classe de mauvaise qualité est composé par deux parcelles de peupleraies très polluées.

L'une de ces plantations de peupliers obtient une note permettant de la classer dans le groupe de qualité moyenne bien que la valeur prise par l'indice est très basse pour cette classe de qualité (777).

Finalement, les sites qui obtiennent une valeur de l'indice plus forte sont les peupleraies peu ou pas polluées et les forêts peu ou pas polluées. Ces résultats indiquent que les modifications du milieu induites par les système de culture intensive peuvent avoir un effet plus négatif sur les peuplements de macro-invertébrés que certains milieux pollués. Cependant, et bien qu'il existe un certain mélange par rapport aux sites pollués et pas pollués (parcelle de pelouse métalloyte), on observe que les valeurs données par l'indice ont tendance à grouper les sols pollués ensemble en faisant en même temps la différence entre les caractéristiques du milieu (pelouses métalloytes séparées de peupleraies).

Il serait intéressant de compléter ce jeu de données avec ceux appartenant à d'autres milieux pollués en France et de mesurer l'ensemble de paramètres physico-chimiques analysés dans ce travail afin de réaliser une validation de l'indice.

En conclusion, le système de bio-indication proposé dans ce travail permet la mise en évidence de l'effet des pratiques de gestion sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol qui déterminent sa qualité. L'Indice Biologique de la Qualité du Sol constitue une information synthétique exprimant l'aptitude d'un sol au développement des macro-invertébrés édaphiques toutes causes confondues. Il permet un classement objectif de la qualité de sites appartenant à des systèmes différents : naturels, modifiés, artificiels ou diversement dégradés. En raison du caractère intégrateur des organismes utilisés, ce système de bio-indication permet de situer la qualité d'un sol en dehors de toute présomption relative à la nature d'une quelconque perturbation. Appliqué comparativement, il permet d'évaluer l'effet d'une modification du milieu de type naturel ou provoquée artificiellement.

L'interprétation des résultats donné par l'IBQS peut être réalisée à deux niveaux taxonomiques différents : la famille et l'espèce à partir d'une liste réduite de taxons indicateurs. La similitude dans le classement de sites obtenu à chacun de ces niveaux taxonomiques et la comparaison de taxons indicateurs identifiés par la méthode IndVal suggère la possibilité de l'utilisation d'une liste de taxons indicateurs mixte dans laquelle seulement les individus de certaines familles devraient être identifiés jusqu'à l'espèce. Une analyse plus approfondie en utilisant un jeu de données plus vaste permettrait de répondre définitivement à cette question.

L'étendu de l'application de ce système de bio-indication et les possibilités de standardisation devront être évalués lors d'une campagne de validation. L'élaboration d'un guide pratique contenant la description détaillée de chacun de taxons indicateurs (au niveau famille et espèce) constituerait une aide à l'identification qui pourrait rendre la tâche accessible aux techniciens et gestionnaires non familiarisés avec la détermination taxonomique des invertébrés du sol.

CONCLUSION GENERALE

Ce travail s'inscrit dans la problématique générale de la caractérisation de la qualité du sol en intégrant les propriétés physiques, chimiques et biologiques qui déterminent son fonctionnement.

Pendant la première partie de cette thèse nous avons mis en évidence que les macro-invertébrés du sol répondent de manière très nette aux conditions de vie dans le sol et aux changements introduits par les différents types de systèmes de gestion. L'analyse multivariée du jeu de données faunistique montre l'existence de groupes d'espèces répondant de façon homogène à une modification des facteurs du milieu (intensité de la perturbation, pression de pâturage). La composition et la structure des communautés de macro-invertébrés définies par ces groupes de réponse (sensu Lavorel *et al.*, 1997) représentent des bioindicateurs efficaces de l'état de santé du sol.

Les mécanismes par lesquels ces groupements d'espèces répondent de la même façon à un facteur de l'environnement pourraient être explicitement reliés aux fonctions que ces organismes réalisent dans le sol et devenir ainsi des outils de prédiction de la nature et la dynamique des processus qui déterminent le bon fonctionnement du sol (p. ex. : les processus de décomposition, l'agrégation du sol ou ses propriétés hydrauliques).

Le premier objectif de ce travail était celui d'**identifier des groupes de réponse au sein des peuplements de macro-invertébrés du sol face à la modification d'un facteur de l'environnement** (perturbation). Pour atteindre cet objectif nous avons analysé les variations de diversité et d'abondance des invertébrés du sol dans les différents milieux étudiés et à l'aide des analyses multivariées nous avons isolé les groupes les plus représentatifs de ces milieux. La mise en culture du sol modifie profondément ses propriétés physiques et chimiques. La perte de matière organique du sol, sa moindre capacité de rétention en eau, la disparition de la couverture végétale favorisant l'existence d'un microclimat particulier et l'effet dévastateur sur la structure physique du sol du labour profond sont parmi les caractéristiques les plus représentatives des sols cultivés. L'abondance et la diversité des macro-invertébrés du sol dans ces milieux est fortement réduite (l'abondance peut être plus de trois fois inférieure et la diversité être réduite à la moitié de celle présente dans les milieux les moins perturbés). La composition des peuplements des sols cultivés est principalement dominée par des prédateurs de petite taille principalement des coléoptères de la famille Carabidae comme *Trechus quadristriatus* et les petites araignées de la famille *Lyniphiidae*

caractéristiques des habitats ouverts et perturbés. La communauté de vers de terre est presque totalement éliminée, les seuls représentants sont les vers de terre endogés.

A l'opposé, les milieux les moins anthropisés possèdent des peuplements de macro-invertébrés riches et abondants dominés principalement par les organismes épigées appartenant principalement au groupe des décomposeurs (vers de terre épigés, isopodes et diplopodes principalement) et par des organismes plus sensibles à la diminution de l'humidité du sol comme les araignées de la famille Hahniidae et les isopodes. Ces milieux sont aussi caractérisés par la présence d'une plus grande diversité de prédateurs (grande diversité d'araignées, coléoptères de plus grande taille et chilopodes principalement).

Les situations intermédiaires possèdent d'habitude une communauté de macro-invertébrés composée par un certain nombre d'organismes généralistes comme les coléoptères de la famille Staphylinidae et certaines familles d'araignées (Tetragnathidae et Lycosidae principalement).

L'analyse de la co-structure entre la faune du sol et son milieu confirme que les conditions physico-chimiques du sol expliquent bien la distribution des macro-invertébrés édaphiques. Deux gradients sont mis en évidence : le premier est un gradient d'intensification dans l'exploitation du sol qui sépare les sites les plus dégradés (sols cultivés) des milieux naturels (forêts) caractérisés par une forte teneur en matière organique, une grande capacité de rétention en eau et une capacité d'échange cationique plus importante ; le second est un gradient dans la disponibilité de nutriments séparant d'un côté les prairies possédant une biodisponibilité plus importante de P₂O₅, de K et Mg et de l'autre certains sites forestiers possédant une biodisponibilité plus faible de ces éléments et caractérisés par un rapport C/N plus fort. Chacun de ces sols a une faune caractéristique associée ce qui montre que les macro-invertébrés répondent aux modifications du milieu. Un changement progressif ou drastique, suivant l'impact, aura lieu au sein des communautés, ce qui confirme l'utilité de ces organismes pour l'évaluation de la qualité du sol.

Le deuxième objectif a porté sur l'**élaboration d'un outil biologique d'évaluation de la qualité du sol**. L'Indice Biotique de la Qualité du Sol (IBQS) s'inspire de l'IBGN utilisé pour l'évaluation des eaux douces en France. Il est basé sur la méthode IndVal et utilise une liste de 38 taxons indicateurs. Il attribue des valeurs de qualité aux sols qui varient en fonction de leurs propriétés physico-chimiques (teneur en matière organique, pH, capacité d'échange cationique, biodisponibilité de calcium, de sodium et de phosphore et il reflète aussi la teneur en sable, limon et argile d'un sol).

En raison du caractère intégrateur des organismes utilisés, ce système de bio-indication permet de situer la qualité d'un sol en dehors de toute présomption relative à la nature d'une quelconque perturbation. Appliqué comparativement, il permet d'évaluer l'effet d'une modification du milieu de type naturel ou provoquée artificiellement. Toutefois, l'IBQS devra être utilisé sur d'autres sols en France pour tester sa validité et identifier les éventuelles limites de son application.

Dans le but de faciliter l'application d'un tel système de bioindication un dernier objectif consistait à **identifier le niveau taxonomique le plus pertinent pour l'évaluation de la qualité du sol**. Nous avons comparé l'ordination des sites sur le plan factoriel décrit par les deux premiers axes d'une analyse factorielle de correspondances (AFC). La position des sites était pratiquement la même pour les deux niveaux taxonomiques. Nous avons ainsi appliqué la méthode IndVal au niveau des familles. Vingt-deux taxons parmi les 51 considérés ont été identifiés comme étant indicateurs. Ces vingt-deux familles englobent presque la totalité des taxons identifiés au niveau espèce sauf dans le cas des fourmis, des coléoptères de la famille Carabidae et de la famille Staphylinidae. Pour les fourmis cela s'explique du fait de l'existence d'une seule famille en France (Formicidae). Quand on considère le niveau famille, les fourmis sont présentes dans la plupart des sites étudiés et donc le critère de « spécificité » nécessaire pour le calcul de la valeur IndVal n'est pas respecté. Les coléoptères Carabidae et Staphylinidae sont parmi les familles de coléoptères les plus diversifiées. Les espèces appartenant à ces familles peuvent avoir des exigences vis à vis de leur habitat assez différentes. Le fait de les rassembler dans un seul taxon cache ces différences et l'effet est le même que pour les fourmis, absence de spécificité.

Cependant l'application de l'IBQS au niveau famille permet d'observer pratiquement la même tendance dans la séparation des sols qu'au niveau espèce. Il permet de séparer en classes de qualité différentes des sols avec des caractéristiques contrastées. L'utilisation des familles ne permet pas néanmoins de détecter aussi finement les différences entre les sols ce qui représente une perte d'information qui pourrait être de grande valeur dans l'évaluation par exemple de l'effet d'un changement de pratique agricole sur l'évolution de la qualité d'un sol à court terme.

Au vue des résultats obtenus, le meilleur compromis entre niveau de détermination taxonomique et pouvoir indicateur serait peut-être celui d'utiliser le niveau famille pour l'ensemble des macro-invertébrés sauf pour les fourmis et les coléoptères des familles Carabidae et Staphylinidae. Il est toutefois souhaitable d'analyser ces résultats en employant un jeu de données plus vaste afin de vérifier si les tendances se maintiennent.

PERSPECTIVES

Les travaux menés sur les communautés de macro-invertébrés édaphiques et sur leur utilisation comme bioindicateurs de la qualité du sol nous ont permis d'élaborer un indice biotique permettant d'évaluer la qualité du sol d'un nombre important de situations différentes en France. Cependant l'utilisation de cet outil en routine par le plus vaste nombre d'utilisateurs possible nécessite de :

- 1) une validation dans d'autres sols en France. Cela est indispensable pour établir les limites d'application de ce système de bioindication et introduire des éventuelles modifications pour l'adapter à des situations particulières
- 2) l'augmentation du jeu de données utilisé dans le cadre de ce travail est souhaitable afin de vérifier et augmenter la robustesse du système proposé. Cela permettrait aussi d'étudier d'une manière plus approfondie la relation entre le niveau de familles et celui des espèces afin de proposer une liste définitive des taxons indicateurs

Il serait très intéressant de relier l'identification des groupes de réponse caractérisant les différents types de sol dans cette étude avec des fonctions précises ce qui permettrait de faire des prédictions sur la nature et la dynamique de processus comme la décomposition, les propriétés hydrauliques ou l'agrégation du sol. Ce type d'information pourrait être intégrée par la suite dans des modèles mettant en relation les pratiques de gestion avec le fonctionnement du sol et prédire ainsi leur durabilité. Cela permettrait aux gestionnaires de fixer des niveaux et des intensités d'intervention permettant un entretien durable des services rendus par le sol.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbott, D.T., Seastedt, T.R., Crossley Jr., D.A. (1980). The abundance, distribution and effects of clear cutting on oribatid mites (Acari: Cryptostigmata) in the Southern Appalachians. *Environ. Entomol.* **9**, 618-23.
- Albouy, V. et Caussanel, C. (1990). Dermaptères ou Perce-oreilles. Faune de France (75). Fédération Française des Sociétés des Sciences Naturelles (ed.).
- Alderweireldt, M., Konjev, D. and Pollet, M. (1991). Abundance and dynamics of adult and larval Coleoptera in different agro-ecosystems. In: Zunino, M., Bellès, X., Blas, M. (Eds). *Advances in Coleopterology*. AEC, Barcelona, 223-32.
- Altmüller, R. (1979). Untersuchungen über den Energieumsatz von Dipterenpopulationen im Buchenwald (Luzulo-Fagetum). *Pedobiologia* **19**, 245-78.
- Anderson, J.P.E. (1982). Soil Respiration. In: *Methods of Soil Analysis. Chemical and Microbiological properties*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, 831-71.
- Anderson, J.P.E. and Ingram, J.S.I. (1993). Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook Of Methods. CAB International. Oxon, UK, 44-6.
- Anderson, R. (1997). *Northern Ireland Species Inventories : rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae)*. 108 pp.
- André, J. (1982). Les peuplements de mollusques terrestres des formations végétales à *Quercus pubescens* Willd. du Montpelliérais. Premiers résultats. *Malacologia* **22**, 483-88.
- Andre, H.M., Noti, M.I., Lebrun, P. (1994). The soil fauna: The other last biotic frontier. *Biol. Conserv.* **3**, 45-56.
- Arshad, M.A., Schnitzer, M., Angers, D.A., Ripmeester, J.A. (1990). Effect of till vs no-till on the quality of soil organic matter. *Soil Biol.* **22**, 595-99.
- Asteraki, E.J. (1993). The potential of carabid beetles to control slugs in grass/clover swards. *Entomophaga* **38**, 193-98.
- Auber, L. (1945). Coléoptères de France. Vol. I. N. Boubée & Cie. (ed.). 83 pp.

- Baguette, M. and Hance, Th. (1997). Carabid beetles and agricultural practices: influence of soil ploughing. In: Kromp, B. and Meindl, P. (eds), Entomological research in Organic Farming, *Biol. Agric. Hortic.* **15**, 185-90.
- Baize, D. (2000). Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français. Résultats généraux du programme ASPITET. Le Courrier de l'Environnement n° 39 <http://www.inra.fr/Internet/Produits/dpenv/baizec39.htm>
- Baker, F.C. (1958). The Mollusca of the Chicago area. *Nautilus* **71** (4), 141-48.
- Baker, G.M. (1991). Biology of slugs (Agriolimacidae and Arionidae: Mollusca) in New Zealand hill country pastures. *Oecologia* **85**, 581-95.
- Baker, G.M. (1998). Recognising and responding to the influences of agriculture and other land-use practices on soil fauna in Australia. *Applied Soil Ecology* **9**, 303-10.
- Bardgett, R.D., Frankland, J.C., Whittaker, J.B. (1993a). The effects of agricultural practice on the soil biota of some upland grasslands. *Agriculture Ecosystems and Environment* **45**, 25-45.
- Bardgett, R.D. (1996). Potential effects on the soil mycoflora of changes in the UK agricultural policy for upland grasslands. In: Frankland, J.C., Magan, N., Gadd, G.M. (Eds.), *Fungi and Environmental Change*. British Mycological Society Symposium, Cambridge University Press, 163-83.
- Bardgett, R.D., Leemans, D.K., Cook, R., Hobbs, P.J. (1997). Seasonality in the soil biota of grazed and ungrazed hill grasslands. *Soil Biology & Biochemistry* **29**, 1285-94.
- Bardgett, Richard D. and Cook, R. (1998). Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology* **10**, 263-76.
- Bal, L. (1982). *Zoological Ripening of Soils. 1. The concept and impact in pedology, forestry and agriculture. 2. The process in two Entisols under developing forest in a recently reclaimed Dutch polder*, Centre for agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.
- Banerjee, M.R., Burton, D.L. and Depoe, S. (1997). Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agriculture, Ecosystem and Environment* **66**, 241-49.

- Barros, E., Curmi, P., Hallaire, V. Chauvel, A. and Lavelle, P. (2001). The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an oxisol in the process of forest to pasture conversion. *Geoderma* **100**, 193-213.
- Beeby, A. and Richmond, L. (1998). Variation in the mineral composition of eggs of the snail, *Helix aspersa* between populations exposed to different levels of metal contamination. *Environ. Pollut.* **101** (1), 25-31.
- Beeby, A. and Richmond, L. (2002a). Evaluating *Helix aspersa* serve as a quantitative sentinel of predicted free lead concentrations in soils? *Appl. Soil Ecol.* **22** (2), 159-65.
- Bengtsson, G., Nordstrom, S. and Rundgren, S. (1983). Population density and tissue metal concentration of Lumbricids on forest soils near a brass mill. *Environ. Pollut., Series A*, **30**, 87-108.
- Benckiser, G. (1997). Organic inputs and soil metabolism. In: *Fauna in Soil Ecosystems* (G. Benckiser, ed.), New York: Dekker, 7-62.
- Beylich, H.C., Fründ, H.C. and Graefe, U. (1995). Environmental monitoring of ecosystems and bioindication by means of decomposer communities. *Newletter on Enchytraeidae* **4**, 25-34.
- Bhriain, B.N., Skeffington, M. S and Gormally, M. (2002). Conservation implications of land use practices on the plant and carabid beetle communities of two turloughs in Co. Galway, Ireland. *Biological Conservation*, **105**, 81-92.
- Binkley, D., Singer, F., Kaye, M. and Rochelle, R. (2003). Influence of elk grazing on soil properties in Rocky Mountain National Park. *Forest Ecology and Management*, 9 pp.
- Bird, S., Coulson, R.N., Crossley, D.A. Jr. (2000). Impacts of silvicultural practices on soil and litter arthropod diversity in a Texas pine plantation. *Forest Ecology and Management* **131**, 65-80.
- Bishop, L. (1989). The mechanisms and effects of spider dispersal on community structure. PhD dissertation, University of Tennessee, Knoxville.
- Björklund, J., Limburg, K.E. and Torbjörn, R. (1999). Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: An example from Sweden. *Ecological Economics* **29**, 269-91.

- Blum, W.E.H. (1990). The challenge of soil protection in Europe. *Environmental Conservation* **17**, 72-4.
- Bohac, J. and Popisil, J. (1984). Carabids and staphylinids of wheat and maize fields and their relationships with surrounding biotopes. *Sov. Rev. Ecol.* **3**, 22-34.
- Bohac, J. and Pokarzhevski, A. (1987). The effect of various doses of manure and NPK on soil fauna in chernozem soil. In: Szegi, J. (Ed.), Proc. 9th Int. Symp. on Soil Biology and Conservation of Biosphere. Akad. Kiado, Budapest, pp. 25-7.
- Bohac, J. (1988a). Staphylinid beetles – bioindicators of anthropogenous changes of the environment. Thesis, University of Ceske Budejovice.
- Bohac, J., Krivolutski, D. and Antonova, T. (1989). The role of fungi in the biogenous migration of elements and in the accumulation of radionuclides. *Agr. Ecosyst. Environ.* **28**, 31-4.
- Bohac, J. (1991). The effect of dispersed belts in agroecosystems on communities of epigeic beetles. In: Mahn, E.G., Tietze, F. (eds), *Agro-Okosysteme und Habitatinseln in der Agrarlandschaft*. Universitat Halle-Wittenberg, 289-94.
- Bohac, J. and Fuchs, R. (1991). The structure of animal communities as bioindicators of landscape deterioration. In: *Bioindicators and Environmental Management*. Jeffrey, D.W., Madden, B. (Eds.), Academic Press, London, 165-78.
- Bohac, J., Kubes, J., Fuchs, R. and Curnova, A. (1995). The use of biomonitoring for ecological planning and ecological policy in agricultural settlements. In: Munawar, M., Hanninen, O., Roy, S., Munawar, N. Karelampi, L. and Brown, D. (eds), *Bioindicators of Environmental Health*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 155-63.
- Bohac, J. (1999). Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**, 357-72.
- Bolger, T. and Curry, J.P. (1980). Effect of cattle slurry on arthropods in grassland. *Pedobiologia* **20**, 246-53.
- Bolton, B. (1994). *Identification Guide to the Ant Genera of the World*, Harvard University Press, Cambridge.

- Bongers, T. (1990). The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* **83**, 14-19.
- Bonkowski, M., Weixin, Ch., Griffiths, B.S., Alpei, J. and Scheu, S. (2000). Microbial-faunal interactions in the rhizosphere and effects on plant growth. *Eur. J. Soil Biol.* **36**, 135-47.
- Bouché, M.B. (1972). *Lombriciens de France*. Ecologie et Systématique, INRA, Paris.
- Bouché, M.B. (1977). Stratégies lombriciennes, in *Soil Organisms as Components of Ecosystems* (eds U. Lohm and T. Persson), Ecology Bulletin/NFR, Stockholm, 122-132.
- Bouché, M.B. (1984). The subterranean behaviour of the earthworm, in *On Earthworms* (eds A.M. Bonvicini Pagliai and P. Omodeo), Mucchi, Modena, 159-69.
- Bouché, M.B. (1996). L'évaluation écotoxicologique : logique, concepts méthode et dysfonctionnements. *Commande ADEME n° 9693016. Gestion CNRS. CDP 951106.*: 1-58.
- Bowers, S.A. and Hanks, R.J. (1965). Reflection of radiant energy from soils. *Soil Sci* **100**, 130-138.
- Brauns, A. (1954). *Terricoler Dipterenlarven*. Musterchmidt, Göttingen, 179 pp.
- Brölemann, H.W. (1930). *Eléments d'une faune des Myriapodes de France. Chilopodes*. Imprimerie Toulousaine (ed.), 405 pp.
- Brölemann, H.W. (1935). Myriapodes Diplopodes (Chilognathes I) in: *Faune de France*. Lechevalier (ed.), Paris, 369 pp.
- Brown, G. (1995). How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity? *Plant Soil*, **170**, 209-31.
- Brussaard, L. and Hijdra, R.D.W. (1986). Some effects of scarab beetles in sandy soils of The Netherlands. *Geoderma*, **37**, 325-30.
- Brussaard, L. and Juma, N.G (1996). Organisms and humus in soil. In: Piccolo A. (ed.) *Humic substances in terrestrial ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, 329-59.
- Brussaard, L., Behan-Pelletier, V.M., Bignell, D.E., Brown, V.K., Didden, W., Folgarait, P., Fragoso, C. Wall Freckman, D., Gupta, V.V.S.R., Hattori, T., Hawksworth, D.L., Klopatek, C., Lavelle, P., Malloch, D.W., Rusek, J., Soderstrom, B., Tiedje, J.M. and

- Virginia, R.A. (1997). Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio* **26**, 563-70.
- Buckerfield, J.C., Lee, K.E., Davoren, C.W. and Hannay, J.N. (1997). Earthworms as indicators of sustainable production in dryland cropping in southern Australia. *Soil Biol. Biochem.* **29** (3,4), 547-54.
- Cairns, M. A. and R. A. Meganck (1994). Carbon sequestration, biological diversity, and sustainable development - integrated forest management. *Environmental Management* **18** (1), 13-22.
- Canard, A. (1990). Heatland spider communities: a functional group study. Proc. 11th Int. Cong. of Arachnology, Turku, Finland, *Acta Zool. Fenn.* **190**, 45-50.
- Carter, M.R., Angers, D.A., Kunelius, H.T. (1994). Soil structure and organic matter fractions under perennial grasses. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **58**, 1194-99.
- Carter, M.R. and Stewart, D.A. (1996). Structure and organic matter storage in agricultural soils. *Advances in Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, FL 182-245.
- Chotko, E.I. (1978). Izmennije fauny pochvoobitajuchich lichinok dvukrylych (Diptera) nizhinnich bolot pod vljanijem melioracii i selskochozjajstvenovo osvojenija. *Ekologija* **1**, 70-78, (in Russian).
- Clapperton, J.M., Miller, J.J. and Larney, F.J. (1997). Earthworm populations as affected by longterm tillage practices in southern Alberta, Canada. *Soil Biol. Biochem.* **29** (3,4), 631-33.
- Cochran, V. L., Sparrow, S. D., Sparrow, E. B. (1994). Residue effects on soil micro- and macroorganisms. In: Unger, P.W. (Ed.), *Managing Agricultural Residues*, CRC Press, Boca Raton, FL, 163-184.
- Collyer, E. and Kirby, A.H. (1959). Further studies on the influence of the fungicide sprays on the balance of phytophagous and predaceous mites on apples in southeast England. *J. Hortic. Sci.* **34**, 39-50.
- Colwell, R.K. (1997). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>

- Cook, R. J. (1996). Sustainable agriculture: Introduction and summary. *Can J Plant Pathol.* **18** (2): 115-18.
- Coudour, R., Etienne, M., Millat, C., Beylier, B., Thavaud, P. et Dureau, R. (2000). Coupures de combustible, le coût des aménagements. *Réseau coupures de combustible* **3**, 1-60.
- Cowan, J.A., Humphreys, G.S. and Mitchell, P.B. (1985). An assessment of pedoturbation by two species of mound-building ants, *Camponotus intrepidus* (Kirby) and *Iridomyrmex purpureus* (F. Smith). *Australian Journal of Soil Research*, **22**, 95-107.
- Creaser, C.S. and Davies, A.M.C. (1988). Near Infrared Spectroscopy. Analytical applications of spectroscopy. *Royal Soc. Chem. London*, 1-172.
- Cross, A.F. and Schlesinger, W.H. (1995). A literature review and evaluation of Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorous in natural ecosystems. *Geoderma*, **64** (3-4), 197-214.
- Curry, J.P., Good, J.A. (1992). Soil faunal degradation and restoration. *Adv. Soil Sci.* **17**, 171-215.
- Curry, J.P. (1994). Grassland invertebrates. Ecology, Influence on Soil Fertility and Effects on Plant Growth. Chapman and Hall, London.
- Dalal, R.C. (1989). Long-term effects of no-tillage, crop residue, and nitrogen application on properties of a vertisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **53**, 1511-15.
- Dallinger, R., Berger, B. and Birkel, S. (1992). Terrestrial isopods: useful bioindicators of urban metal pollution. *Oecologia* **89** (1), 32-41.
- Dallinger, R. (1993). Strategies of metal detoxification in terrestrial invertebrates. In: *Ecotoxicology of metals in invertebrates*, Dallinger, R. and Rainbow, P.S. (Eds), Boca Raton, Lewis SETAC Special Publications, 245-89.
- Dambrine, E. & Tessier, D. (2001). Acidité et acidification des sols. Colloque AFES Acidification des sols. INRA Versailles, 4-5 avril 2001. <http://www.inra.fr/Internet/Hebergement/afes/egs/colloque-acidification.pdf>
- Dahlgren, R.A, Singer, M.J. and Huang, X. (1997). Oak tree and grazing impacts on soil properties and nutrients in a California oak woodland. *Biogeochemistry* **39**, 45-64.

- Dai, J., Becquer, T., Rouiller, J.H., Reversat, G., Bernhard-Reversat, F., Nahmani, J., Lavelle, P. (2004). Heavy metal accumulation by two earthworm species and its relationship to total and DTPA-extractable metals in soils. *Soil Biology & Biochemistry* **36**, 91-8.
- Daily, G. C., Alexander, S. (1997). Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* **2**: 18 pp.
- D'Arcy-Burt, S.D., Blackshaw, R.P. (1991). Bibionids (Diptera: Bibionidae) in agricultural land: a review of damage, benefits, natural enemies, natural enemies and control. *Ann. Appl. Biol.* **118**, 695-708.
- Dabrowska-Prot, E., Luczak, J., Wojcik, Z. (1973). Ecological analysis of two invertebrate groups in the process of mosquito reduction by spiders in field experiments. *Ekol. Polska.* **21**, 753-812.
- Dahlgren, R.A., Singer, M.J. and Huang, X. (1997). Oak tree and grazing impacts on soil properties and nutrients in a California oak woodland. *Biogeochemistry* **39**, 45-64.
- Decaëns, T., Lavelle, P., Jimenez, J.J., Escobar, G., Rippstein, G., Schneidmadl, J., Sanz, J.I., Hoyos, P. and Thomas, R.J. (1994). Impact of land management on soil macrofauna in the eastern plains of Colombia. *European Journal of Soil Biology* **30**, 157-68.
- Decaëns, T., Dutoit, T., Alard, D. and Lavelle, P. (1998). Factors influencing soil macrofaunal communities in post-pastoral successions of western France. *Applied Soil Ecology* **9**, 361-67.
- Deleporte, S. (1987). Rôle du diptère Sciaridae *Bradisia confinis* (Winn. Frey) dans la dégradation d'une litière de feuillus. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* **24**, 341-58.
- Delettre, Y.R., Lagerlöf, J. (1992). Abundance and life history of terrestrial Chironomidae (Diptera) in 4 Swedish agricultural cropping systems. *Pedobiologia* **36**, 69-78.
- Delettre, Y.R., Trehén, P. and Grootaert, P. (1992). Space heterogeneity, space use and short range dispersal in Diptera: A case study. *Landscape Ecol.* **6**, 175-81.
- Demange, J.M. (1981). Les mille-pattes, Myriapodes. Généralités, Morphologie, Ecologie, Ethologie. Détermination des espèces de France. Société nouvelle des éditions Boubée.
- Derpsch, R. (1999). Frontiers of conservation tillage and advances in conservation Practice. Veröffentlicht 2001: D.E. Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds). Sustaining the

- Global Farm - Selected Papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24- 29, 1999 at Purdue University and the USDS-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 248-54.
- Detling, J.K. (1988). Grassland and savannas: regulation of energy flow and nutrient cycling by herbivores. In: Pomeroy, L.R, Alberts, J.J. (Eds.), *Concepts of Ecosystem Ecology: A Comparative View*, 131-48.
- Dick, W.A. (1983). Organic carbon, nitrogen and phosphorus concentrations and pH in soil profiles as affected by tillage intensity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **47**, 102-07.
- Dick R.P. (1994). Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Special Publication **35**, 107-24.
- Didham, R.K., Ghazoul, J., Stork, N.E., Davis, A.J. (1996). Insects in fragmented forests. *TREE* **11**, 255-60.
- Dindal, D.L. (1990). *Soil Biology Guide*, John Wiley & Sons, New York.
- Doran, J.W. and Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdieck, D.F. and Stewart, B.A. (eds). *Defining soil quality for a sustainable environment*, Chapter 4, 1st ed. Soil Sci. Soc. Am. Pub. No 35, Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI, 3-21.
- Doran, J. (1995). Building soil quality. In: *Proceedings of the 1995 Conservation Workshop on Opportunities and Challenges in Sustainable Agriculture*. Red Deer, Alta., Canada, Alberta Conservation Tillage Society and Alberta Agriculture Conservation, Development Branch, 151-58.
- Doran, J.W., Sarrantonio, M. and Liebig, M.A. (1996). Soil health and sustainability. In: Sparks, D.L. (ed.), *Advances in agronomy*, vol. **56**. Academic Press, San Diego, CA, 1-54.
- Dray, S., Chessel, D., Thioulouse, J. (2003). Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology* **84** (11), 3078-89.
- Drinkwater, L.E., Letourneau, D.K., Worknek, F., van Bruggen, A.H.C. and Shennan, C. (1995). Fundamental differences between conventional and organic tomato agroecosystems in California. *Ecol. Appli.* **5**, 1098-112.

- Dubs, F., Lavelle, P., Soussa, P., Watt, A. (2003). Assessing the biodiversity of soil macrofauna: methods and patterns. *Projet Européen BioAssess (Biodiversity Assessment Tools) 2000-2003*, 42 pp.
- Duchaufour, P. (1997). *Abrégé de pédologie- Sol, végétation, environnement*. Masson (ed.). 291 pp.
- Dufrêne, M. and Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicators species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67** (3), 345-60.
- Dunn, B.W., Beecher H.G., Batten G.D. and Ciavarella S. (2002). The potential of near-infrared reflectance spectroscopy for soil analysis: a case study from the Riverine Plain of south-eastern Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **42** (5), pp. 607-14.
- Duvrovskaya, N.A. (1970). Field carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) of Byelorussia. *Entomol. Rev.* **49**, 476-87.
- Edwards, C.A., Butler, C.G. and Lofty, J.R. (1976). The invertebrate fauna of the park grass plots II. *Surface fauna Rep. Rothamst. Exp. Stn.*, 1975, **Part 2**, 63-89.
- Edwards, C.A. and Bohlen, P.J. (1992). The effect of toxic chemicals on earthworms. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **125**, 23-99.
- Edwards, C.A. and Bohlen, P.J. (1996). *Biology and Ecology of Earthworms*, Chapman & Hall, London, 426 pp.
- EEA, European Environment Agency (2003). Europe's environment : the third assessment. Report n° 10. OPOCE (Office for official publications of the european communities). http://reports.eea.eu.int/environmental_assessment_report_2003_10
- Eijsackers, H. (1981). Assessment of toxic effects of the herbicide 2.4.5-T on the soil fauna by laboratory tests. In: Dindal, D.L. (Ed.), *Soil Biology As Related to Land Use Practices*. Office of Pesticide and Toxic Substances, EPA, Washington, DC, 427-40.
- Ellis, S. and Mellor, A. (1995). *Soils and environment*. Routledge (eds.). 364 pp.
- Ernstsen, V., Jensen, J., Olesen, S.E., Sidle, R. (1995). *Scoping study on establishing a European Topic Centre for Soil*. Geological Survey of Denmark, Service Report, n° 47.

- Eyre, M.D., Lott, D.A. and Luff, M.L. (2001). The rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) of exposed riverine sediments in Scotland and northern England: Habitat classification and conservation aspects. *Journal of Insect Conservation*, **5**, 173-86.
- Fang, P., Wenliang, W., Qin, X. Jiahai, H., Chunru, H. and Paoletti, M.G. (1999). Assessing bioindication with earthworms in an intensive rural landscape (Yuanqiao and Daqiao villages in subtropical China, Hubei province). *Crit. Rev. Plant Sciences* **18** (3).
- FAO/TERRASTAT Database (2002). AGL (Land and Water Management Service). <http://www.fao.org/ag/agl/agll/terrastat/wsr.asp#terrastatdb>
- Farkas, S., Hornung, E., Fischer, E. (1996). Toxicity of copper to *Procellio scaber* Latr. Isopoda under different nutritional status. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **57**, 582-88.
- Fauvel, G. (1999). Diversity of Heteroptera in agroecosystems: role of sustainability and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**, 275-303.
- Ferguson, S.H. (2004). Influence of edge on predatory-prey distribution and abundance. *Acta Oecologica* **25**, 111-17.
- Fischer, E. and Koszorus, L. (1992). Sublethal effects, accumulation capacities and elimination rates of As, Hg and Se in the manure worm *Eisenia fetida* (Oligochaeta: Lumbricidae). *Pedobiologia* **36**, 172-78.
- Fischer, E., Farkas, S., Hornung, E., Past, T. (1997). Sublethal effects of an Organophosphorus insecticide, dimethoate, on the Isopod *Porcellio scaber* Lat.. *Comp. Biochem. Physiol.* **116** (2), 161-66.
- Fischer, R.F and Binkley, D. (2000). Ecology and management of forest soils. Wiley, New York.
- Fitter, A.H. (Ed.) (1985). Ecological interactions in soil. Plants, microbes and animals. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Folgarait, P. (1998). Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning : a review. *Biodiversity and Conservation*, **7**, 1221-44.
- Frede, H-G., Beisecker, R. and Gäth, S. (1994). Long-term impacts of tillage on the soil ecosystem. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **157**, 197-203.

- Freixo, A.A., Machado, P.L.O., dos Santos, H.P., Silva, C.A., Fadigasa, F.S. (2002). Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil & Tillage Research* **64**, 221-30.
- Frouz, J. and Syrovátka, O. (1995). The effect of peat meadow drainage on soil dwelling dipteran communities-a preliminary report. *Dipterologica Bohemoslovaca* **7**, 47-54.
- Frouz, J. (1999). Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**, 167-86.
- Garrigues Ph. (1994). Les indicateurs biologiques de la contamination de l'environnement. *Analysis magazine* **22** (1), 10-11.
- Gates, G.E. (1961). Ecology of some earthworms with special reference to seasonal activity. *Am. Midl. Nat.* **66**, 61-86.
- Gerrish, J.R., Peterson, P.R and Brown, J.R. (1995). Grazing management affect soil phosphorous and potassium levels. *Ann. Conf. Proc. Am. Forage and Grasslands Counc.*, 175-79.
- Giller, K.E, Beare, M.H., Lavelle, P., Izac, A.-M.N. and Swift, M.J. (1997). Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology* **6**, 3-16.
- Gillespie, R.G. and Caraco, T. (1987). Risk-sensitive foraging strategies of two spider populations. *Ecology* **68**, 887-9.
- Gillon, D. (1990). Les effets des feux sur la richesse en elements minéraux et sur l'activité biologique du sol. *Revue Forestière Française* **42**, 295-302.
- Girma, T. (1998). Effect of cultivation on physical and chemical properties of a Vertisol in middle Awash Valley, Ethiopia. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **29**, 587-98.
- Glanz, J.T. (1995). Saving Our Soil: Solutions for Sustaining Earth's Vital Resource. Johnson Books, Boulder publisher.
- Grelle, C., Fabre, M.-C., Leprêtre, A. and Descamps, M. (2000). Myriapod and isopod communities in soils contaminated by heavy metals in northern France. *Eur. J. Soil Sci.* **51**, 425-33.

- Harris, R., York, A. and Beattie, A.J. (2003). Impacts of grazing and burning on spiders assemblages in dry eucalypt forests of north-eastern New South Wales, Australia. *Austral Ecology* **28**, 526-38.
- Hartmann, P., Schleiter, M. and Fischer, R. (1989). Soil fauna comparison in healthy and declining Norway spruce stands. In: Schulze, E.D., Lange, O.L., Oren, R. (eds), *Forest Decline and Air Pollution. Ecological Studies*, Springer, Berlin **77**, 137-50.
- Hassall, M. (1996). Spatial variation in favorability of a grass heath as a habitat for woodlice (Isopoda: Oniscidea). *Pedobiologia* **40**, 514-28.
- Healey, I.N. and Russel-Smith, A. (1971). Abundance and feeding preferences of fly larvae in two woodland soils. *Annales de Zoologie, Ecologie Animale, Hors-série*, 177-92.
- Hemerik, L. and Brussaard, L. (2002). Diversity of soil macro-invertebrates in grasslands under restoration succession. *European Journal of Soil Biology* **38**, 145-50.
- Hermida, J., Ondina, P. and Rodríguez, T. (2000). The relative importance of edaphic factors on the distribution of some terrestrial gastropods species: autoecological and synecological approaches. *Acta Zool. (Hung.)* **46** (4), 265-74.
- Hoekstra, J.M., Bell, R.T., Launer, A.E., Murphy, D.D., 1995. Soil arthropod abundance in coastal redwood forest: effect of selective timber harvest. *Environ. Entomol.* **24**, 246-52.
- Hole, F.D. (1982). Effects of animals on soil. *Geoderma* **25**, 75-112.
- Hölldobler, B. and Wilson, E.O. (1990). *The ants*. Harvard University Press, MA, USA.
- Hommay, G. (1995). Les limaces nuisibles aux cultures. *Revue Suisse Agric.* **27** (5), 267-86.
- Honzarenko, J. (1975). An influence of high-dose nitrogen fertilizer on the entomofauna of meadow soil. *Pedobiologia* **16**, 58-62.
- Hopkin, S.P., Watson, K., Martin, M.H. and Mould, M.L. (1985). The assimilation of heavy metal by *Lithobius variegatus* and *Glomeris marginata* (Diplopoda, Chilopoda). *Bijdragen tot de Dierkunde* **55**, 88-94.
- Hopkin, S.P., Hardisty, G. and Martin, M.H. (1986). The Woodlouse *Porcellio scaber* as a biological indicator of zinc, cadmium, lead and copper pollution. *Environ. Pollution* **11**, 271-90.
- Hopkin, S.P. (1989). *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*. Elsevier, London.

- Hopkin, S.P., Hames, C.A.C. and Bragg, S. (1989). Terrestrial isopods as biological indicators of zinc pollution in the Reading area, south-east England. In: Ferrara, F., Argano, R., Manicastro, C., Schmalfus, H. and Taiti, S. (eds).
- Hogervorst, R.F., Verhoef, H.A., van Straalen, N.M. (1993). Fiveyear trends in soil arthropod densities in pine forests with various levels of vitality. *Biol. Fert. Soils* **15**, 189-95.
- Houot, S., Clergeot, D., Michelin, J., Francou, C., Bourgois, S., Caria, G. and Ciesielski, H. (2002). Agronomic value and environment impacts of urban composts used in agriculture. In: *Microbiology of composting*. H. Insam, N.Riddech, S. Klammer (Eds), 457-72.
- Hövemeyer, K. (1984). Die Dipterengemeinschaft eines Buchenwaldes auf Kalkstein: Production an Imagines, Abundanz and räumliche Verteilung isbesondere der Larven. *Pedobiologia* **26**, 1-15.
- Hövemeyer, K. (1992). Response of Diptera populations to experimentally modified leaf litter input in beech forest on limestone. *Pedobiologia* **36**, 35–49.
- Hu Dunxiao, Han Chunru, Xiang Yaling, Hong Banwang, He Liyuan and Maurizio G. Paoletti (1999). Relationships between soi arthropods and soil properties in a suburb of Qianjiang city, Hubei, China. *Critical Reviews in Plant Sciences* **18** (3), 467-473.
- Hunter, B.A, Johnson, M.S and Thompson, D.J. (1987a). Ecotoxicology of cooper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem I. Soil and vegetation contamination. *J. Appl. Ecol.* **24**, 573-86.
- Hunter, B.A, Johnson, M.S and Thompson, D.J. (1987b). Ecotoxicology of cooper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem II. Invertebrates. *J. Appl. Ecol.* **24**, 587-99.
- Huhta, V., Karppinen, E., Nurminen, M., Valpas, A. (1967). Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil. *Ann. Zool. Fenn.* **4**, 87-143.
- Huhta, V., Nurminen, M., Valpas, A. (1969). Further notes on the effect of silvicultural practices upon the fauna of coniferous forest soil. *Annales Zoologici Fennici* **6**: 327-334.
- Idinger, J., Kromp, B., Steinberger, K-H. (1996). Ground photoeclector evaluation of the number of carabid beetles and spiders found in and around cereal fields treated with

either inorganic or compost fertilizers. In: Booij, C.J.H., den Nijs, L.J.M.F. (eds), Arthropod natural enemies in Arable Land II Survival, Reproduction and Enhancement, *Acta Jutlandica* **71** (2), 255-67.

IBGN, Indice biologique global normalisé IBGN. NF T 90-350, 37 pp.

IBOY report (2000). International Biodiversity Observation Year Workshop. Bondy (France).

Jabin, M., Mohr, D., Kappes, H. and Topp, W. (2004). Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in a managed oak-beech forest. *Forest Ecology and Management* **194**, 61-9.

Joffre, R., Gillon, D., Dardenne, P., Agneessens, R. and Biston, R. (1992). The use of near-infrared reflectance spectroscopy in litter decomposition studies. *Annales des Sciences Forestières*. **49**, pp 481-488.

Joffre, R.D., Ågren, G.I., Gillon, D and Bosatta, E. (2001). Organic matter quality in ecological studies : theory meets experiment. *OIKOS* **93**, pp 451-58.

Jones, D.L., Lawton, J.H. and Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, **69** (3), 373-86.

Jones, D.T. and Hopkin, S.P. (1996). Reproductive allocation in the terrestrial isopods *Porcellio scaber* and *Oniscus asellus* in a metal-polluted environment. *Functional Ecol.* **10**, 741-50.

Jones, C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M. (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, **78** (7), 1946-57.

Kajak, A., Andrzejewska, L., Chmielewski, K., Ciesielska, S., Kaczmarek, M., Makulec, G., Petal, J. and Wasilewska, K. (1985). Long term changes in grassland communities of heterotrophic organisms on drained fens. *Polish Ecol. Studies* **11**, 21-52.

Karlen, D.L. and Scott, D.E. (1994). A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdieck, D.F. and Stewart, B.A. (eds). *Defining soil quality for a sustainable environment*, Chapter 4, 1st ed. Soil Sci. Soc. Am. Pub. No 35, Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI, 53-72.

Karlen, D.L., Wollenhaupt, N.G., Erbach, D.C., Berry, E.C., Swan, J.B., Eash, N.S. and Jordahl, J.L. (1994). Long-term tillage effects on soil quality. *Soil Tillage Res.* **32**, 313-27.

- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F. and Schuman, G.E. (1997). Soil quality : a concept, definition and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Sci. Soc. Am. J.* **61**, 4-10.
- Kheirallah, A.M. (1979). Behavioural preference of *Julus scandinavicus* (Myriapoda) to different species of leaf litter. *Oikos*, **33**, 466-71.
- Kladivko, E. J. (2001). Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research*, **61**, 61-76.
- King, D., Jamagne, M., Arrouays, D., Loustau, D., Bert, D. et Ranger, J. (1999). Inventaire cartographique et surveillance des sols en France. Etat d'avancement et exemples d'utilisation. *Etude et Gestion des Sols* **6** (4): 215-29.
- Kokta, Ch. (1989). Auswirkungen abgestufter Intensität der Pflanzenproduktion auf epigäische Arthropoden, insbesondere Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) in einer dreigliedrigen Fruchtfolge, Ph.D. Dissertation, University of Würzburg.
- Konig, K. and Pawlitzki, K.H. (1981). Untersuchungen über Auswirkungen unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensität auf die epigeische fauna von Zuckerrubenflächen. *Bayer. Landwirtschaftl. Jahrbuch* **58**, 285-90.
- Konig, K. (1983). Untersuchungen über die Auswirkungen der Anwendung von Insektiziden auf die epigäische fauna von Zuckerrubenflächen. *Bayer. Landwirtschaftl. Jahrbuch* **60**, 235- 312.
- Kopeszki, V.H. (1992). A first attempt using soil dwelling collembolan species *Fosomia candida* (Willem) and *Heteromurus nitidus* (Templeton) as an active bioindication in a beech forest ecosyste". *Zool. Anz.* **228**, 82-90.
- Kopeszki, V.H. (1993). Effects of fertilization on the mesofauna, especially collembolan, in different forest habitats in the Bohemian woods. *Zool. Anz.* **231**, 83-97.
- Koponen, S. and Niemelä, P. (1995). Ground-living arthropods along pollution gradient in boreal pine forest. *Environment. Fennica* **6**, 127-31.
- Korc, A. (1973). Effect of chemical treatment on occurrence of predatory bugs (Heteroptera) in orchards. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* **144**, 263-70.
- Kromp, B. (1990). Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian potato fields. *Biol. Fertil. Soils* **9**, 182-87.

- Kromp, B. (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **74**, 187-228.
- Kronk, A.W., Riechert, S.E. (1979). Parameters affecting the habitat choice of *Lycosa santrita* (Chamberlin and Ivie). *J. Arachnol.* **7**, 155-66.
- Krooss, S. and Schaefer, M. (1998). The effect of different farming systems on epigeic arthropods: a five-year study on the rove beetle fauna (Coleoptera: Staphylinidae) of winter wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **69**, 121-133.
- Laakso, J., Setälä, H. (1999). Sensitivity of primary production to changes in the architecture of belowground food webs. *Oikos* **87**, 57-64.
- Lacaze, M. et Nirascou, F. (2000). Ces terres qui nous entourent. *Rapport IFEN* (Institut Français de l'environnement), Janvier n°51, 8 pp.
- Langdale, G.W., West, L.T., Bruce, R.R., Miller, W.P., Thomas, A.W. (1992). Restoration of eroded soil with conservation tillage. *Soil Technol.*, **5**, 81-90.
- Larsen, K.J., Brewer, S.R. and Taylor, D.H. (1994). Differential accumulation of heavy metals by web spiders and ground spiders in an old field. *Environ. Toxicol. Chem.* **13** (3), 503-8.
- Larson, W.E. and Pierce, F.J. (1994). The dynamics of soil quality as a measure of Sustainable Management. In: Pankhurst, C., Doube, B.M. and Gupta, V.V.S.R.. (eds). 1997. *Biological Indicators of Soil Health*. Cab International, Oxon, UK.1-23
- Lavelle, P. (1981). Stratégies de reproduction chez les vers de terre. *Acta Oecologica, Oecologia Generalis* **2**, 117-33.
- Lavelle, P. (1988). Assessing the abundance and role of invertebrate communities in tropical soils : aims and methods. *Journal of African Zoology*, **102**, 275-83.
- Lavelle, P. and Pashanasi, B. (1989). Soil macrofauna and land management in Peruvian Amazonia (Yurimaguas, Loreto). *Pedobiologia*, **33**, 283-91.
- Lavelle, P., Dangerfield, M., Fragoso, C., Eschenbrenner, V., Lopez, D., Pashanasi, B. And Brussaard, L. (1994). The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. In: Woomer, P.L. and Swift, M.J. (eds) *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*. John Wiley & Sons-Sayce-TSBF, 137-69.

- Lavelle, P. (1997). Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. *Adv. Ecol. Res.*, **27**, 93-132.
- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O.W. and Dhillion, S. (1997). Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.* **33**, 159-93.
- Lavelle, P. (2000). Ecological challenges for soil science. *Soil Sci.* **165**, 73-86.
- Lavelle, P. & Spain, A. (2001). *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers (ed.). 654 pp.
- Lavelle, P., Ruiz, N., Nahmani, J., Roman, J. et Rossi, J.P. (sous presse). Vers la mise au point de bioindicateurs synthétiques de la qualité du sol basés sur les peuplements de macro-invertébrés. *Etude et Gestion des Sols*.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. And Forbes, T.D.A. (1997). Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology and Evolution* **12**, 474-478.
- Lavoux, T., Tuddenham, M. et Racapé, J. (1999). Premier bilan de mesures agrienvironnementales européennes. Rapport IFEN (Institut Français de l'environnement), Décembre n°50, 4 pp.
- Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S. and Watt, A.D. (1998). Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* **391**, 72-76.
- Lee, K.E. (1985). *Earthworms: their Ecology and Relationships with Soils and Land Use*, Academic Press, Sydney.
- Lee, K.E. and Foster, R.C. (1991). Soil fauna and soil structure. *Australian Journal of Soil Research*, **29**, 745-75.
- Levieux, J. (1976). Deux aspects de l'action des fourmis (Hymenoptera : Formicidae) sur le sol d'une savanne préforestière de Côte d'Ivoire. *Bulletin d'Ecologie*, **7** (3), 283-95.
- Linden D.R., Hendrix P.F., Coleman D.C. and van Vliet P.C.J. (1994). Faunal indicators of soil quality. In: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, SSSA Special Publication (Ed.) **35** , Washington, USA, 91-106.

- Lindquist, O.V. (1972). Components of water loss in terrestrial isopods. *Physiol. Zool.* **45**, 316-24.
- Lobry de Bruyn, L.A. (1999). Ants as bioindicators of soil functions in rural environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**, 425-441.
- Lockaby, B.G and Adams, J.C. (1985). Pedoturbation of a forest soil by fire ants. *Soil Science Society of America Journal*, **49** (1), 220-3.
- Loranger, G., Ponge, J-F., Blanchart, E. and Lavelle, P. (1998). Influence of agricultural practices on arthropod communities in a vertisol (Martinique). *Eur. J. Soil Biol.* **34** (4), 157-165.
- Lövei, G.L. and Sunderland K.D. (1996). Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annu. Rev. Entomol.* **41**, 231-6.
- Luff, M.L. (1987). Biology of polyphagous ground beetles in agriculture. *Agri. Zool. Rev.* **2**, 237-78.
- Lumaret, J.P. and Kirk, A. (1987). Ecology of dung beetles in the French Mediterranean region (Coleoptera: Scarabeidae). *Acta Zoologica Mexicana* (nueva serie), **24**, 1-55.
- Lyford Jr., W.H. (1943). Bottom-up control of the soil macrofauna community in a beechwood on limestone: manipulation of food resources. *Ecology*, **24**, 252-261.
- Lyoussoufi, A., Armand, E., Rieux, R. and Faivre-D'arcier, F. (1990). Influence de la réduction de la lutte chimique en verger de poirier sur l'évolution de la communauté de prédateurs : comparaison avec certains modèles. *ANPP 2^{ème} Conférence Internationale sur les Ravageurs en Agriculture*, Versailles, 583-90.
- Maelfait, J.P. (1996). Soil spiders and bioindication. In: Van Stralen, N.M., Krivolutsky, D.A (eds), *Bioindicator Systems for Soil Pollution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 165-78.
- Maerere, A.P., Kimbi, G.G. and Nonga, D.L.M. (2001). Comparative effectiveness of animal manures on soil chemical properties, yield and root growth of amaranthus (*Amaranthus cruentus* L.). *AJST*, **1**, (4), 14-21.
- Malavolta, E. (1999). The fertility of Brazilian soils. In: Formoso M.L.L., Cerri C.C. (Eds.), *Workshop on Tropical Soils*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, RJ, Brazil, 171-84.

- Marasas, M.E., Sarandon, S.J. and Cicchino, A.C. (1997). Efecto de la labranza sobre la coleopterofauna edáfica en un cultivo de trigo en la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Ciencias del suelo* **15**, 59-63.
- Marasas, M.E., Sarandon, S.J. and Cicchino, A.C. (2001). Changes in soil arthropod functional group in a wheat crop under conventional and no tillage systems in Argentina. *Applied Soil Ecology*, **18**, 61-8.
- Marc, P. (1993b). Analyse des facteurs Eco-Etho-Physiologiques impliqués dans les capacités prédatrices des Aranéides : application à la lutte contre des ravageurs en milieu arbustif d'intérêt agronomique. Thèse de doctorat, Rennes I, 391 pp.
- Marc, P. (1993c). Preliminary experimental study of the homing phenomenon in *Clubiona corticalis* (Walckenaer, 1808) (Araneidae, Clubionidae). *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat.* **26** (345), 263-71.
- Marc, P., Canard, A. and Ysnel, F. (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, **74**, 229-73.
- Martin, S., Baize, D. et Lavelle, P. (1999). Le suivi de la qualité des sols en France: la contribution de l'Observatoire de la Qualité des Sols. *Etude et Gestion des Sols* **6** (3): 215-30.
- Massee, A.M. (1958). The effect on the balance of arthropod populations in orchards arising for the unrestricted use of chemicals. Proc. 10th Int. Congr. Ent., 1956, 163-8.
- Mathews, B.W, Sollenberger, L.E., Nkedi-Kizza, P., Gaston, L.A. and Hornsby, H.D. (1994). Soil sampling procedures for monitoring potassium distribution in grazed pastures. *Agron. J.* **86**, 121-26.
- Mayes, K.R. and Holdich, D.M. (1975). Water exchange between woodlice and moist environments with particular reference to *Oniscus asellus*. *Comp. Biochem. Physiol.* **51A**, 295-300.
- McCarthy, G.W., Reeves, J.B., Reeves, III J.B., Follett, RF and Kimble, J.M. (2002). Mid-Infrared and Near-Infrared Diffuse Reflectance Spectroscopy for Soil Carbon Measurement. *Soil Science Society of America Journal* **66**, 640-46.
- McIver, J.D., Moldenke, A.R., Parsons, G.L. (1990). Litter spiders as bio-indicators of recovery after clearcutting in a western coniferous forest. *Northwest Environ. J.* **6**, 410-12.

- McLellan, T. M., J. D. Aber, and M. E. Martin. (1991). Determination of nitrogen, lignin and cellulose content of decomposing leaf material by near infrared reflectance spectroscopy. *Canadian Journal of Forest Research* **21**, 1684-88.
- MEDD, 2003. Dossier d'information sur les feux de forêt. Ministère de l'Ecologie et le Développement durable
- Millán de la Peña, N., Butet, A., Delettre, Y.R., Morant, P. and Burel, R. (2003). Landscape context and carabid beetles (Coleoptera : Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **94**, 59-72.
- Mollon, A. (1982). *Les larves de Diptères d'une chênaie-charmaie : structure spatio-temporelle du peuplement*, thèse de 3^e cycle, Université Paris VI.
- Mollon, A. (1983). Etude d'un écosystème forestier mixte IX. Les Diptères édaphiques, structure temporelle du peuplement larvaire. *Rev. Ecol. Biol. Sol* **20**, 367-83.
- Morel, R. (1996). Les sols cultivés. Technique et Documentation. Lavoisier ed. 378 pp.
- Morgan, J.E. and Morgan, A.J. (1988). Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead, zinc, in metalliferous soils. *Environmental pollution* **54**, 123-38.
- Morgan, J.E and Morgan, A.J. (1992). Heavy metal concentrations in the tissues, ingesta, ingesta and faeces of physiologically different earthworms species. *Soil Biol. Biochem.* **24** (12), 1691-97.
- Motalib, A., Rida, M.A and Bouché, M.B. (1997). Heavy metal linkages with mineral, organic and living soil compartments. *Soil Biol. Biochem.* **29** (3, 4), 649-55.
- Mullar-Harvey, I., Juo, A.S.R., and Wilde, A. (1985). Soil C, N and P after forest clearance: mineralization rates and spatial variability. *J. Soil Sci.* **36**, 585-91.
- Muys, B. and Granval, P. (1997). Earthworms as bioindicators of forest site quality. *Soil Biol. Biochem.* **29** (3, 4), 323-28.
- Nahmani, J., Lavelle, P. (2002). Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France. *European Journal of Soil Biology* **38**, 297-300.
- Nahmani, J. Rossi, J, P. (2003). Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals *C. R. Biologies: Ecology*, **326**, 295-303.
- Nahmani, J., Lavelle, P., Lapied, E. and van Oort, F. (2003). Effects of heavy metal soil pollution on earthworm communities in the north of France. *Pedobiologia* **47**, 7 pp.

- Nahmani, J. (2004). Impact des métaux sur la structure et le rôle fonctionnel des communautés de macro-invertébrés et de microorganismes des sols du Nord-Pas-de-Calais : une approche multiscalaire. *Thèse de Doctorat de l'université Paris VI*, 198 pp.
- Neilson, R., Robinson, D., Marriott, Carol A., Scrimgeour, Charlie M., Hamilton D., Wishart, J., Boag, B., Handley, Linda L. (2002). Above-ground grazing affects floristic composition and modifies soil trophic interactions. *Soil Biology & Biochemistry* **34**, 1507-12.
- Newton, A.F.Jr. (1990). Insecta: Coleoptera, Staphylinidae, adults and larvae. In: Dindall, D.L. (Ed.) *Soil Biology Guide*. Wiley, New York, 1137-74.
- Nielsen, B.O., Nielsen, B.L., Axelsen, J., Elmegaard, N. (1994). Winter abundance of soil Diptera larvae in arable soil. *Pedobiologia* **38**, 208-21.
- Nkem, J.N., Lobry de Bruyn, L.A., Hullugalle, N.R. and Grant, C.D. (2002). Changes in invertebrate populations over the growing cycle of an N-fertilised and unfertilised wheat crop in rotation with cotton in a grey Vertisol. *Applied Soil Ecology* (Short communication) **20**, 69-74.
- Nordlander, G. (1977). Observation of the insect fauna in apple trees in connection with test on insecticides for integrated control. *Växtskyddsnotiser* **41**, 30-48.
- Nyffeler, . and Sunderland, D.K. (2003). Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **95**, 579-612.
- Okland, B., 1994. Mycetophilidae (Diptera), an insect group vulnerable to forestry practices? A comparison of clearcut, managed and semi-natural spruce forests in southern Norway. *Biodiversity Conserv.* **3**, 68-85.
- Ondina, P., Hermida, J., Outeiro, A. and Mato, S. (2003). Relationships between gastropod terrestrial distribution and soil properties in Galicia (NW Spain). *Applied Soil Ecology*, in press.
- Obrtel, R. (1968). Carabidae and Staphylinidae occurring on soil surface in luzerne fields (Coleoptera). *Acta Entomol. Bohemoslov.* **65**, 5-20.
- Paoletti, M.G. (1985). Soil invertebrates in cultivated and uncultivated soils in northeast Italy. *Redia* **71**, 501-63.

- Paoletti, M.G. (1987). Terrestrial isopods in the agroecosystems of the low-lying plain in North-eastern Italy. In: Striganova, B.R.(Ed), Soil Fauna and Soil Fertility. Proc. 9th. Int. Coll. Soil Zoology, Moscow Nauka, 423-26.
- Paoletti, M.G., Iovane, E. and Cortese, M. (1988). Soil pedofauna bioindicators and heavy metals in five agroecosystems in N.E. Italy. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* **25**, 33-58.
- Paoletti, M.G., Favretto, M.R., Marchiorato, A., Bressan, M. and Babetto, M. (1993). Biodiversità in pescheti forlivesi. In: Paoletti M.G *et al.* (eds). *Biodiversità negli agroecosistemi*. Osservatorio agroambientale, Centrale Ortofrutticola, Forli, 20-56.
- Paoletti, M.G., Bressan, M. (1996). Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. *Critical Rev. Plant Sci.* **15**, 21-62.
- Paoletti M. G. and Hassall M. (1999). Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**, 157-65.
- Paoletti, M.G. (1999). The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**, 137-55.
- Partenotte, E., Sterk, G. and Schmidt, H. (1986). Etude de l'action de différents fongicides et insecticides sur la faune des arbres fruitiers. *IOBC/WPRS Bull.* **IX** (3), 15-28.
- Parr, J.F, Papendick, R.I, Hornick, S.B. and Meyer, R.E (1992). Soil quality: attributes and relationships to alternative and sustainable agriculture. *Am. J. Altern. Agric.* **7** (1-2): 5-11.
- Paul, W. D. (1986). Vergleich der epigäischen Bodenfauna bei wendender bzw. nichtwendender Grundbodenbearbeitung. Mitt. Biol. Bundesanst. *Land- Forstwirtschaft.* Berlin-Dahlem 232-290.
- Pavan, M.A, Bingham, M.T., Pratt, P.F. (1985). Chemical and mineralogical characteristics of selected acid soils of the state of Parana, Brazil. *Turrialba* **35**, 131-39.
- Perel, T.S., Karpachevsky, L.O. and Yegorova, E.V. (1971). The role of Tipulidae (Diptera) larvae in decomposition on forest litter fall. *Pedobiologia* **11**, 66-70.
- Pfiffner, L. and Niggli, U. (1996). Organic and conventional farming on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and other epigaeic arthropods in winter wheat. *Biol. Agric. Horticult.* **12**, 353-64.

- Pietrazsko, R. and De Clercq, R. (1982). Influence of organic matter on epigeic arthropods. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent.* **47** (2), 721-28.
- Pizl, B. and Jonsens, G. (1995). Earthworms communities along a gradient of urbanization. *Environ. Pollut.* **90** (1), 7-14.
- Pobozsny, M. (1976). *Brasidia brunipes* (Meigen, 1804) [Diptera: Sciaridae] und ihre bedeutung für die streuzersetzung. *Acta Zool. Hung.* **22**, 139-43.
- Pobozsny, M. (1978). Chemische veränderungen der laubstreu bei der folgezersetzung durch verschieden bodentieren. *Pedobiologia* **18**, 350-4.
- Popham, E.J. (1990). Dermaptera. New York, NY: *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* **195**. 191 pp.
- Popp, V.V. and Postolache, T. (1987). Giant earthworms build up vermic mountain Rendzinas. In: Bonvicini Plagiai, A., Omodeo, P. (ed.) *On Earthworms*, Mucchi, Modena, 141-50.
- Prosi, F. and Dallinger, R. (1988). Heavy metals in the terrestrial isopod *Porcellio scaber* Latreille. Histochemical and ultrastructural characterization of metal-containing lysosomes. *Cell Biol. Toxicol.* **4**, 81-96.
- Purvis, G. and Curry, J.P. (1984). The influence of weeds and farmyard manure on the activity of Carabidae and other ground-dwelling arthropods in a sugar beet crop. *J. Appl. Ecol.* **21**, 271-83.
- Rasmussen, K.J. (1999). Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. *Soil & Tillage Research* **53**, 3-14.
- Read, H. J., Wheeler, C.P. and Martin, M.H. (1987). Aspects of ecology of Carabidae Coleoptera from woodland polluted by heavy metals. *Environ. Pollut.*, 21-76.
- Read, H., Martin, M.H. and Rayner, J.M.V. (1998). Invertebrates in woodlands polluted by heavy metals. An evaluation using canonical correspondence analysis. *Wat., Air and Soil Pollut.* **106**, 17-42.
- Read, J.L. & Andersen, A.N. (2000). The value of ants as early warning bioindicators: responses to pulsed cattle grazing at an Australian arid zone locality. *Journal of Arid Environments* **45**, 231-51.

- Resh, V.H., Norris, R.H. and Barbour, M.T. (1995). Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macro-invertebrates. *Aust. J. Ecol.* **20**, 108-21.
- Riddle, W.A. (1983). In *The Mollusca*, vol. **6**, Ecology, 431-61.
- Robert, M. et Cheverry, C. (1996). Les ressources mondiales en eau et en sols : une limitation pour l'avenir. *Cahiers Agricultures* **5**: 243-48.
- Robles, C., Ballini, C., Garzino, S. et Bonin, G. (2000). Réactions fonctionnelles des écosystèmes sclérophylles méditerranéens à l'impact du débroussaillage. *Ann. For. Sci.* **57**, 267-76.
- Ruess, R.W., McNaughton, S.J. (1987). Grazing and the dynamics of nutrient and energy regulated microbial processes in the Serengeti grasslands. *Oikos* **49**, 101-10.
- Salminen, J., Eriksson, I., Haimi, J. (1996). Effects of terbuthylazine on soil fauna and decomposition processes. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **34**, 184-89.
- Salona, M., Iturrondobeitia, J.C. (1993). A comparative study of the soil mite communities (Acari) of wooded and unwooded areas in the Basque Country, northern Spain. In: Watkins, C. (Ed.), *Ecological Effects of Afforestation: Studies in the History and Ecology of Afforestation in Western Europe*. CAB, London, UK, pp. 153-63.
- Schaefer M. and Schauermann J. (1990). The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. *Pedobiology* **34**, 5, 299-314.
- Shah, P.A., Brooks, D.R., Ashby, J.E., Perry, J.N. and Woiwod, I.P. (2003). Diversity and abundance of coleopteran fauna from organic and conventional management systems in southern England. *Agricultural and Forest Entomology* **5**, 51-60.
- Smalwood, P.D. (1993). Web site tenure in the long-jawed spider: is it risk-sensitive foraging, or conspecific interactions?. *Ecology* **74** (6), 1826-35.
- Smith, K.G.V. (1989). An introduction to the immature stages of British flies. *Handbooks for the identification of British insects*, part 14, vol. **10**. Royal entomological society of London, London, 280 pp.
- Smith J. L., Halvorson J. J. and Papendick R. I. (1994). Multiple variable indicator kriging: A procedure for integrating soil quality indicators. In: *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Special Publication **35**, 149-57.

- Solbrig, O.T. (1991). From Genes to Ecosystems: A Research Agenda for Biodiversity, IUSB-SCOPE-UNESCO.
- Specht, H.B. and Dondale, C.D. (1960). Spiders populations in New Jersey apple orchards. *J. Econ. Entomol.* **53**, 810-814.
- Speight, M. C. D., Martinez, M. & Luff, M. L. (1986). The Asaphidion (Col.: Carabidae) species occurring in Great Britain and Ireland. *Proc. Trans. Br. Ent. Nat. Hist. Soc.*, **19** : 17-21.
- Spurgeon, D.J., Sandifer, R.D. and Hopkin, S.P. (1996). The use of macro-invertebrates for population and community monitoring of metal contamination –indicator taxa, effect parameters and the need for a soil invertebrate prediction and classification scheme (SIVPACS). In: Bioindicator systems for soil pollution. N.M. van Straalen and D.A. Krivolutsky (eds.) Kluwer Academic Publishers, 95-110.
- Stamatiadis, S., Werner, M. and Buchanan, M. (1999). Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito County, California). *Applied Soil Ecology* **12**, 217-25.
- Stamou, G.P., Stamou, G.V., Papatheodorou, E.M., Argyropoulou, D. and Tzafestas, G. (2004). Population dynamics and life story tactics of arthropods from Mediterranean-type ecosystems. *Oikos* **104**, 98-108.
- Stark, S., Wardle, D.A., Ohtonen, R., Helle, T., Yeates, G.W. (2000). The effect of reindeer grazing on decomposition, mineralization and soil biota in a dry oligotrophic Scots pine forest. *Oikos* **90**, 301-10.
- Stassart, P. and Grégoire-Wibo, C. (1983). Influence du travail du sol sur les populations de carabides en grande culture, résultats préliminaires. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent.* **48** (2), 465-74.
- Stinner, B.R., House, G.J. (1990). Arthropods and other invertebrates in conservation-tillage agriculture. *Annu. Rev. Entomol.* **35**, 299-318.
- Sutton, S.L. (1980). Woodlice. Pergamon Press, Oxford.
- Swift, M.J., Heal, O.W. and Anderson, J.M. (1979). *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*, Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- Swift, M.J., Anderson, J.M. (1993). Biodiversity and ecosystems function in agroecosystems, in: *E. Biodiversity and Ecosystem Function*, Schultze, H.A. Mooney (Eds.), Springer, New York, 57-83.
- Szabó, I.M. (1974). Microbial communities in a forest Rendzine ecosystem. *Akadémiai Kiadó*, Budapest , 415 pp.
- Tanara, V. (1644). *L'economia del cittadino in villa*. 10th ed. G. Bortoli, Venezia, 525 pp.
- Tessier, D., Bruand, A. Le Bissonnais, Y. et Dambrine, E. (1996). Qualité physique et chimique des sols : variabilité spatiale et évolution. *Etude et Gestion des Sols* 3 (4), 229-44.
- Theenhaus, A., Schaefer, M. (1995). The effects of clear-cutting and liming on the soil macrofauna of a beech forest. *For. Ecol. Manage.* 77, 35-51.
- Thiele, H-U. (1977). Carabid beetles in their environments: a study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. Springer-Verlag, Berlin.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dolédec, S. and Olivier, J.M., 1977. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7 (1): 75-83.
- Tian, G., Brussaard, L. and Kang, B.T. (1994). Breakdown of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions: effects of earthworms and millipedes. *Soil Biol. Biochem.* 27 (3), 277-80.
- Topp, W. (1978). Bestimmungstabelle für Larven der Staphylinidae. In: Klausnitzer, B. (Ed.), *Ordnung Coleoptera (Larven)*. Akademie Verl., Berlin, 304-34.
- Torsvik, V., Goksoyr, J. and Daae, F.L. (1990a). High diversity in DNA of soil bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 56, 782-87.
- Toutain, F. (1974). Etude écologique de l'humification dans les hêtraies acidiphiles. Thèse Doc. Etat, Univ. Nancy I.
- Turnbull, A.L. (1964). The search for prey by a web-building spider *Achaearanea tepidariorum* (Koch) (Araneae, Theridiidae). *Can. Entomol.* 96, 568-79.
- Valette, P. (2004). Rapport ONF, janvier. Garrigues et Maquis.
- Vandel, A., (1960). Les isopodes terrestres. *Faune de France* V64. Lechevalier (ed.).

- Verneaux, J. Galmiche, P., Janier, F. et Monnot, A. (1982). Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (IBG). *Annales Scientifiques de l'Université de Besançon* **3**, 11-21.
- Villalobos, F.J. and Lavelle, P. (1990). The soil Coleoptera community (Melolonthidae) from a tropical grassland from Laguna Verde, Veracruz (Mexico). *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, **27** (1), 73-93.
- Villiers, A. (1947). *Atlas des Hémiptères de France 2. Hétéroptères Cryptocérates, Homoptères, Thysanoptères*. 111 pages.
- Vlug, H., Borden, J.H. (1973). Acari and Collembola populations affected by logging and slash burning in a coastal British Columbia coniferous forest. *Environ. Entomol.* **2**, 1016-1023.
- Walker, T.W. and Adams, A.F.R. (1958). Studies on soil organic matter: 1. Influence of phosphorous content of parent materials on accumulations of carbon, nitrogen, sulfur, and organic phosphorous in grassland soils. *Soil Science*, **85**, 307-18.
- Walker, T.W. and Syers, J.K. (1976). The fate of phosphorous during pedogenesis. *Geoderma*, **15**, 1-19.
- Wallwork, J.A. (1976). *The Distribution and Diversity of Soil Fauna*. Academic Press, London.
- Wang, D., Lowery, B., McSweeney, K. and Norman, J.M. (1996a). Ant burrows effect on water flow and soil hydraulic properties of Sparta sand. *Soil Till. Res.* **37**, 83-93.
- Wardle, D.A. (1995). Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Adv. Ecol. Res.* **26**, 105-185.
- Warkenting, B.P. (1995). The changing concept of soil quality. *J. Soil Water Conserv.* **50**, 226-28.
- Warren, M.W. and Zou, X. (2002). Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, **170**, 161-171.
- Watt, A.D., Barbour, D.A. and McBeath, C. (1997). The invertebrate fauna associated with birch in spruce forests. *Scottish Natural Heritage Research, Survey and Monitoring Report n° 82*.

- Weber, G. (1992). Terrestrial Chironomidae on agricultural soil treated with sewage sludge. *Neth. J. Aquatic Ecol.* **26**, 577-579.
- Weber, G. (1993). Die Nematocer (Insecta: Diptera) eines klärschlammgedüngten und schwermetallbelasteten Ackers: Ökologie und Larvalbiologie. Ph.D. Thesis Faculty of Natural Sciences Technical University Carol Wilhelmina, Braunschweig, p. 162.
- Wells, K.L and Dougherty, C.T. (1997). Soil Management for Intensive Grazing. *Soil Science*, **18** (2), 66-70.
- Wise, D.H. (1975). Food limitation of the spider *Linyphia marginata* experimental field studies. *Ecology* **56**, 637-46.
- Wise, D.H. (1993). Spiders in Ecological webs. Cambridge University Press, Cambridge, 328 pp.
- Wong, J.W.C., Li, K., Fang, M. and Su, D.C. (2001). Toxicity evaluation of sewage sludge in Hong Kong. *Environment International*, **27**, 373-80.
- Yeates, G.W., Bardgett, R.D., Cook, R., Hobbs, P.J., Bowling, P.J., Potter, J.F. (1997). Faunal and microbial diversity in three Welsh grassland soils under conventional and organic management regimes. *J. Appl. Ecol.* **34**, 453-71.
- York Main, B. (2001). Historical ecology, response to current ecological changes and conservation of Australian spiders. *Journal of Insect Conservation*, **5**, 9-25.
- Young, M.R. and Armstrong, G. (1995). The effect of age, stand density and variability on insect communities in native pine woodlands. In: Aldhous, J.R. (Ed.) *Our pinewood heritage*. Proceedings of a conference, Inverness, 20-22 October, 1994. Forestry Commission, The Royal Society for the Protection of Birds, Scottish Natural Heritage, 206-21.
- Zeletzki, C. and Rinnhofer, G. (1966). Über Vorkommen und Wirksamkeit von Praedatoren in Obstanlagen I. Eine Mitteilung über Ergebnisse zweijähriger Klopffänge an Apfelbäumen. *Beitr. Entomol.* **16**, 713-20.

ANNEXES

Annexe 1: Contributions absolues des axes de l'AFC sur le jeu de données de macro-invertébrés.

Annexe 2: Résultat du test de permutation pour l'analyse globale des paramètres physico-chimiques du sol et contribution absolue des stations et des paramètres physico-chimiques.

Annexe 3: Résultats du test de permutation sur les trois types de milieux (Forêts, Champs et Prairies).

Annexe 4 : Résultat du test de permutation réalisé sur l'analyse de co-inertie et contribution absolue des variables physico-chimiques aux axes 1 et 2 de co-inertie.

Annexe 5 : Courbes de saturation des différentes stations obtenues pour 4 niveaux taxonomiques différents (espèce, genre, famille et ordre) pour le site de Theix, Feucherolles, Louroux et Morvan.

ANNEXE 1

Contributions absolues des trois premiers axes de l'AFC

| WinADE-4 * Metrowerks CodeWarrior C * CNRS-Lyon1 * JT & DC |

| DDUtil: Columns: inertia analysis 22/10/03 19/43 |

Input file: D:\Users\nruiz\Thèse\Faunaglobal\faunaglobalocmin5\Moyennes totales\AFC

LN(x+1)\Sans AEP\Données_.fcta

Number of rows: 22, columns: 110

Inertia: Two diagonal norm inertia analysis

Total inertia: 2.74907 - Number of axes: 4

File D:\Users\nruiz\Thèse\Faunaglobal\faunaglobalocmin5\Moyennes totales\AFC LN(x+1)\Sans

AEP\Données_.fcc contains the contribution of columns to the trace

It has 110 rows and 1 column

Column inertia

All contributions are in 1/10000

-----Absolute contributions-----

Taxon	Fac1	Fac2	Fac3	Taxon	Fac1	Fac2	Fac3
1 : <i>Dyschirius sp.</i> CARABIDAE	43	22	36	28 : <i>Lithobius muticus</i> CHILOPODE	29	45	60
2 : <i>Asaphidion stierlini</i> CARABIDAE	0	10	70	29 : <i>Lithobius sp.</i> CHILOPODE	72	1	66
3 : <i>Trechus obtusus</i> CARABIDAE	351	0	277	30 : <i>Lithobius microps</i> CHILOPODE	114	7	14
4 : <i>Bembidion negricorne</i> CARABIDAE	54	5	16	31 : <i>Lithobius macilentus</i> CHILOPODE	118	1	88
5 : <i>Bembidion sp.</i> CARABIDAE	89	33	99	32 : <i>Geophilus electricus</i> CHILOPODE	0	28	282
6 : <i>Notiophilus quadripunctatus</i> CARABIDAE	112	2	35	33 : <i>Brachygeophilus truncorum</i> CHILOPODE	55	33	40
7 : <i>Clivina fossor</i> CARABIDAE	4	0	549	34 : <i>Necrophloeophagus flavus</i> CHILOPODE	1	3	36
8 : <i>Trechus quadristriatus</i> CARABIDAE	13	4	122	35 : <i>Haplophilus subterraneus</i> CHILOPODE	152	1	113
9 : <i>Pterostichus sp.</i> CARABIDAE	24	22	72	36 : <i>Cryptops parisi</i> CHILOPODE	100	42	112
10 : <i>Dromius sp.</i> CARABIDAE	0	248	0	37 : <i>Cryptops hortensis</i> CHILOPODE	256	16	63
11 : <i>Bothniopterus sp.</i> CARABIDAE	88	19	1	38 : <i>Schendyla nemorensis</i> CHILOPODE	0	150	118
12 : <i>Deroceras reticulatum</i> LIMACE	527	37	17	39 : <i>Geophilus sp.</i> CHILOPODE	30	0	33
13 : <i>Deroceras sp.</i> LIMACE	6	10	0	40 : <i>Lamyctes fluvicornis</i> CHILOPODE	57	478	30
14 : <i>Arion intermedius</i> LIMACE	133	6	39	41 : <i>Myrmica scabrinodis</i> FOURMI	11	225	944
15 : <i>Arion sp.</i> LIMACE	17	37	128	42 : <i>Myrmica ruginodis</i> FOURMI	462	5	0
16 : <i>Arion circumscriptus</i> LIMACE	8	12	694	43 : <i>Lasius platythorax</i> FOURMI	1	1071	26
17 : <i>Cochlicopa lubrica</i> ESCARGOT	2	15	284	44 : <i>Stenammas petiolatum</i> FOURMI	189	2	88
18 : <i>Discus rotundatus</i> ESCARGOT	167	16	35	45 : <i>Lasius niger</i> FOURMI	20	66	130
19 : <i>Aegopinella nitidula</i> ESCARGOT	77	3	28	46 : <i>Myrmecina graminicola</i> FOURMI	149	34	121
20 : <i>Trichoniscus pusillus</i> ISOPODE	239	64	0	47 : <i>Tytthaspis sedecimpunctata</i> COCCINELIDAE	9	723	28
21 : <i>Philoscia sp.</i> ISOPODE	91	41	66	48 : <i>Phyllotreta vittula</i> CHRYSOMELIDAE	22	176	309
22 : <i>Oniscus asellus</i> ISOPODE	232	10	71	49 : COL. HYDROPHILIDAE	1	310	165
23 : <i>Eluma purpurascens</i> ISOPODE	177	1	131	50 : COL. ANTHRIBIIDAE	2	55	5
24 : <i>Philoscia affinis</i> ISOPODE	105	0	78	51 : <i>Melanophthalma curticolis</i> COL. LATHRIDIIDAE	3	116	17
25 : <i>Neobisium simile</i> PSEUDOSCORPION	160	12	14	52 : <i>Apion sp.1</i> COL. CURCULIONIDAE	34	104	37
26 : <i>Lithobius crassipes</i> CHILOPODE	71	31	2	53 : <i>Curculionide 1</i> COL. CURCULIONIDAE	7	169	30
27 : <i>Lithobius tricuspis</i> CHILOPODE	325	50	0	54 : <i>Kalama tricornis</i> HETEROPTERE	0	202	0
Taxon	Fac1	Fac2	Fac3	Taxon	Fac1	Fac2	Fac3
55 : <i>Emblethis sp.</i> HETEROPTERE	1	303	0	83 : DYSDERIDAE ARAIGNEE	121	25	70

56 : <i>Sternorrhyncha</i> HOMOPTERE	51	15	43	84 : <i>Philonthus carbonarius</i> STAPHYLINIDAE	1	178	16
57 : HOMOPTERE	3	95	58	85 : <i>Philonthus cognatus</i> STAPHYLINIDAE	11	72	37
58 : POLYDESMIDAE DIPLOPODE	855	514	110	86 : <i>Quedius nitipennis</i> STAPHYLINIDAE	0	6	286
59 : GLOMERIDAE DIPLOPODE	75	58	4	87 : <i>Tachinus signatus</i> STAPHYLINIDAE	7	8	80
60 : IULIDAE DIPLOPODE	21	26	1	88 : <i>Oxypoda opaca</i> STAPHYLINIDAE	9	59	41
61 : CRASPEDOSOMIDAE DIPLOPODE	36	63	3	89 : <i>Tachyporus dispar</i> STAPHYLINIDAE	7	15	433
62 : <i>Dendrobaena attemsi</i> LUMBRICIDAE	112	37	1	90 : <i>Stenus impressus</i> STAPHYLINIDAE	21	22	0
63 : <i>Dendrobaena octaedra</i> LUMBRICIDAE	377	55	39	91 : <i>Xantholinus linearis</i> STAPHYLINIDAE	86	25	232
64 : <i>Lumbricus castaneus</i> LUMBRICIDAE	0	0	458	92 : <i>Xantholinus longiventris</i> STAPHYLINIDAE	6	160	10
65 : <i>Lumbricus terrestris</i> LUMBRICIDAE	78	14	55	93 : <i>Amischa sp</i> STAPHYLINIDAE	7	486	105
66 : <i>Lumbricus rubellus</i> LUMBRICIDAE	78	21	43	94 : <i>Lathrobium fulvipenne</i> STAPHYLINIDAE	103	34	31
67 : <i>Aporrectodea sp.</i> LUMBRICIDAE	791	399	2	95 : <i>Lathrobium longulum</i> STAPHYLINIDAE	17	10	32
68 : <i>Allolobophora sp.</i> LUMBRICIDAE	5	33	302	96 : <i>Othius punctulatus</i> STAPHYLINIDAE	93	69	4
69 : <i>Octolasion cyaneum</i> LUMBRICIDAE	1	5	189	97 : <i>Othius subuliformis</i> STAPHYLINIDAE	127	9	2
70 : <i>Allolobophora chlorotica</i> LUMBRICIDAE	0	78	2	98 : <i>Aloconota gregaria</i> STAPHYLINIDAE	48	7	42
71 : <i>Allolobophora rosea</i> LUMBRICIDAE	313	138	24	99 : <i>Atheta laticollis</i> STAPHYLINIDAE	0	43	6
72 : PHILODROMIDAE ARAIGNEE	65	4	20	100 : <i>Atheta fungi</i> STAPHYLINIDAE	0	2	7
73 : LIOCRANIDAE ARAIGNEE	23	69	24	101 : <i>Atheta amplicollis</i> STAPHYLINIDAE	0	2	12
74 : THERIDIIDAE ARAIGNEE	75	12	27	102 : <i>Stenus clavicornis</i> STAPHYLINIDAE	1	50	105
75 : LINYPHIIDAE ARAIGNEE	173	84	28	103 : <i>Rugilus orbiculatus</i> STAPHYLINIDAE	1	231	5
76 : ARANEIDAE ARAIGNEE	100	3	0	104 : <i>Aleochara bipustulata</i> STAPHYLINIDAE	11	313	114
77 : TETRAGNATHIDAE ARAIGNEE	7	42	518	105 : <i>Tachyporus hypnorum</i> STAPHYLINIDAE	46	88	70
78 : LYCOSIDAE ARAIGNEE	5	432	47	106 : <i>Tachyporus tersus</i> STAPHYLINIDAE	2	233	6
79 : THOMISIDAE ARAIGNEE	3	151	122	107 : Larves de Coléoptère	79	11	11
80 : AGELENIDAE ARAIGNEE	257	74	0	108 : Larves de Diptère	316	177	50
81 : CLUBIONIDAE ARAIGNEE	7	12	37	109 : Larves de Lépidoptère	2	33	163
82 : HAHNIIDAE ARAIGNEE	221	45	0	110 : <i>Chelidurella sp.</i> DERMAPTERE	83	24	1

Contribution absolue des stations et des paramètres physico-chimiques pour l'analyse de l'ensemble de sites.

| WinADE-4 * Metrowerks CodeWarrior C * CNRS-Lyon1 * JT & DC |
 | DDUtil: Rows: Inertia analysis 06/01/04 13/27 |

Input file: D:\Users\nruiz\Thèse\Solglobal\ADE\ACP données brutes avec texture\Sans AEP et avec BT\data_.cnta

Number of rows: 63, columns: 14

Inertia: Two diagonal norm inertia analysis

Total inertia: 14 - Number of axes: 3

File D:\Users\nruiz\Thèse\Solglobal\ADE\ACP données brutes avec texture\Sans AEP et avec BT\data_.cncl contains the contribution of rows to the trace

It has 63 rows and 1 column

Row inertia

All contributions are in 1/10000

-----Absolute contributions-----

Station	Fac 1	Fac 2	Fac 3	Station	Fac 1	Fac 2	Fac 3
C11	55	434	65	C8	110	38	20
C11	40	439	31	C8	107	45	14
C11	37	118	154	C7	134	0	66
C12	43	315	136	C7	115	15	23
C12	24	191	191	C7	109	21	20
C12	8	142	211	C4	111	11	17
P1	108	259	98	C4	134	0	62
P1	89	115	48	C4	104	8	33
P1	35	80	95	C3	136	7	31
F5	66	409	38	C3	132	0	50
F5	108	352	19	C3	115	2	16
F5	97	559	127	C6	107	9	21
F3	405	60	58	C6	114	2	37
F3	448	72	49	C6	93	3	17
F3	469	89	0	C5	125	17	13
F4	524	60	11	C5	135	1	93
F4	483	250	26	C5	118	1	65
F4	586	124	13	C10	106	15	24
P4	86	1	292	C10	119	4	29
P4	78	1	302	C10	93	10	10
P4	157	234	116	C9	125	7	31
C13	20	0	461	C9	125	11	28
C13	11	11	479	C9	117	13	27
C13	14	12	599	C2	101	49	2
F2	754	110	1484	C2	111	9	14
F2	1050	0	3360	C2	95	28	8
P2	172	1355	2	C1	123	9	15
P2	109	1519	11	C1	122	1	13

[P3]	105	299	97	[C1]	124	0	32
[P3]	111	400	17	[F1]	34	750	43
[C8]	110	16	32	[F1]	68	589	297
				[F1]	99	267	177

| WinADE-4 * Metrowerks CodeWarrior C * CNRS-Lyon1 * JT & DC |
 | DDUtil: Columns: inertia analysis 17/03/04 18/44 |

Input file: D:\Users\nruiz\Thèse\Solglobal\ADE\ACP données brutes avec texture\Sans AEP et avec BT\data_.cnta

Number of rows: 63, columns: 14

Inertia: Two diagonal norm inertia analysis

Total inertia: 14 - Number of axes: 3

File D:\Users\nruiz\Thèse\Solglobal\ADE\ACP données brutes avec texture\Sans AEP et avec BT\data_.cncc contains the contribution of columns to the trace

It has 14 rows and 1 column

Column inertia

All contributions are in 1/10000

-----Absolute contributions-----

Variable	[Fac 1]	[Fac 2]	[Fac 3]
[C org.]	1383	7	495
[Ntotal]	1260	174	739
[C :N]	284	2121	0
[pH]	1371	134	348
[Ca]	944	1269	15
[Mg]	199	2127	63
[Na]	951	8	151
[K]	40	2323	24
[CEC]	1038	28	882
[P ₂ O ₅]	134	558	539
[CRE]	372	38	3252
[Sable]	520	787	1505
[Limon]	1047	418	806
[Argile]	451	0	1175

Contribution absolue des variables physico-chimiques aux axes 1 et 2 de co-inertie.

WinADE-4 * Metrowerks CodeWarrior C * CNRS-Lyon1 * JT & DC |
| DDUtil: Columns: inertia analysis 31/03/04 09/45 |

Input file: D:\Users\nruiz\Thèse\COI Faune-Sol\Coinertie AFC-ACP\avec
texture\coi\coisolfaune.iita

Number of rows: 110, columns: 14

Inertia: Two diagonal norm inertia analysis

Total inertia: 4.02132 - Number of axes: 2

Column inertia

All contributions are in 1/10000

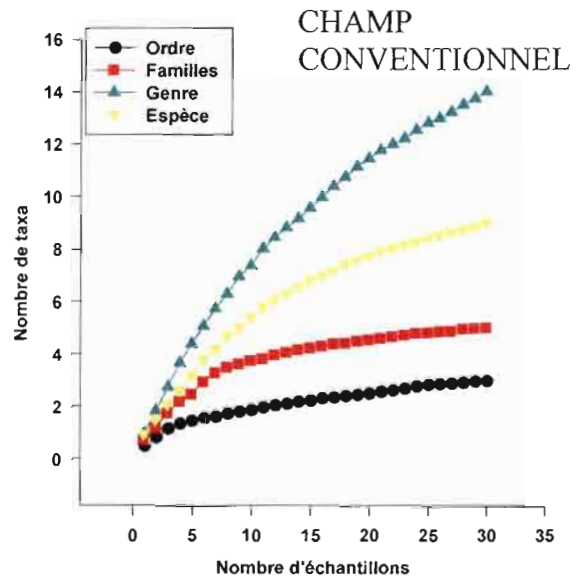
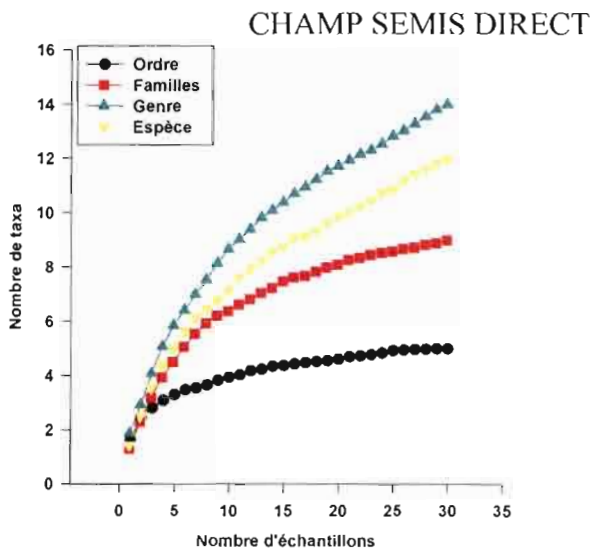
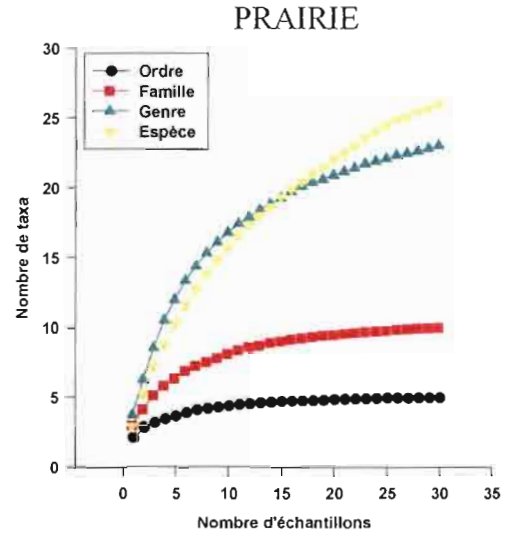
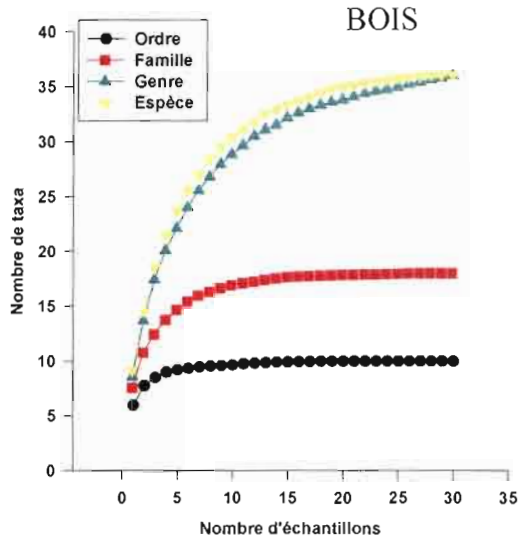
-----Absolute contributions-----

Variable	Fac 1	Fac 2
C org.	1174	25
Ntotal	716	418
C:N	747	1566
pH	1889	9
Ca	1577	820
Mg	10	1782
Na	823	241
K	28	1600
CEC	573	77
P ₂ O ₅	446	886
CRE	294	53
Sable	270	1383
Limon	872	1031
Argile	574	102

ANNEXE 5

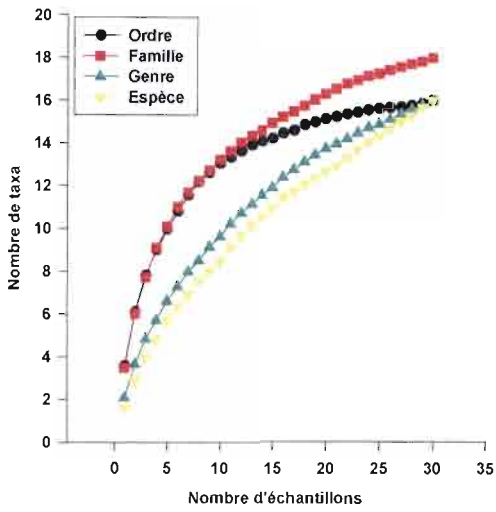
Courbes de saturation des différentes stations obtenues pour 4 niveaux taxonomiques différents. Les singletons et doubletons ont été éliminés du jeu de données utilisé pour leur calcul.

Site du LOUROUX (Touraine).

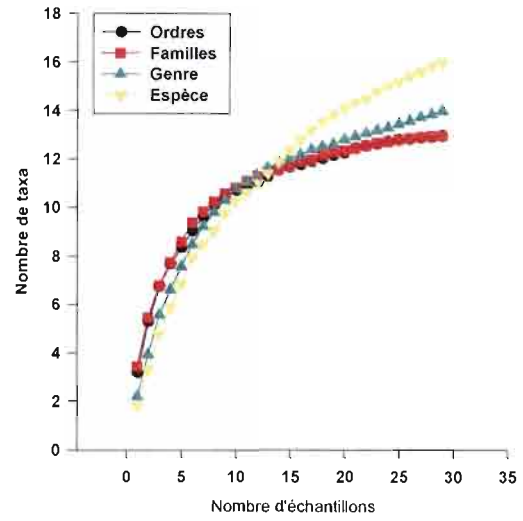


Courbes de saturation pour le site du MORVAN (Bourgogne)

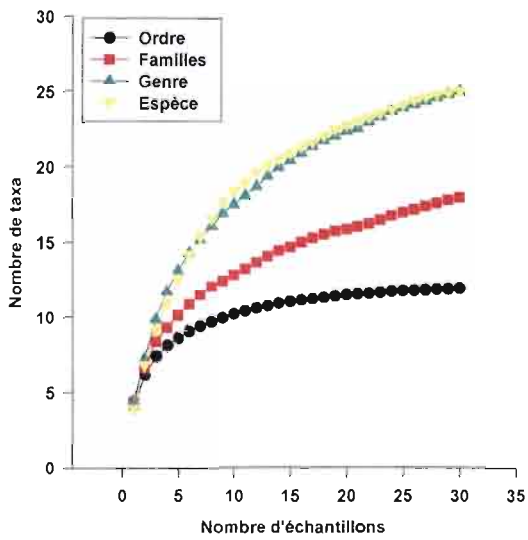
FORET FEUILLUS



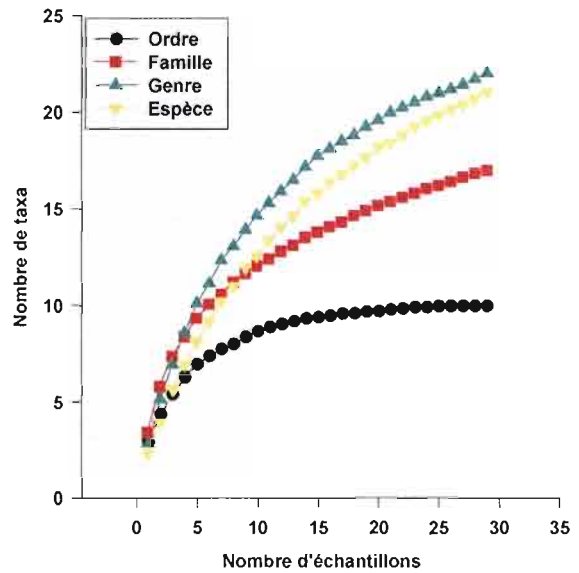
FORET CONIFERES



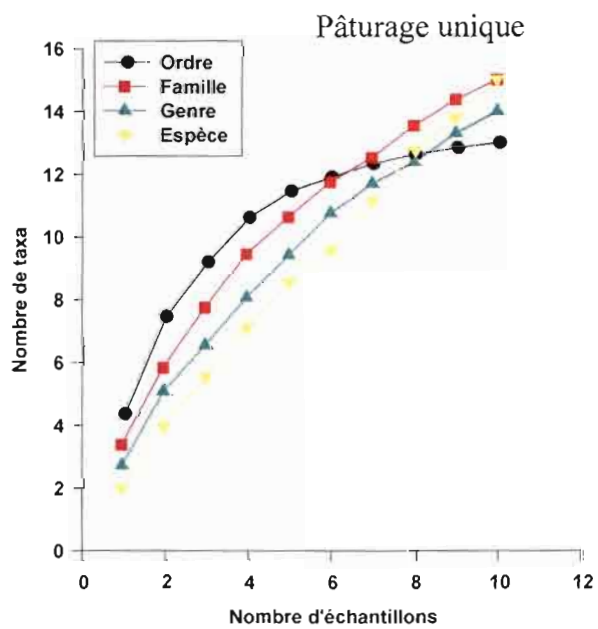
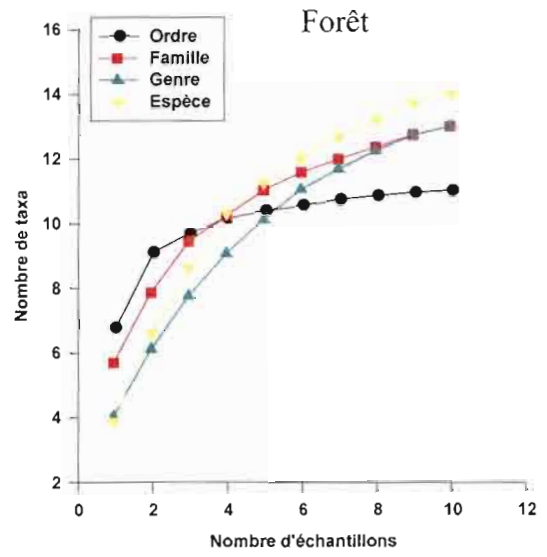
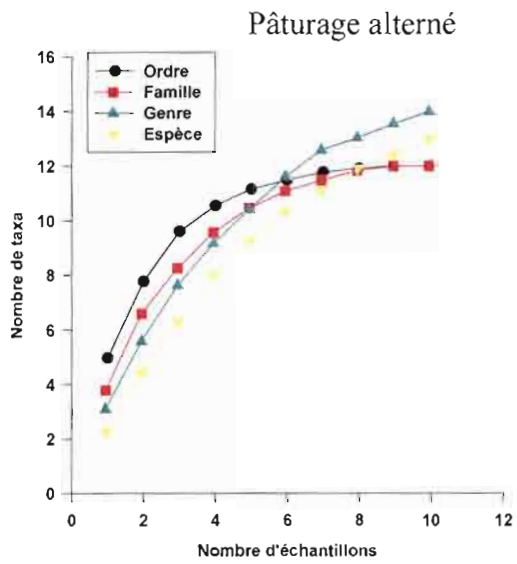
PRAIRIE



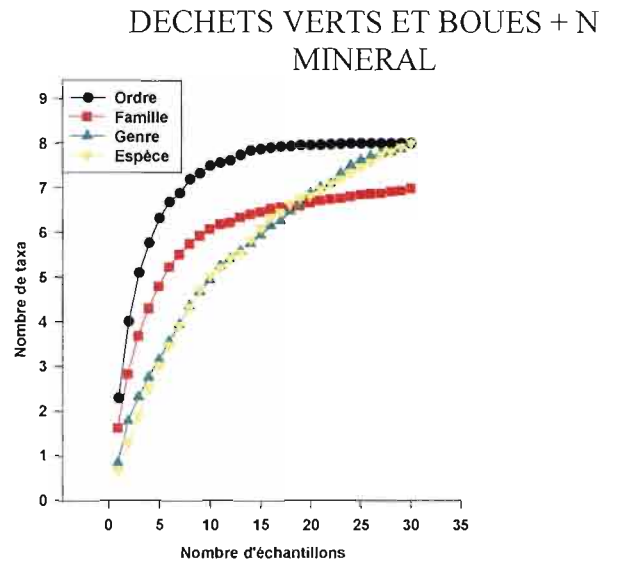
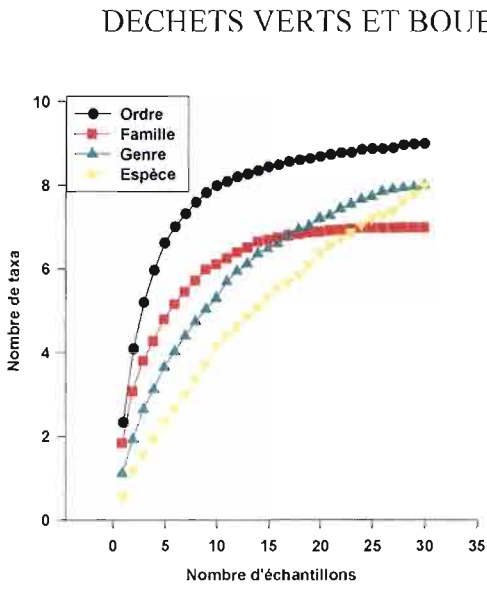
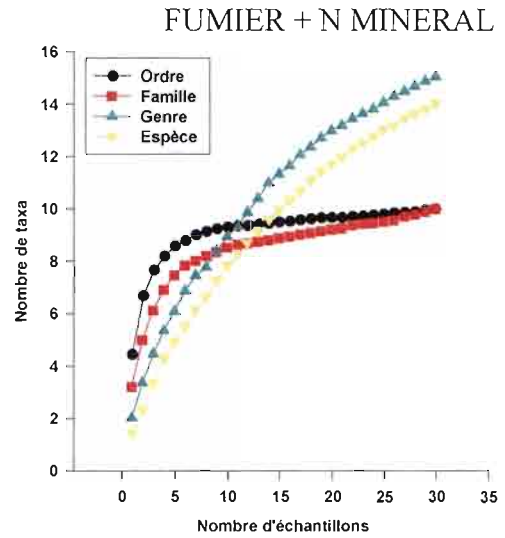
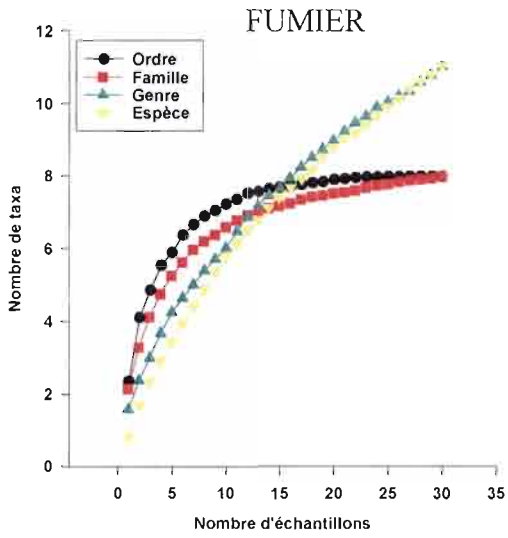
CHAMP



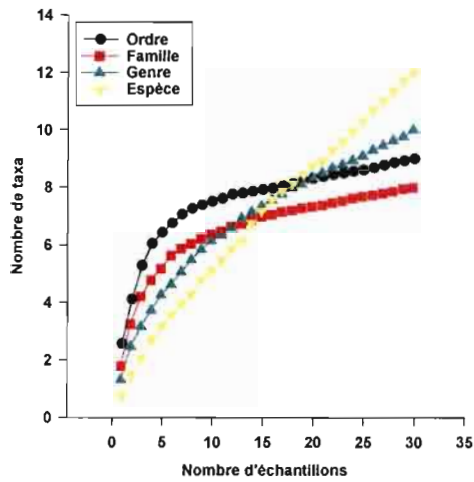
Site de Theix (Auvergne).



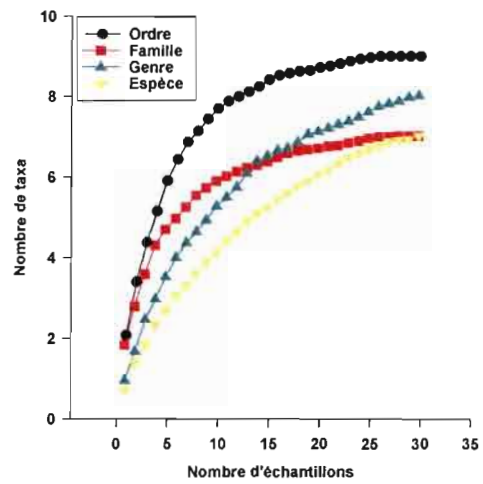
Site de Feucherolles (Ile-de-France)



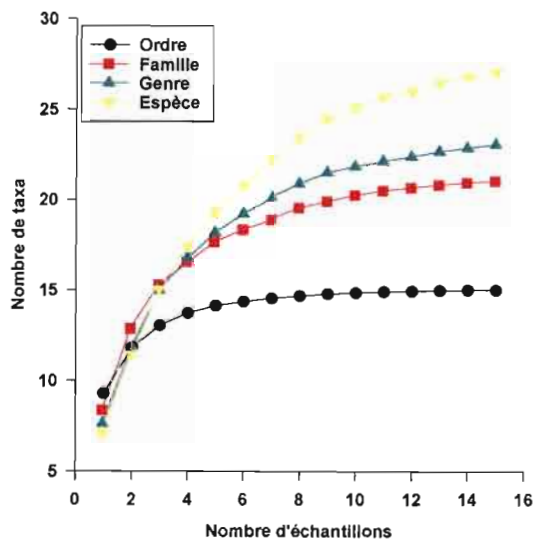
FRACTION FERMENTISCIBLE DES ORDURES MENAGERES



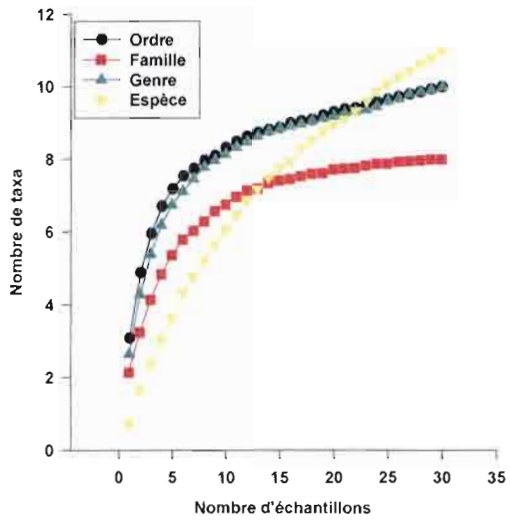
FRACTION FERMENTISCIBLE DES ORDURES MENAGERES + N MINERAL



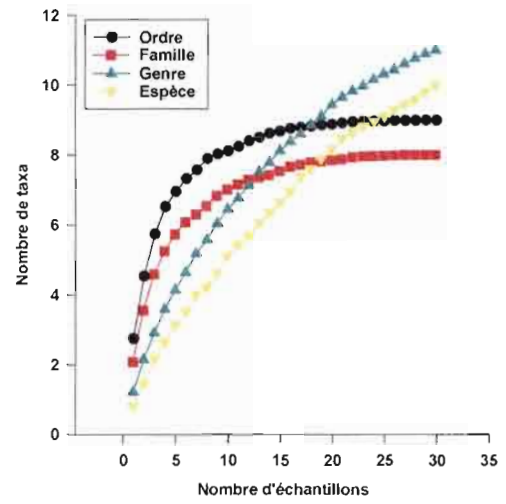
FORET



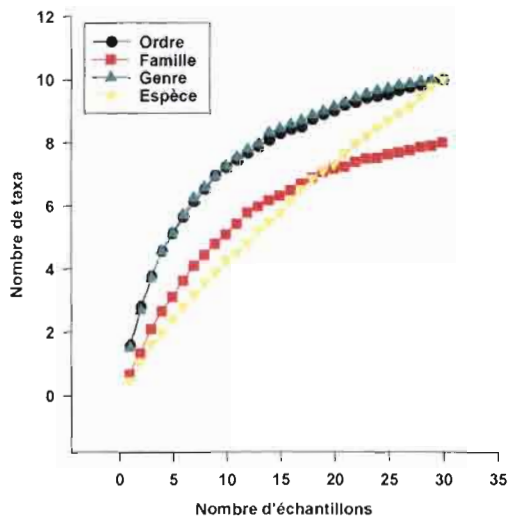
ORDURES MENAGERES



ORDURES MENAGERS + N MINERAL



CHAMP TEMOIN



CHAMP TEMOIN + N MINERAL

