



HAL
open science

Rôles fonctionnels des haies dans la régulation des ravageurs : le cas du psylle *Cacopsylla pyri* L. dans les vergers du sud-est de la France

Jean Francois Debras

► To cite this version:

Jean Francois Debras. Rôles fonctionnels des haies dans la régulation des ravageurs : le cas du psylle *Cacopsylla pyri* L. dans les vergers du sud-est de la France. Sciences du Vivant [q-bio]. Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 2007. Français. <NNT : >. <tel-02823944>

HAL Id: tel-02823944

<https://hal.inrae.fr/tel-02823944v1>

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HAL Authorization

Numéro :

THESE

Présentée devant

L'UNIVERSITE D'AVIGNON PAYS DE VAUCLUSE

Pour obtenir le grade de :

Docteur de l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse

Mention : SCIENCES DE LA VIE

par

Jean-François DEBRAS

Rôles fonctionnels des haies dans la régulation des ravageurs :
le cas du psylle *Cacopsylla pyri* L. dans les vergers
du sud-est de la France

Soutenue le 25 Septembre 2007

Jury :

Directeur : Pr. Thierry Dutoit, Professeur, Université d'Avignon, IUT.

Co-directeur : Dr. René Rieux, Chargé de Recherche, INRA Avignon

Rapporteurs : Pr. Serge Kreiter, Professeur, Montpellier Sup Agro

Dr. Françoise Burel, Directrice de Recherche, CNRS Rennes

Examineur : Dr. Luc Barbaro, Chargé de Recherche, INRA Bordeaux

Copyright : Institut National de la Recherche Agronomique

Remerciements

Il est d'usage de commencer la rédaction d'un mémoire par une page de remerciements. Ce n'est pas en ce qui me concerne une simple action symbolique car ce travail n'aurait pu aboutir sans la contribution de nombreuses personnes qui ont toujours répondu à mes sollicitations avec compétence et indulgence, leurs encouragements m'ont permis d'arriver au terme de ce travail de thèse.

Je remercie tout d'abord Thierry Dutoit. Merci d'avoir accepté de t'impliquer dans ce travail, de ta patience, ta disponibilité, tes conseils pertinents, la confiance que tu m'as témoignée sans oublier le soutien financier mis à ma disposition. Merci encore Thierry, sans toi ce travail n'aurait pas abouti.

Je remercie également René Rieux, qui depuis plus de 10 ans maintenant essaie de m'apprendre la systématique des arthropodes sans jamais se lasser. Tu es à l'origine de cette étude et sans ton aide pour la détermination des populations échantillonnées, ce travail n'aurait également pas été réalisé.

Je voudrais ensuite remercier Françoise Burel et Luc Barbaro, membres de mon jury, pour avoir accepté d'évaluer ce travail en dépit de leurs nombreuses autres obligations, je vous remercie tous deux avec reconnaissance. Merci à Serge Kreiter, également membre du jury, pour tes encouragements, tes remarques pertinentes et le regard critique sur ce travail que tu as aussi accepté d'évaluer.

Je tiens à remercier aussi particulièrement Rachid Senoussi que j'ai si souvent sollicité, qui a toujours répondu avec patience et s'est beaucoup investi dans l'analyse cartographique des données.

Merci également à Frank Torre qui a pris le temps de s'intéresser aux données et me conseiller sur les analyses statistiques à réaliser. Merci Frank, le premier article issu de cette thèse n'aurait jamais vu le jour sans ton implication, merci aussi à Elise Buisson pour avoir toujours accepté de relire et corriger mon anglais par ailleurs si défailant.

Je n'oublie pas non plus les autres membres de mon comité de pilotage non encore cités Marteen van Helden, Benoit Sauphanor et Jérôme Orgeas, merci pour votre implication et vos conseils tout au long de ces quatre années.

Je remercie aussi Michel Génard Directeur de la Station PSH de l'INRA d'Avignon qui m'a permis de continuer ce travail commencé à l'UMR 406 dans les meilleures conditions possibles.

Je remercie vivement Françoise Lescourret, Directrice de l'équipe Ecologie de la Protection Intégrée dans laquelle je me situe actuellement, pour la liberté qui m'a été laissée quant à la réalisation finale de ce travail. Merci aussi à Claire Lavigne et Yvan Capowiez, membres de l'équipe EPI pour les conseils que vous m'avez donnés.

Je voudrais saluer Luc Belzunces Directeur de l'UMR 406 à l'INRA d'Avignon sans qui mon inscription en thèse n'aurait pas été possible. Merci Luc, ton appui et la confiance que tu m'as aussi témoignée ont rendu possible la réalisation de ce travail.

Merci également à Helene Coupard et Bernad Florens de la station expérimentale « la Pugère » pour leur soutien et l'intérêt porté à ce projet.

De même, je remercie la direction des études du département Génie Biologique de l'IUT pour m'avoir confié des enseignements en tant que vacataire en deuxième année de l'option agronomie, ce qui m'a permis d'avoir une première expérience en enseignement, très complémentaire de mes recherches doctorales. Merci également aux étudiants stagiaires de l'IUT d'Avignon, département Génie Biologique qui ont contribué à l'avancement de ce travail : Julien Brydenbach, Bastien Barral et Audrey Dussaud, ainsi que Benoit Correard du lycée Agricole d'Aix Valabre.

Je n'oublierai pas enfin de remercier Corine Chêne de l'UMR 406 et Hugues Leiser, Documentaliste de l'unité PSH pour leur aide dans la relecture et la mise en page de ce document

Laboratoire d'accueil INRA

UMR406 INRA/UAPV - Ecologie des invertébrés, INRA, F-84914 Avignon cedex 9

http://www.avignon.inra.fr/les_recherches__1/liste_des_unites/ecologie_des_invertebrés

UR1115 Plantes et systèmes de culture horticoles, INRA, F-84914 Avignon cedex 9

http://www.avignon.inra.fr/les_recherches__1/liste_des_unites/plantes_et_systemes_d_e_culture_horticoles_psh__1

Résumé

Les haies plantées en bordure des cultures hébergent une entomofaune d'une grande diversité et leur fonction de réservoirs d'entomofaune auxiliaire n'est plus à démontrer. Dans le contexte actuel de développement d'une agriculture systémique basée sur la durabilité des systèmes de production, leur utilisation en protection intégrée entre dans le cadre des méthodes de protection dites de conservation de la biodiversité.

L'objectif de ce travail est d'évaluer la fonctionnalité des haies dans la maîtrise des ravageurs des vergers, la culture choisie est celle du poirier (*Pyrus communis* L.) et le ravageur visé est le psylle *Cacopsylla pyri* L. (Hemiptera, Psyllidae), ravageur clé¹ des vergers de poiriers.

Les résultats obtenus durant trois années sur un verger expérimental montrent que la haie influence la distribution des prédateurs dans la parcelle aux périodes de pullulation du ravageur, que cet effet n'est pas simplement un effet de lisière et que des déplacements d'auxiliaires ont lieu entre la haie et le verger en relation avec les effectifs de la proie. Cependant dans un contexte appliqué, les résultats obtenus sur cinq parcelles conduites en agriculture conventionnelle et biologique montrent que l'impact des pratiques culturales, caractérisées par les traitements phytosanitaires, est prépondérant surtout dans la composition du peuplement d'arthropodes des vergers et diminue grandement le rôle fonctionnel de la haie observé en verger expérimental.

Mots clés : *Pyrus communis*, *Cacopsylla pyri*, haie, arthropodes, protection intégrée, conservation de la biodiversité.

Abstract

Hedgerows host a great diversity of invertebrate species and play a great role as reservoirs of beneficial arthropods, which is not to be demonstrated any more. In the current context of a systemic agriculture based on the durability of the systems of production, their use in integrated protection management enters within the scope of the methods called "conservation biological control".

¹ Au sens agronomique, un ravageur est dit « clé » lorsqu'il provoque des dégâts économiques importants dans les cultures

The objective of this work is to estimate the hedge functionality in the control of the psylla Cacopsylla pyri (L.) (Hemiptera, Psyllidae), key pest of the pear orchards, Pyrus communis (L.).

Our results, obtained in an experimental orchard during three consecutive years, show that the hedge influences the distribution of predators in the field during C. pyri proliferation. This effect is not simply a border effect as movements of beneficials are observed between the hedge and the orchard in connection with prey density. In an applied context, the impact of chemical treatments is major on the composition of arthropods populating orchards and decreases the functional role of hedgerows observed in our experimental orchard.

Key words: *Pyrus communis, Cacopsylla pyri, hedgerow, arthropods, integrated pest management, biological conservation diversity*

PLAN

Introduction Générale	13
1 LE CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET AGRONOMIQUE	13
1.1 La biodiversité, source de stabilité des écosystèmes ?	13
2 LES LIMITES DE L'AGRICULTURE PRODUCTIVISTE.	17
2.1 Le maintien de la biodiversité : un enjeu pour l'agriculture.....	23
2.2 Effets positifs de la diversité biologique sur l'agriculture.....	24
2.3 Effets positifs de l'agriculture sur la diversité biologique.....	25
3 LES OBJECTIFS DE L'ETUDE	27
3.1 Présentation du plan de la thèse :	30
4 MODELES BIOLOGIQUES ET SITES ATELIERS	32
4.1 L'entomocénose du verger de poirier	32
4.2 Les sites ateliers.....	49
4.3 Pertinence des modèles.....	55
5 HAIES ET PEUPEMENT D'ARTHROPODES	59
5.1 Facteurs influençant la richesse du peuplement des haies.....	60

Chapitre 1: DISCRIMINATION BETWEEN AGRICULTURAL MANAGEMENT AND THE HEDGE EFFECT IN PEAR ORCHARDS (SOUTH-EASTERN FRANCE).

70

1 INTRODUCTION	70
2 MATERIAL AND METHODS	72
2.1 Site description	72
2.2 Sampling and identification of arthropods	73
2.3 Data analysis.....	76
3 RESULTS	77
3.1 Relative effect of habitat type and farming practices on the composition populations ...	77
4 DISCUSSION	81

Chapitre 2: HEDGEROW EFFECTS ON THE DISTRIBUTION OF BENEFICIAL ARTHROPODS IN A PEAR ORCHARD IN SOUTH-EASTERN FRANCE.

86

1 INTRODUCTION	87
2 MATERIAL ET METHODS	89
2.1 Description of the pear orchard and surrounding hedgerows	89
2.2 Characterisation of hedgerow flora	90
2.3 Sampling of arthropods	91
2.4 Data analysis.....	92
2.5 Shannon-Weaver's entropy	92
2.6 Hellinger's distance or divergence:.....	92
2.7 Analysis of variance	93
2.8 Randomisation methods	93
3 RESULTS	94
3.1 Shannon-Weaver's index	96
3.2 Hellinger's distance.....	97
3.3 ANOVA on descriptive population variables.....	98
3.4 ANOVA and ratios concerning psylla populations	99

4	DISCUSSION	101
Chapitre 3 : DISTRIBUTION SPATIALE DE L'ENTOMOCENOSE D'UN VERGER DE POIRIER. IDENTIFICATION D'UN EFFET HAIE.		
107		
1	INTRODUCTION	108
2	MATERIEL ET METHODES.....	112
2.1	Site d'étude.....	112
2.2	Description de la haie composite.....	113
2.3	Echantillonnage des arthropodes.....	114
2.4	Caractérisation climatique des trois années de prélèvement et de leur peuplement.....	115
2.5	Analyses statistiques.....	115
3	RESULTATS.....	119
3.1	Caractérisation climatique des trois années d'échantillonnage	119
3.2	Description du peuplement d'arthropodes pour les trois années	119
3.3	Distribution et organisation spatiale.....	122
4	DISCUSSION	131
5	CONCLUSION.....	133
Chapitre 4 : RECHERCHE PROSPECTIVE SUR LE ROLE SOURCE DES HAIES EN PRODUCTION FRUITIERE INTEGREE. LE CAS DES PERCE OREILLES : FORFICULA AURICULARIA L. ET FORFICULA PUBESCENS GENE.		
136		
1	INTRODUCTION	137
2	MATERIEL ET METHODES.....	140
2.1	Le site d'étude	140
2.2	Le psylle commun du poirier : <i>Cacopsylla pyri</i> L.....	141
2.3	Les forficules : <i>Forficula auricularia</i> L. et <i>Forficula pubescens</i> Gené.....	142
2.4	Suivi des populations et marquage traumatique des forficules.....	143
2.5	Etude du comportement alimentaire de <i>F. pubescens</i>	144
3	RESULTATS.....	145
3.1	Suivi des populations.....	145
3.2	Caractère omnivore de <i>F. pubescens</i>	147
3.3	Etude des déplacements.....	147
4	DISCUSSION	150
5	CONCLUSIONS	152
Chapitre 5 : DISCUSSION GENERALE		
154		
1	UN EFFET HAIE MASQUE PAR LES TRAITEMENTS PHYTOSANITAIRES.....	156
2	... MAIS QUI EXISTE BIEN EN VERGER EXPERIMENTAL	160
3	UN EFFET DE LA HAIE DIFFERENT D'UN EFFET DE BORDURE	162
4	... ET CERTAINES ESPECES PROVIENNENT BIEN DE LA HAIE	165
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES DE RECHERCHE		
169		

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Conséquences de l'agriculture intensive sur les agrosystèmes	18
Figure 2 : Les quatre piliers de la durabilité des exploitations agricoles, (Landais, 1998).	21
Figure 3 : Les formes d'incorporation de la diversité spécifique à l'échelle de la parcelle avec un gradient d'interaction, fonction de l'importance des compétitions interspécifiques. [Dupraz, 2005 (modifié)]	22
Figure 4 : Schéma des phases d'intégration (adapté de Girardin, 1989).....	26
Figure 5 : Organigramme de la thèse :	29
Figure 6 : Nouvel arbre phylétique des hémiptères obtenu par analyses phylogénétiques des séquences d'ARN 18S, et position des psylles dans cet arbre [Sorensen, Campbell et al., 1995]	34
Figure 7 : Larve des différents âges de <i>C. pyri</i> (Dessins INRA, Bonnemaïson et Missonier, 1956)	35
Figure 8 : Le cycle du psylle du poirier <i>Cacopsylla pyri</i> L. (d'après l'ACTA, contrôles périodiques en verger, 1974).....	35
Figure 9 : Place des décomposeurs dans les chaînes trophiques	48
Figure 10 : Localisation de la production de poires en France (AGRESTE – 2006)	51
Figure 11 : Charges d'exploitation en 2005, secteur Fruits. Valeur moyenne par exploitation de Provence-Alpes-côte d'Azur (Agreste, 2005).	53
Figure 12 : Représentation schématique de la parcelle expérimentale située sur le domaine INRA d'Avignon ..	54
Figure 13 : Représentation schématique de la zone où la vitesse du vent est réduit par un brise-vent (adapté de Guyot, 1999).....	64
Figure 14 : Schéma de quelques fonctions des bords de champ, (d'après Fry, 1994). Les fonctions entourées et grisées sont celles qui ont été testées dans ce travail,.....	65
Figure 15 : Résumé des mécanismes potentiels de l'effet de la gestion des haies, sur les populations d'invertébrés, testés dans ce travail, (d'après Maudsley, 2000). Les flèches indiquent la direction de l'impact, en pointillés, les liens peu documentés.....	66
Figure 16 : Représentation sur le plan factoriel, défini par les deux premiers axes, de la communauté d'arthropodes, des sites et des variables / Triplot of the arthropod community, sample plots (o) and total variables.....	82
Figure 17 : Représentation schématique de la stratégie d'échantillonnage / Lay out and sampling strategy of the pear orchard plot.....	90
Figure 18 : Courbes des effectifs de <i>C. pyri</i> et de la variation de l'indice de monotonie (pointillé) / Juxtaposition of <i>C. pyri</i> population density from 1999-2001 with the variation of the monotonic statistic (dotted line). Monotonic statistic indicates a decreasing diversity gradient when going away from the hedgerow p-value <0.05).....	97
Figure 19 : Courbes des effectifs de <i>C. pyri</i> et de la variation de la distance d'Hellinger (pointillé) / Juxtaposition of <i>C. pyri</i> population density from 1999-2001 with the variation of the Hellinger index measured on the predator's community (dotted line). Hellinger index measured the (taxon to taxon) distance between hedge and orchard community	97

Figure 20 : Evolution des populations de psylles dans les différents secteurs du verger	100
Figure 21 : Représentation schématique de la parcelle, la zone grisée est la partie du verger protégée du vent dominant par la haie.	112
Figure 22 : Effectifs en pourcentage de chaque groupe étudié pendant les trois années d'échantillonnage dans la parcelle expérimentale de l'INRA (2004 à 2006)	120
Figure 23 : Cartes de la densité des psylles <i>Cacopsylla pyri</i> L. établies à partir des données des 3 années d'échantillonnage dans la parcelle. L'origine de chacune de ces cartes et de celles présentées ci-après, représente le point nord-est de la parcelle. Les valeurs indiquées sur les axes des abscisses et des ordonnées représentent les distances en mètres depuis l'origine. Les courbes de niveaux indiquent la valeur de l'indice d'Hellinger calculé à partir des effectifs.....	126
Figure 24 : Cartes de la densité du peuplement total, (<i>C. pyri</i> et <i>D. pyri</i> non compris) établies à partir des données des 3 années d'échantillonnage dans la parcelle,	127
Figure 25 : Cartes de la densité des auxiliaires établies à partir des données des 3 années d'échantillonnage dans la parcelle,	128
Figure 26 : Cartes de la densité des psylles (<i>C. pyri</i>) pucerons mauves (<i>D. pyri</i>), des auxiliaires et des fourmis établies à partir des données de l'année d'échantillonnage 2004 dans la parcelle, avec la mise en évidence d'une relation entre la densité de fourmis et celle des pucerons mauves.	129
Figure 27 : Cartes de la densité du peuplement des « autres arthropodes » établies à partir des données des 3 années d'échantillonnage dans la parcelle,.....	130
Figure 28 : Disposition des rangs de poiriers et de la haie composite. La position des pièges à forficules est en rouge (16 pièges par rang) les arbres sur lesquels sont effectués les contrôles visuels de psylles sont représentés en bleu	141
Figure 29 : Montage pour l'observation de la nutrition chez <i>F. pubescens</i>	144
Figure 30 : Evolution globale des populations de larves âgées de <i>C. pyri</i> et <i>F. auricularia</i>	145
Figure 31 : Evolution globale des populations de larves jeunes de <i>C. pyri</i> et <i>F. pubescens</i>	146
Figure 32 : Evolution des populations <i>F. auricularia</i> dans la haie et le verger	147
Figure 33 : Evolution des populations <i>F. pubescens</i> dans la haie et le verger	148
Figure 34 : Bilan des déplacements de <i>F. auricularia</i> en pourcentage	148
Figure 35 : Bilan des déplacements de <i>F. pubescens</i> en pourcentage	149
Figure 36 : Relation entre la diversité taxonomique des prédateurs et des phytophages avec celle de la diversité taxonomique végétale (d'après Rieux, inédit), le point de croisement indique le nombre d'essences végétales à partir desquelles la richesse spécifique des auxiliaires devient inférieure à celle des phytophages.....	173

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Production de pommes et poires, superficie et production, source (Agreste, 2006).....	50
Tableau 2 : Le verger de poirier au niveau national (AGRESTE – 2006)	52
Tableau 3 : Le verger de poirier en région PACA (AGRESTE – 2006)	52
Tableau 4 : Caractéristiques des sites échantillonnés, par la méthode du battage, et localisés dans le sud-est de la France / Characteristics of the sites that were sampled by beating tray and located in south-eastern France	72
Tableau 5 : Nombre d'essences végétales pour chacune des espèces plantées dans les haies / Number of each plants species in the sampled hedges.....	73
Tableau 6 : Codes et composition des groupes fonctionnels échantillonnés dans les 5 vergers et les haies / Codes and composition of functional groups (FGs) sampled in the five orchards and their hedgerows.	75
Tableau 7 : Noms et codes des variables associés aux haies et aux pratiques culturales utilisées pour l'ACCp / Names and codes for environmental variables relating to hedge management and farming practices used for pCCA data analysis. The last two columns show the name and code for descriptive population variables used in univariate analysis.....	76
Tableau 8 : Moyennes et erreurs standards des différentes variables, descriptives de peuplement, mesurées sur les communautés échantillonnées dans les 5 vergers / Means and standard deviations of different descriptive population variables measured in communities sampled in five pear orchards in southern France	79
Tableau 9 : Valeurs de l'indice de Shannon, de l'équitabilité, de la richesse et des effectifs moyens mesurés dans la communauté des haies / Shannon's Diversity, Evenness, Richness and mean populations measured in communities sampled in hedges bordering pear orchards in southern France.....	79
Tableau 10 : Moyennes et erreurs standards des variables descriptives du peuplement mesurés dans les différents secteurs du verger / dans Means and standard deviations for different community variables in the three sectors of pear orchards	80
Tableau 11 : Liste des familles identifiées lors de la campagne d'échantillonnage (1999- 2001) dans la parcelle expérimentale / List of families identified from sampled between 1999-2001 from the INRA orchard and an adjacent hedgerow (Avignon south-eastern France), and their frequency and mean number for each population.	95
Tableau 12 : Valeurs de l'indices de Shannon calculés sur la communauté totale et celle des prédateurs échantillonnées Durant 3 ans dans la parcelle expérimentale / Shannon index calculated for the total community and predator community over three years in the INRA orchard.....	96
Tableau 13 : Valeurs moyennes \pm SD de l'indice de Shannon, équitabilité, richesse et effectifs mesurées sur la faune totale, celle des prédateurs, auxiliaires et phytophages, échantillonnées dans le verger expérimental et la haie / Three year mean \pm SD of Shannon diversity, Evenness, Richness, and Frequencies calculated on the Total fauna, Predator, Beneficial and Phytophagous communities sampled in a pear (<i>Pyrus communis</i>) in Southern France and in the hedgerow bordering it, from 1999-2001	98

Tableau 14 : Effectifs de <i>C. pyri</i> pour chaque année et chaque secteur du verger experimental / Frequencies of <i>C. pyri</i> per year and sector at each sampling date (month/day).....	99
Tableau 15 : ANOVA réalisée sur les effectifs et la richesse des différents groupes échantillonnés par frappage sur tous les arbres du verger (2004 à 2006).....	121

LISTES DES PHOTOS

Photographie n° 1 : <i>Cacopsylla pyri</i> L., adulte, forme d'été. (photo Agroscope ACW)	33
Photographie n° 2 : Développement de fumagine sur poire (photo INRA)	36
Photographie n° 3 : Le carpocapse des pommes, <i>Cydia pomonella</i> L. (photo Agroscope ACW)	39
Photographie n° 4 : <i>Anthocoris nemoralis</i> Fabricius adulte (photo INRA).....	41
Photographie n° 5 : <i>Deraeocoris ruber</i> L. (photo Ramel, http://aramel.free.fr/)	41
Photographie n° 6 : <i>Nabis</i> spp. (photo Smith).....	42
Photographie n° 7 : <i>Chrysopa perla</i> et Œufs de chrysope (photo Robert http://aramel.free.fr/)	43
Photographie n° 8: Larve d' hémérobe (photo Ramel, http://aramel.free.fr/).....	43
Photographie n° 9 : <i>Osmylus</i> sp. (photo Ramel, http://aramel.free.fr/)	43
Photographie n° 10 : Adulte de <i>A. bipunctata</i> (photo A. Ramel, http://aramel.free.fr/)	44
Photographie n° 11 : Larve de coccinelles <i>Coccinella</i> (photo A. Ramel, http://aramel.free.fr/)	44
Photographie n° 12 : larve de syrphe (photo M.et J.Gouzanet ; http://aramel.free.fr/)	45
Photographie n° 13 : <i>Diglyphus isaea</i> (Chalcidien Eulophide) (photos INRA, http://aramel.free.fr/).....	47
Photographie n° 14 : <i>Encarsia formosa</i> (Chalcidien Aphelinide) (photos INRA, http://aramel.free.fr/).....	47
Photographie n° 15 : Le "Pou des arbres" <i>Graphopsocus cruciatus</i> , (photos Ramel, http://aramel.free.fr/)	48
Photographie n° 16 et 16 bis : Haie pluri-spécifiques et Haie de cyprès, Domaine INRA Avignon – France (photos Debras)	60
Photographie n° 17 : Haies et vergers, Domaine INRA – Avignon (photo Debras)	61
Photographie n° 18 : Photographie aérienne de la parcelle au 1/1000 (photo google earth, URL : http://www.google.fr/)	124
Photographie n° 19 : Piège pour les forficules (photo Debras).....	139
Photographie n° 20 : Marquage traumatique des forficules (photo Debras)	143

Introduction Générale

1 LE CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET AGRONOMIQUE

1.1 La biodiversité, source de stabilité des écosystèmes ?

L'activité humaine et notamment l'agriculture intensive des pays développés SONT au cœur d'une problématique scientifique majeure de ce début de siècle. La question posée est celle des conséquences de la diminution constatée de la biodiversité sur la stabilité des écosystèmes [Balmford, Bennun et al., 2005]. Par écosystème, on entend l'ensemble des espèces présentes dans un lieu donné, l'ensemble des interactions qu'elles entretiennent entre elles et avec le milieu physique et l'ensemble des flux de matière et d'énergie qui parcourent les espèces et leur environnement. L'écosystème est un ensemble biologique et physique capable d'autorégulation [Tansley, 1935] et chacune des espèces qui y participent est incluse dans un réseau d'interactions que l'on peut définir par une structure (type d'espèces, distribution spatiale, réseaux trophiques...) et un fonctionnement (variation de la structure, échange de matière et d'énergie...). Les écosystèmes ne sont pas figés et suivent une trajectoire définie par une succession d'états ou changements, qui affecte leur biodiversité. Le premier de ces changements s'effectue au niveau de la nature des espèces inféodées aux différents stades de l'écosystème, puis la richesse spécifique augmente avec le temps et enfin la nature des interactions se complexifie.

L'activité humaine, responsable de la perte actuelle et définitive d'un grand nombre d'espèces, a bouleversé ce processus et ce constat soulève de nombreuses questions. La principale, qui intéresse à la fois les agronomes et les écologues, est celle qui a trait à la stabilité des écosystèmes en relation avec la diminution constatée de la biodiversité. *“These high rates of extinction and invasion put ecosystems under enormous stress, making it critical that we understand how the loss, or addition, of a species influences the stability and function of the ecosystem we rely on.”* [McCann, 2000].

Dès 1950, pour Elton et Odum ? des communautés formées de nombreux prédateurs et parasitoïdes ne peuvent être confrontées à la pullulation de l'une de leurs espèces [Elton, 1958]. Cette théorie s'apparente à celle de MacArthur pour qui la multiplicité des proies et prédateurs est un facteur de stabilité [MacArthur, 1955]. A partir de 1973, ces idées sont controversées par May qui formalise mathématiquement le problème [May, 1973]. Le résultat de May a de quoi surprendre, plus l'écosystème comprend d'espèces plus il est instable. D'autres scientifiques le rejoignent [Pimm and Lawton, 1981 ; Yodzis, 1981 ; Colinvaux, 1997]. En tout état de cause si la biodiversité est corrélée positivement à la stabilité des écosystèmes comme les premiers travaux d'Elton et Odum l'avaient semble-t-il démontré, il se passe certainement autre chose qu'une simple augmentation du nombre d'espèces ou du nombre d'interactions. Le terme de biodiversité est un néologisme construit à partir des mots biologie et diversité et englobe la diversité du monde vivant au sein de la nature depuis le gène jusqu'aux grands écosystèmes : les biomes² [Barbault, 1995 ; Lamotte, 1995]. Ce terme ou concept de biodiversité, utilisé en 1985 par W. Rosen du *National Research Council*, lors de la première réunion préparatoire du « *national Forum on Biodiversity* », en remplacement de « *biological diversity* », coïncide avec la prise de conscience de l'extinction d'un nombre sans cesse grandissant d'espèces qui frappe la planète depuis la seconde moitié du XX^{ème} siècle. Nos connaissances de l'influence de la biodiversité sur la stabilité des écosystèmes sont encore très limitées. Cependant plusieurs consensus se dégagent.

1°) Une richesse spécifique élevée procure aux écosystèmes une capacité tampon vis-à-vis des variations de l'environnement physique et biologique de l'écosystème. Ce processus connu sous le nom de l'hypothèse de l'assurance biologique repose sur le fait que, puisque toutes les espèces ne répondent pas de la même façon aux fluctuations de l'environnement, les conditions de compétitions sont modifiées et certaines espèces passent du statut de dominantes à celui de dominées [Yachi, 1999]. En cas de perturbation, les diverses fonctions de l'écosystème sont donc assurées par des combinaisons différentes d'espèces. La conséquence concrète en est une relation

² appelé aussi aire biotique, écozone ou écorégion, les biomes sont des ensembles d'écosystèmes caractéristiques d'une aire biogéographique et nommés à partir de la végétation et des espèces animales qui y prédominent et y sont adaptées.

entre l'augmentation de la diversité et celle de la stabilité des écosystèmes [Tilman and Downing, 1994 ; Doak, Bigger et al., 1998 ; Tilman, 1999 ; Ives, 2000 ; Lehman, 2000].

2°) Il existe une relation positive entre richesse spécifique et performance de l'écosystème. Les travaux de Tilman montrent que la production primaire d'un écosystème prairial augmente rapidement avec l'augmentation du nombre d'espèces et ce jusqu'à un certain point qu'il qualifie de « biodiversité minimale » [Tilman, Wedin et al., 1996], par la suite l'auteur montre l'importance des groupes fonctionnels cette fois sur les performances de l'écosystème. Ce n'est plus uniquement le nombre des espèces qui compte mais le fait que leurs fonctions soient assurées. Les expériences en prairie naturelle de David Tilman commencées en 1982 et appuyées par les travaux de Doak [Doak, Bigger et al., 1998] montrent l'influence de la diversité fonctionnelle sur la stabilité des écosystèmes [Tilman, 1997a ; Wardle D.A., 1999]. Leur argumentaire se fonde sur deux hypothèses :

- i) l'effet de moyenne dans une communauté, chaque espèce est caractérisée par son effectif moyen et la variance de cet effectif. La stabilité peut se mesurer à la variabilité par rapport à l'abondance dans la communauté. Quand la diversité s'enrichit, la valeur de la variabilité baisse [Doak, Bigger et al., 1998],
- ii) L'effet de covariance négative, grâce à la compétition entre espèces, les perturbations ne seraient pas aussi nuisibles pour le système dans son ensemble, car les pertes subies par une espèce seront compensées globalement par les gains réalisés par d'autres [Tilman, Lehman et al., 1998].

3°) La nature et la diversité des interactions ont aussi un impact sur les performances de l'écosystème. Puisque la densité des diverses populations qui participent à l'écosystème est largement sous le contrôle des processus de prédation pour l'accès aux ressources, tout changement dans l'intensité de ces interactions modifie la structure des réseaux trophiques et donc le fonctionnement des écosystèmes.

Jusqu'à présent les écosystèmes étaient souvent considérés comme une succession de niveaux trophiques homogènes : les producteurs primaires, les herbivores et les carnivores. Ce

modèle classique qui prédit que l'augmentation des apports en nutriments bénéficie au niveau trophique le plus élevé ne permet cependant pas de prédire correctement le fonctionnement des écosystèmes. Le modèle réseau de complexité intermédiaire mis au point par l'équipe de Loreau [Hulot, Lacroix et al., 2000] rompt avec le schéma classique des modèles mathématiques qui considéraient les écosystèmes comme une chaîne linéaire de niveaux trophiques homogènes. Le modèle de Loreau introduit dans chaque niveau trophique une répartition des espèces selon leur taille et leur régime alimentaire, en introduisant un à trois groupes fonctionnels par niveau trophique, il compare les prédictions permises par ce modèle aux résultats obtenus dans un site expérimental. Le modèle qui fait apparaître des relations complexes entre biodiversité et stabilité, suggère le rôle fonctionnel des groupes d'espèces de par la diversité des interrelations entre les différents niveaux trophiques. Un tel modèle théorique est dit de complexité intermédiaire car, bien qu'il ne décrive pas chacune des espèces présentes, ce qui conduirait à un modèle beaucoup trop complexe pour être exploité, il tient compte de leur diversité fonctionnelle. Ce modèle rend ainsi intelligible le fonctionnement et la dynamique de la communauté d'espèces [Petchey, 2002 ; Pfisterer, 2002 ; Gonzales, 2004]. Les travaux de Van der Heijden sur les mycorhizes³ et plus récemment ceux de Hulot, étudiant le développement excessif des algues planctoniques dû à la pollution des eaux par excès de phosphates ou de nitrates, ouvrent la voie à de nouvelles hypothèses et de nouvelles approches tenant compte de la diversité fonctionnelle à l'intérieur des réseaux trophiques qui pourraient alors être explorées [Finke and Denno, 2005].

La problématique de cette thèse s'insère dans le débat, qui n'est toujours pas résolu de manière claire et définitive, du rapport entre la biodiversité et la stabilité des écosystèmes. Ce travail bénéficie des apports de l'agriculture systémique des années 1980 [Jackson and Piper, 1989] qui considère un champ cultivé comme un écosystème et de ceux de l'agriculture mimétique qui postule de la nécessité de s'inspirer de l'observation des écosystèmes naturels pour élaborer des systèmes cultivés innovants parce que ces écosystèmes naturels seraient plus stables et que cette stabilité serait due à leur structure [Lefroy, Hobbs et al., 1999]. Des synthèses plus récentes sur ces premiers travaux [Vandermeer, van Noordwijk et al., 1998] montrent que des systèmes plurispécifiques présentent des caractéristiques intéressantes mais qu'un effort de recherche conséquent doit être réalisé pour asseoir ces résultats car il y a

³ Associations symbiotiques contractées par les racines des végétaux avec certains champignons du sol.

urgence à trouver des systèmes innovants et performants afin de contrecarrer les effets pervers de l'agriculture intensive actuelle dont on connaît maintenant les limites.

2 LES LIMITES DE L'AGRICULTURE PRODUCTIVISTE.

L'agriculture, basée pendant des siècles sur la polyculture, parfois en cultures associées, était conduite en système autarcique et donc destinée à la subsistance d'une seule famille. L'essor de l'industrie chimique et mécanique de l'après guerre a permis une transformation radicale de l'agriculture avec dans un premier temps une augmentation spectaculaire des rendements. Cette nécessaire transformation, dont l'objectif premier était l'accès à l'auto-suffisance alimentaire qui faisait défaut aux pays européens, a été réalisée sous la pression des gouvernements des années 50. En se modernisant (mécanisation, produits phytosanitaires, fertilisants...) l'agriculture s'est spécialisée et orientée vers un système de monoculture intensif sur des surfaces de plus en plus grandes. On est arrivé à n'avoir qu'une seule variété voire qu'un seul clone, pour les productions pérennes, sur plusieurs hectares cultivés. Ces écosystèmes simplifiés, s'ils paraissaient plus rentables, sont cependant devenus plus fragiles. L'agrandissement des parcelles obtenu aux dépens de la destruction de nombreux habitats (haies, bocage, talus...) et la simplification des systèmes de production ont accentué cette fragilité. A une flore peu diversifiée correspond une faible diversité des auxiliaires et cet appauvrissement biologique se traduit le plus souvent par des pullulations des ravageurs à fortes potentialités de dispersion et de multiplication. Des problèmes de pollution des eaux ou de résistance des ravageurs aux insecticides ont fait leur apparition et les nombreuses crises traversées par l'agriculture ont montrés les limites de ces systèmes trop simplifiés.

Il y a encore quelques années, la biodiversité ne semblait pas une notion capitale aux yeux des agronomes, la tendance s'est maintenant inversée et elle compte aux rangs des facteurs influençant le fonctionnement des agro-systèmes au même titre que : la composition des espèces, les perturbations, le type de sol et le climat. Les directives communautaires préconisent dans ce sens une gestion nouvelle et durable des espaces cultivés et du territoire (réduction des surfaces cultivées, mise en jachères, aménagement des abords du champ cultivé [haies, bandes enherbées], conditionnalités des aides). Le consommateur lui-même est de plus en plus sensibilisé à la notion de préservation de l'environnement qui l'entoure et

associe le critère de qualité à celui de production indemne de pesticides ou répondant à un cahier des charges qui limite leur emploi (labels). Dans le contexte technique et économique actuel, il est difficile d'envisager à court terme des cultures associées. Il faut donc réintroduire de la complexité dans les systèmes agricoles en favorisant une approche agronomique intégrant l'environnement des cultures. Le champ n'est plus un élément isolé, il fait partie de la matrice paysagère et il a des bordures pérennes, les haies, aux fonctions climatiques et écologiques importantes [Soule and Piper, 1992 ; Jackson, 2002].

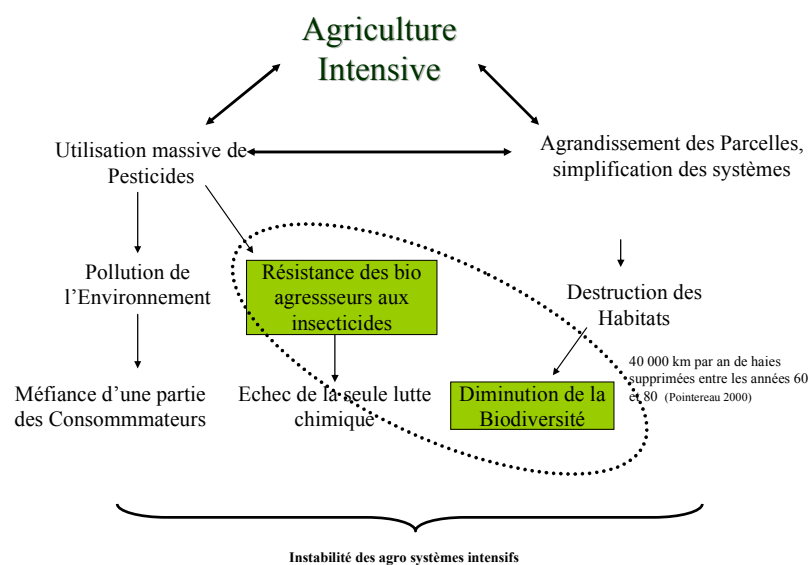


Figure 1 : Conséquences de l'agriculture intensive sur les agrosystèmes

Si la modernisation de l'agriculture et les progrès de l'industrie dans la protection des plantes ont largement contribué à l'amélioration des rendements, aujourd'hui l'agriculture intensive et l'utilisation massive de pesticides sont remis en question, avec la prise de conscience des risques que cela représente pour le milieu environnant. L'érosion de la biodiversité est attestée et même si son ampleur doit encore être précisée, cette érosion est principalement due à l'activité humaine. L'agriculture intensive est responsable de changements considérables (figure 1) dans les pratiques agricoles et la structure du paysage [Meeus, 1993 ; Robinson and Sutherland, 2002], la transformation des habitats, la simplification des systèmes agricoles [Meeus, 1993 ; Matson, Parton et al., 1997 ; Cohen and Carlton, 1998 ; Tilman, Cassman et al., 2002 ; Poschold, Bakker et al., 2005].

De nombreux biotopes (haies, talus, bandes enherbées) ont disparu [Agger and Brandt, 1998], 740 000 km de haies ont été arrachés entre les années 1960 et 1990 en France [Pointereau and Bazile, 1995]. L'importance des dégâts occasionnés aux cultures par les bioagresseurs contraint l'agriculteur à recourir à des mesures de protection. Parmi celles-ci, la lutte chimique à l'aide de pesticides de synthèse a longtemps été considérée comme la plus efficace, du moins dans le cadre d'une agriculture productiviste. Parmi les gros consommateurs de pesticides, la France est le troisième au rang mondial et le quatrième consommateur européen, cependant les effets secondaires des pesticides sur l'environnement et la santé humaine ne s'avèrent plus compatibles avec une exploitation durable des écosystèmes [Sabbagh and de Menthière, 2005].

Les excès d'une lutte chimique intensive ont démontré leur incapacité à éradiquer les ravageurs, ceux-ci contournant de diverses manières cet obstacle à leur multiplication. La lutte chimique intensive a révélé quantité d'autres effets indésirables sur les cultures à protéger elles-mêmes, comme par exemple l'induction de pullulations du ravageur visé ou la multiplication de ravageurs jugés peu dangereux par destruction de la faune auxiliaire [Milaire, 1986].

Le besoin de stratégies de lutte alternative à la seule lutte chimique s'est fait sentir dès les années 50 avec les premières pullulations de l'acarien rouge *Panonychus ulmi* Koch. Ces pullulations sont à l'origine du développement des méthodes de lutte raisonnée puis de protection intégrée qui associent divers procédés (biologiques, biotechniques, agrotechniques, phytotechniques, environnementaux) destinés à maintenir les populations des ravageurs au-dessous du seuil de tolérance économique. Elles privilégient les moyens biologiques d'intervention afin de limiter les incidences écologiques indésirables sur la parcelle, sa production et ses alentours. La démarche de la protection intégrée, déjà mise en œuvre dans de nombreux pays, s'insère actuellement dans le contexte plus global d'une agriculture durable (figure 2). Les conditions sont celles d'un retour à une agriculture plus extensive, moins exigeante en intrants et plus respectueuse de l'environnement et des consommateurs. Le secteur de l'arboriculture fruitière est particulièrement représentatif de cette évolution. Soumises à une gestion destinée à accroître la production, ces cultures ont connu

l'intensification de la lutte chimique et ses déboires. L'évolution des concepts de lutte raisonnée et protection intégrée largement initiés par le secteur de l'arboriculture et fruit d'un long cheminement à l'interface de l'agronomie et de l'écologie appliquée ont permis à la communauté des chercheurs de proposer l'ultime étape de cette démarche qui consiste à la mise en place de la Production Fruitière Intégrée (PFI). L'un des objectifs de la PFI est de trouver un juste équilibre entre une production compétitive et le respect de l'environnement.

Plusieurs éléments de l'activité politique européenne convergent pour inscrire la question de la réduction d'emploi des pesticides dans les perspectives d'actions publiques. Dans le cadre de la définition donnée par l'Organisation Internationale de Lutte Biologique (OILB) pour la Production intégrée, la PFI se doit d'être une production économique de fruits de haute qualité donnant la priorité aux méthodes écologiquement plus sûres, minimisant les effets secondaires indésirables et l'utilisation des produits agrochimiques, afin d'améliorer la protection de l'environnement et la santé humaine. Basée sur cette courte définition, la production intégrée de fruits à pépins met en avant les objectifs suivants :

- Promouvoir la production de fruits respectueuse de l'environnement, viable économiquement et qui soutient les fonctions multiples de l'agriculture, c'est-à-dire les aspects sociaux, culturels et de loisirs.
- Sécuriser la production durable de fruits à pépins sains de haute qualité avec la présence minimale de résidus de produits phytosanitaires.
- Promouvoir et maintenir une diversité biologique élevée dans l'écosystème qui entoure le verger et les environs.
- Donner la priorité aux mécanismes de régulation naturels.
- Minimiser la pollution de l'eau, du sol et de l'air.

Parallèlement, la réforme de la PAC (Politique Agricole Commune), décidée par l'accord du Luxembourg du 26 Juin 2003 conformément aux exigences du traité d'Amsterdam, réaffirmée par les chefs d'Etat et de gouvernement au Conseil européen d'Helsinki et concrétisée lors de la mise en place de l'Agenda 2000, a introduit deux nouveaux principes de fond :

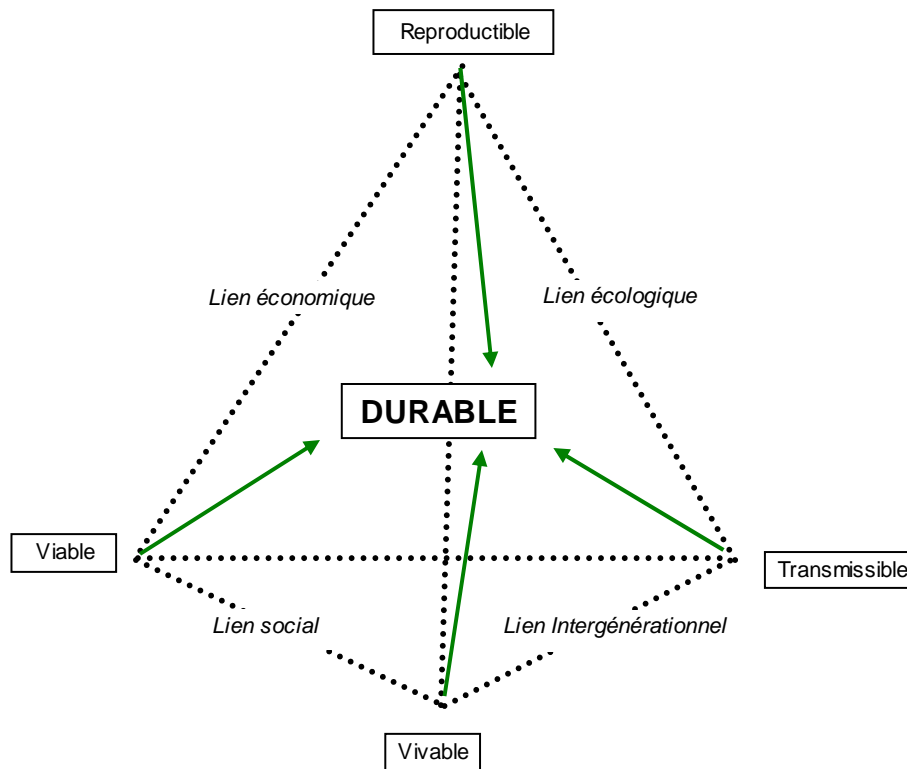


Figure 2 : Les quatre piliers de la durabilité des exploitations agricoles, (Landais, 1998).

Le découplage des aides et la conditionnalité qui consiste à subordonner le versement de la totalité des aides directes au respect d'un certain nombre d'exigences en matière d'environnement, santé publique, santé des animaux et des végétaux. Depuis 2003, l'écoconditionnalité est devenue obligatoire pour bénéficier des aides financières de la communauté.

Des solutions alternatives sont donc à rechercher, une prévention accrue des risques étant considérée aujourd'hui comme un préalable nécessaire. On est ainsi amené à concevoir une stratégie phytosanitaire nouvelle, reposant d'abord sur la gestion agro-écologique des populations et des peuplements avec une remise en cause des pratiques courantes, une adaptation des systèmes de cultures et une prise en considération rationnelle des problèmes environnementaux à l'échelle du paysage.

La lutte par conservation ou augmentation de la biodiversité (*Conservation Biological control*, [Barbosa, 1997]) s'intègre dans cette stratégie phytosanitaire nouvelle et est un moyen capital pour limiter les effets pervers d'une agriculture intensive. Dans le cadre de

cette stratégie, les haies composites jouent un rôle de réservoir de biodiversité pour renforcer le peuplement des auxiliaires des monocultures adjacentes (Figure 3).

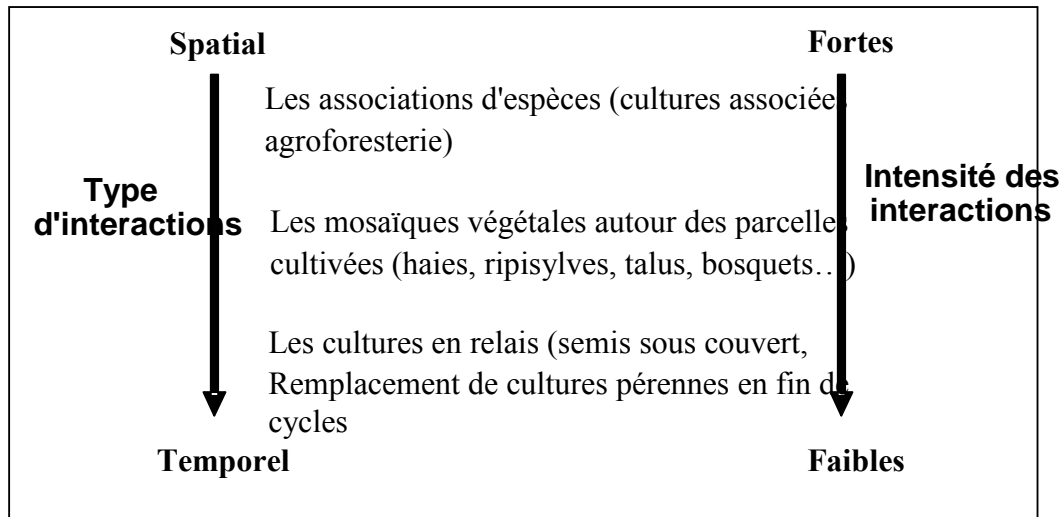


Figure 3 : Les formes d'incorporation de la diversité spécifique à l'échelle de la parcelle avec un gradient d'interaction, fonction de l'importance des compétitions interspécifiques. [Dupraz, 2005 (modifié)]

Les aménagements créés dans ce but consistent principalement en des plantations de feuillus en mélange. Toutefois, cette pratique est restée surtout empirique.

Très peu d'études ont été conduites pour identifier le rôle de réservoir d'auxiliaires des essences utilisées. C'est donc sur la base de critères totalement étrangers à cette fin que les végétaux à planter sont habituellement choisis : rôle de brise-vent, de productions annexes de bois ou de petits fruits... En outre, les risques dus à l'enrichissement éventuel en ravageurs potentiels sont difficiles à prendre en compte.

L'optimisation du rôle des haies comme régulateur biologique naturel fait partie à part entière de cet objectif, pour cela il est nécessaire de connaître leur impact sur la régulation des ravageurs des cultures.

2.1 *Le maintien de la biodiversité : un enjeu pour l'agriculture*

La biodiversité a contribué de nombreuses façons au développement de la culture humaine et, en retour, les communautés humaines ont joué un rôle majeur en terme d'évolution de la diversité aux niveaux génétiques, spécifiques et systémiques. Cependant, ces dernières décennies, une érosion de la biodiversité a été observée, plus de la moitié de la surface habitable de la planète a été modifiée de façon significative par l'espèce humaine et le rapport de l'UICN⁴ de 1998 indique que l'Homme est en train de perdre des réservoirs de gènes. Conserver la biodiversité et les interactions entre les espèces et leur milieu a pour but de maintenir un potentiel évolutif pour la planète et une capacité durable d'adaptation au changement.

Si l'existence d'un lien entre la régulation des populations et la diversité spécifique des peuplements est l'objet de débats entre écologues et spécialistes de la protection des cultures, il est cependant admis que les pullulations d'organismes nuisibles aux cultures sont réduites dans les agro-systèmes les plus diversifiés, alors qu'elles s'avèrent fréquentes en monoculture [Andow, 1991]. De longue date, les entomologistes se sont attachés à démontrer l'influence de la diversité végétale sur la faune des arthropodes. Deux hypothèses sont avancées par Root [Root, 1973] :

- La première appelée « *enemies hypothesis* » prédit qu'à une diversité végétale élevée sont liées une abondance et une diversité accrues de prédateurs et de parasitoïdes des espèces phytophages hôtes, en raison d'une diversité supérieure de ressources alimentaires et des refuges.
- La seconde appelée « *ressource concentration hypothesis* » avance que, dans le cadre d'une diversité végétale réduite, les plantes consommables sont plus facilement accessibles aux phytophages et ainsi plus favorables à leur alimentation et à leur reproduction.

L'effet positif d'une diversité végétale accrue sur l'augmentation de la diversité biologique des organismes auxiliaires n'est cependant pas encore expérimentalement démontrée, si ce n'est que l'on peut observer en un même lieu à la fois les divers parasitoïdes inféodés aux divers phytophages et surtout une plus grande abondance de prédateurs

⁴ *World conservation union*, Union mondiale pour la nature

généralistes [Letourneau, 1997]. C'est pourquoi les études de dispersion de ces populations, tout particulièrement à l'interface des structures agraires ont aujourd'hui un réel intérêt [Ostman, Ekbom et al., 2001].

L'importance fonctionnelle de la biodiversité sur le fonctionnement des agrosystèmes, sur lesquels repose notre alimentation depuis le Néolithique, semble de plus en plus évidente tant à la communauté des agronomes qu'à celle des écologues. Actuellement l'agriculture occupe 40% de la surface totale des terres, ce qui est proche du maximum possible [Ormerod, Marshall et al., 2003] et cependant plus de 850 millions de personnes ne sont pas nourris correctement [Riba, 2005], il faut donc optimiser la production agricole mondiale et en ce sens la biodiversité constitue un véritable outil pour modifier ou restaurer certaines caractéristiques de l'environnement qui nous posent problème. C'est aussi un moyen immédiatement disponible pour réduire les effets pervers de l'agriculture intensive telle que nous les connaissons. Mais son utilisation dans un contexte systémique explicite n'en est qu'au tout début. La « manipulation » de l'environnement dans le cadre d'une protection des cultures réfléchies est maintenant connue sous le nom de « *Conservative biological control* » [Barbosa, 1997] et doit s'insérer dans la réflexion actuelle d'une agriculture durable, soucieuse de l'environnement et respectueuse des consommateurs.

2.2 Effets positifs de la diversité biologique sur l'agriculture

La biodiversité est une ressource naturelle essentielle au devenir de notre espèce [Ramade, 1984]. Depuis le Néolithique, l'homme n'a cessé d'accroître l'utilisation du patrimoine génétique de la biosphère et l'agriculture est le premier utilisateur de la biodiversité. Un nombre croissant de plantes et d'animaux a ainsi été domestiqué tandis qu'étaient exploitées de façon de plus en plus intense les populations des nombreuses espèces végétales et animales sauvages présentant une importance alimentaire ou économique. Cependant, sous l'action de l'homme, ce patrimoine génétique tend à se réduire de façon dramatique. Cela concerne aussi les cultivars des plantes et les souches d'animaux domestiques.

La préservation de la biodiversité est un facteur déterminant de l'activité agricole, elle permet aux agriculteurs de produire des biens alimentaires et des services. Même si les efforts visant à assurer l'autosuffisance alimentaire se sont focalisés, depuis quelques dizaines

d'années, sur un nombre limité d'espèces végétales et animales, c'est avant tout l'adaptation et l'amélioration du matériel génétique qui a permis d'obtenir une production agricole de qualité. L'exploitation de la biodiversité en agriculture contribue à modifier certaines pratiques, elle permet par exemple de réduire l'utilisation des insecticides en faisant appel aux insectes utiles. Comme le souligne Altieri, la diversité des agrosystèmes est favorable à la limitation des populations d'organismes nuisibles par la fourniture d'organismes auxiliaires [Altieri, 1999].

Un raisonnement écologique simple voudrait qu'à une augmentation de la diversité végétale corresponde une augmentation des espèces phytophages et par voie de conséquence une augmentation des peuplements d'ennemis naturels associés, il semble cependant que cela ne soit pas aussi simple et que d'autres facteurs, comme l'intensité des interactions entre les différents niveaux trophiques par exemple, soient en jeu. Enfin, depuis quelques années l'attention est attirée sur l'importance des mouvements de populations au sein de la mosaïque des parcelles cultivées soulignant ainsi le rôle des bordures dans le comportement des espèces animales [Burel, 1989]. Le lien entre protection des cultures et gestion des populations de ravageurs est ainsi fondé au travers l'aménagement des structures paysagères et l'utilisation de corridors tels les haies [Baudry and Burel, 1998 ; Ferron, 2000].

2.3 Effets positifs de l'agriculture sur la diversité biologique

L'évolution de l'activité agricole contribue aussi à l'enrichissement de la diversité. Elle crée et préserve des écosystèmes et des habitats particuliers. Ainsi la mosaïque constituée des champs cultivés délimités par des haies et fossés fournit la ressource à certains types de flore et de microfaune [Rands, 1986], elle est aussi ; lieu d'hivernage pour de nombreux insectes [Harwood, Wratten et al., 1992 ; Lys and Nentwig, 1994 ; Zangger, Lys et al., 1994], zones tampons contre l'érosion éolienne [Guyot, 1986] et hydrique [Merot, Gascuel-Oudou et al., 1999], ou encore zones de dénitrification [Haycock, Pinay et al., 1993 ; Caubel, 2001].

L'agriculture non intensive assure donc le maintien d'espèces végétales et animales, sauvages ou domestiques [Le Coeur, 1996] ainsi que d'écosystèmes parfois menacés d'extinction comme les prairies de fauches. La conservation des zones humides, la prévention des risques d'érosion hydrique ou éolienne grâce au développement de la couverture végétale,

le défrichement des sous bois par les ovins dans les zones difficiles d'accès constituent autant d'exemples des effets positifs de l'agriculture sur la diversité biologique.

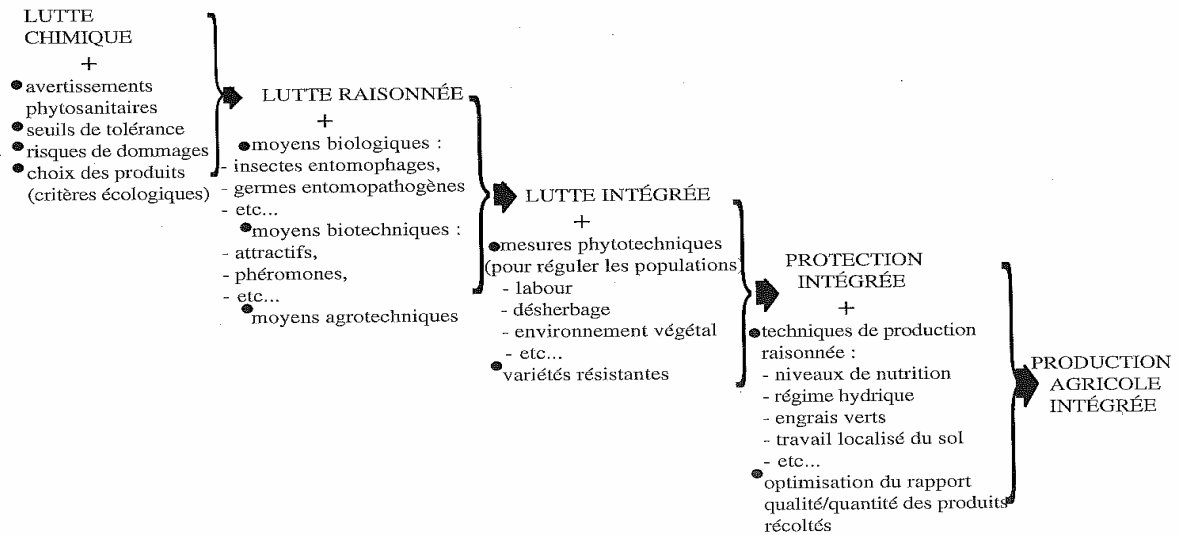


Figure 4 : Schéma des phases d'intégration (adapté de Girardin, 1989)

Ainsi, il faut promouvoir des méthodes d'agriculture durable qui utilisent des pratiques de gestion, des technologies et des politiques favorables à l'atténuation des impacts négatifs et au renforcement des effets positifs de l'agriculture sur la biodiversité. Un autre exemple inclurait la protection des habitats naturels, dans les paysages agricoles, comme sources des pollinisateurs sauvages pour l'amélioration des cultures et l'élaboration de lignes directrices destinées aux décideurs et aux agriculteurs.

La mise en place de la Protection intégrée passe par un certain nombre de phases d'intégration (figure 4), pour chacune des phases, on a affaire à des systèmes évolutifs mettant à profit de façon continue, tout progrès scientifique et technique nouvellement acquis, l'étape ultérieure étant la PFI. Dans ce contexte de PFI, l'aménagement végétal de l'environnement représente une exigence et un objectif important. Il ne doit être ni altéré, ni détruit, ni drainé, ni pollué d'une façon préjudiciable à son intégrité.

Dans la mesure du possible, on doit créer, et conserver dans le verger un environnement naturel équilibré avec un écosystème diversifié de plantes et d'animaux. Selon

les directives de l'OILB⁵, au moins 5% de la surface de l'exploitation (forêts exclues) doivent être identifiés et gérés en tant que surfaces de compensation écologique sans application de pesticides ni de fertilisants afin de favoriser la biodiversité des plantes et de la faune.

Une attention particulière doit être accordée aux haies brise-vent et la diversité de composition et de structure doit être l'objectif à atteindre grâce à l'utilisation ou à l'encouragement des espèces indigènes là où c'est possible.

La problématique générale de ce travail de thèse s'intègre dans les impératifs de la PFI et s'inscrit dans la continuité des recherches sur la relation entre biodiversité et stabilité des agrosystèmes. Bénéficiant ainsi de la maturation des idées en ce domaine, ce travail concerne l'étude de la distribution spatiale des prédateurs, associés aux psylles du poirier, en liaison avec l'environnement immédiat de la parcelle caractérisé notamment par des haies composites.

L'objectif de notre recherche a pour but de mettre en évidence des mécanismes de régulation des populations, inhérent au fonctionnement des agrosystèmes haies/vergers, permettant de réduire la consommation de pesticides. La recherche de ces mécanismes est envisagée principalement au niveau de la parcelle élémentaire, formée d'un verger et de sa haie (voir paragraphe I.3.8)

3 LES OBJECTIFS DE L'ETUDE

La finalité de ce travail de thèse n'est pas strictement agronomique, elle est aussi d'acquérir des connaissances sur la composition et la structure des communautés d'arthropodes des vergers de poirier dans le sud de la France. Tout travail de recherche part d'un postulat, ce travail n'en fait pas exception et le notre est que la diversité des communautés d'arthropodes hébergées par les haies qui jouxtent les parcelles cultivées participe à la régulation naturelle des bioagresseurs des cultures. Pour cela il est nécessaire de

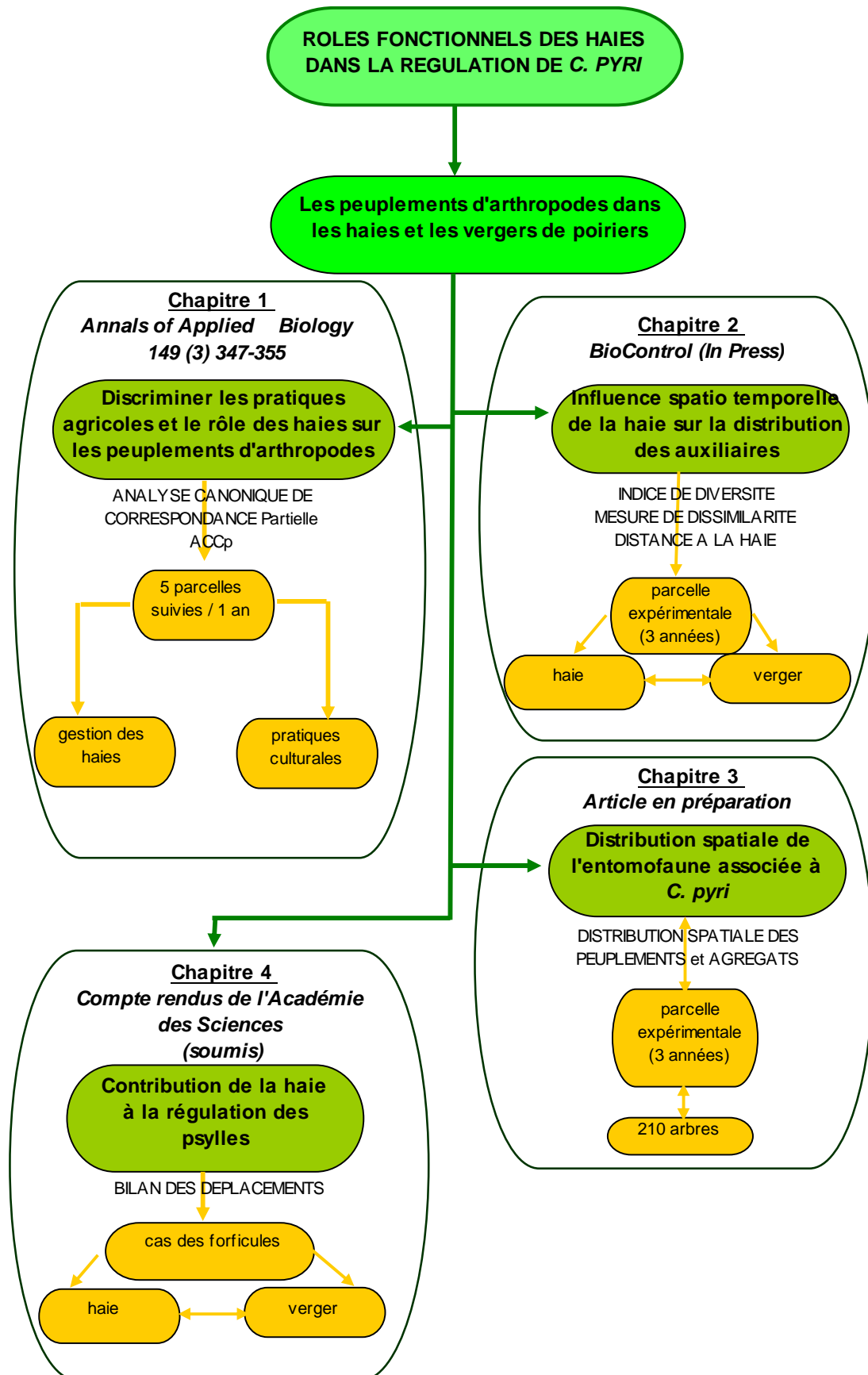
⁵ Organisation Internationale de Lutte Biologique et intégrée.

comprendre les processus qui génèrent cette régulation et de mettre en évidence un « effet haie » au sein de la parcelle agricole.

Cependant, les travaux sur un rôle éventuel des haies restent encore assez peu nombreux, grâce à une approche multi-scalaire notre étude a pour objectif de répondre à 4 questions fondamentales :

- § Quel est l'impact des pratiques culturales sur la composition et la structuration des peuplements d'arthropodes des vergers en système bocager, par rapport aux variables écologiques liées à la distance et à la structure des haies ?
- § Quel est l'impact de la haie sur la distribution des communautés d'arthropodes prédateurs du psylle ? Peut-on identifier un rôle de la haie dans le temps et l'espace ?
- § La distribution du ravageur et de son entomofaune auxiliaire associée dans une parcelle est-elle corrélée à un effet de la haie différent des autres effets de bordure ou de lisière?
- § Quelles sont les modalités qui régissent les déplacements des auxiliaires de la haie vers le verger et plus particulièrement pour le modèle forficule ?

Figure 5 : Organigramme de la thèse :



3.1 *Présentation du plan de la thèse :*

Après l'introduction générale, la présentation du modèle biologique et des sites ateliers, les facteurs influençant le peuplement entomologique des haies seront présentés sous la forme d'une revue bibliographique. Le but est de situer notre travail dans le cadre international des recherches menées sur l'impact des zones non agricoles et la stabilité des agro-systèmes. La haie, élément linéaire non cultivé, en sera le fil conducteur, puisque notre étude s'est construite sur les relations entre les divers peuplements et cet aménagement.

Le chapitre I présente une étude dont l'objectif est de discriminer l'impact des variables « pratiques agricoles » par rapport aux variables « environnement des parcelles » sur le peuplement en arthropodes des vergers. Par pratiques agricoles, nous entendons essentiellement les différents modes de conduite des parcelles et les traitements phytosanitaires qui y sont associés et pour les variables environnementales, nous avons pris en compte les composantes végétales de l'environnement proches des vergers, « les haies ». Cinq sites avec trois modalités (agriculture conventionnelle, agriculture biologique et verger expérimental) ont été échantillonnés pendant une année.

Les chapitres II et III reposent sur l'étude de l'entomofaune de la parcelle expérimentale. L'objectif est d'étudier : i) l'impact d'une haie sur la distribution de la diversité des prédateurs du psylle du poirier ii) la distribution spatiale de la communauté à l'intérieur du verger afin de discriminer un effet de la haie d'un effet de bordure. La restriction à une parcelle d'étude se justifie par les résultats dégagés au chapitre I, mais aussi par l'effort d'échantillonnage réalisé puisque tous les arbres de la parcelle ont été échantillonnés séparément pendant trois ans pour des périodes allant de deux fois par mois hors période de pullulation du ravageur à une fois par semaine pendant les périodes de pullulation.

Les résultats exposés au chapitre IV concernent une approche expérimentale de la contribution de la haie comme source d'auxiliaires. Les mouvements de deux espèces de forficules, *Forficula auricularia* L. et *Forficula pubescens* Gené. ont été suivis entre la haie et le verger durant la période de pullulation du psylle *Cacopsylla pyri* L.

Quatre articles sont issus de ce travail de thèse, deux sont publiés (Annals of Applied Biology, BioControl) un est soumis (Comptes rendus de Biologie de l'Académie des Sciences), un est en cours de rédaction. Ces articles constituent les chapitres 1 à 4 de ce travail de Thèse. Certaines redondances (Introduction, Matériels et Méthodes) ne pouvant être évitées, un court texte de présentation est réalisé entre les différents chapitres afin de mieux signaler leur articulation.

4 MODELES BIOLOGIQUES ET SITES ATELIERS

Une production pérenne, le poirier *Pyrus communis* L. a été retenue pour cette étude, en rapport avec :

- la connaissance de son entomocénose,
- l'importance économique de la culture du poirier dans la région d'étude, les $\frac{3}{4}$ du verger de poiriers français sont situés dans le sud-est de la France (DDAF, 1997),
- l'action des auxiliaires sur le contrôle du psylle du poirier *Cacopsylla pyri* (L.) (Hemiptera. : Psyllidae) ravageur clé dans cette culture.

L'originalité de l'approche réside dans le choix des vergers retenus pour cette étude i) quatre vergers commerciaux représentatifs de l'arboriculture méditerranéenne, ii) un verger expérimental, non traité depuis 1997 et suivi sur six années, assurant une validité des résultats pour le moyen terme.

4.1 L'entomocénose du verger de poirier

L'entomocénose associée à la culture du Poirier, *Pyrus communis* (L.) est particulièrement bien connue du fait de l'importance de ce fruitier mais aussi du fait des possibilités de régulation du psylle *Cacopsylla pyri* L., ravageur clé de cette culture par un cortège d'auxiliaires, et plus particulièrement par la punaise *Anthocoris nemoralis* Fabricius (Hemiptera : Anthocoridae).

4.1.1 Le ravageur Clé : *Cacopsylla pyri* L.

Le psylle, *Cacopsylla pyri* (photographie n° 1) est l'un des principaux ravageurs du poirier en France. L'utilisation de variétés de poirier résistantes au psylle pourrait constituer une alternative à la lutte chimique, mais actuellement, toutes les variétés d'importance économique sont sensibles à ce psylle. Plusieurs espèces se rencontrent dans les vergers de poiriers du sud-est de la France. Hormis *C. pyri*, nous rencontrons aussi *Cacopsylla bidens* et *Cacopsylla pyrisuga*, en revanche le psylle *Cacopsylla pyricola* est présent majoritairement sur la façade Atlantique.

4.1.1.1 Position Systématique

- Super ordre des Hémiptéroïdes (rostre piqueur-suceur, développement progressif de type hétérométabole) ;
- Ordre des Hémiptères, après invalidation de l'ordre des Homoptères (figure 6)
- Sous-ordre des Sternorrhynques (insertion du labium en arrière de la première paire de pattes, tarsi biarticulés, pattes postérieures sauteuses, ailes bien développées à nervation caractéristique) ;
- Super-famille des Psylloïdea ;
- Famille des Psyllidae ;
- Sous-famille des Psyllinae caractérisée par la nervation de l'aile antérieure ou radiale, la cubitale et la médiane bifurquent les unes des autres.



Photographie n° 1 : *Cacopsylla pyri* L., adulte, forme d'été. (photo Agroscope ACW)

4.1.1.2 Morphologie

Initialement blanc, de forme ovale, l'œuf fixé par un pédoncule au support végétal prend une couleur jaune au cours de l'embryogenèse. L'extrémité antérieure se termine par un mince filament. Le développement passe par cinq stades larvaires. De couleur jaunâtre, les larves âgées virent au brun en se mélanisant. Elles se distinguent par leur taille et l'importance des bourgeons alaires ainsi que la longueur et le nombre d'articles antennaires. L'imago est un insecte de petite taille, dont l'allure générale rappelle celle d'une cigale. Les adultes qui présentent un dimorphisme sexuel existent sous deux formes saisonnières différentes par leur morphologie et leur biologie [Bonnemaison and Missonier, 1956] :

- une forme hivernale, de grande taille et de coloration sombre, qui présente une diapause ovarienne,
- une forme estivale plus petite, de coloration claire qui peut pondre 6 à 7 jours après la mue imaginale.

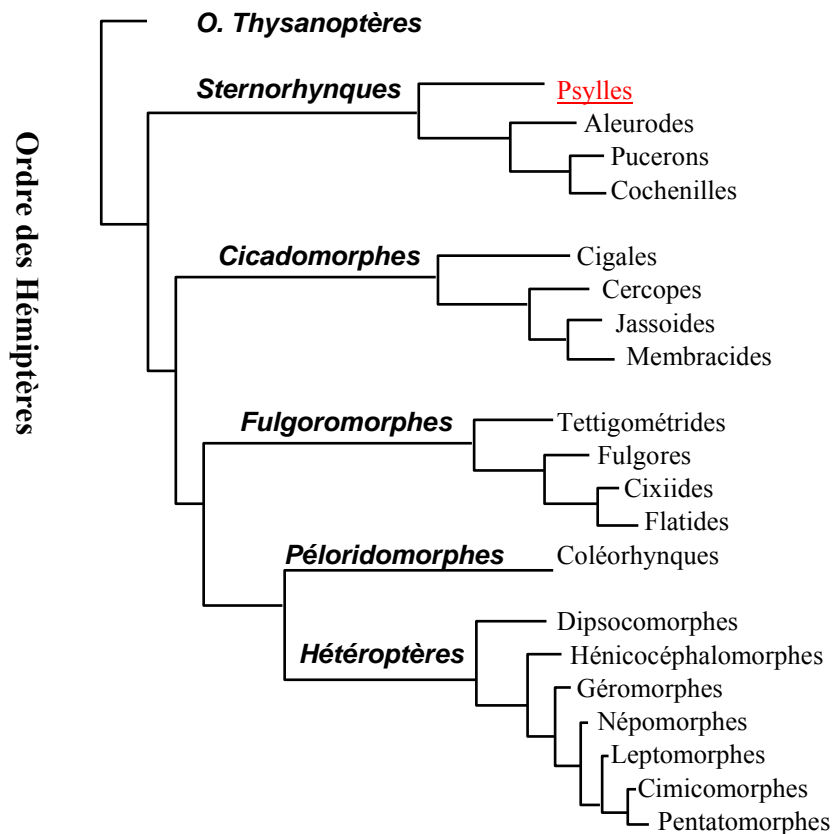


Figure 6 : Nouvel arbre phylétique des hémiptères obtenu par analyses phylogénétiques des séquences d'ARN 18S, et position des psylles dans cet arbre [Sorensen, Campbell et al., 1995]

4.1.1.3 Eléments de Biologie

Les imagos de forme hivernale, issus de larves ayant subi une photopériode inférieure à 13 h 30 et résistants aux basses températures apparaissent dès le 15 septembre et assurent la survie de l'espèce durant la mauvaise saison. Les femelles hivernantes présentent un long arrêt de développement ovocytaire comprenant deux phases [Bonnemaison and Missonier, 1956 ; Nguyen, 1975]:

- une période de diapause vraie, durant laquelle le développement ovocytaire s'effectue à un rythme très lent,
- une période de maturation sexuelle marquée par un fort accroissement du contenu vitellin des ovocytes.

La maturation physiologique est atteinte en fin décembre ou janvier selon la température. La ponte pourra s'effectuer dès que la température atteint 10°C pendant deux jours consécutifs. Le cycle de ponte de *C.pyri* comporte une succession de générations durant

la période végétative du poirier. La durée du cycle de *C.pyri* dépend surtout de la température, ce qui explique les variations de durée de développement d'une génération à l'autre.

4.1.1.4 Les dégâts occasionnés

Ils sont multiples ; les plus importants sont causés par les populations larvaires. Par leurs piqûres, elles provoquent une diminution de la croissance des rameaux et des bourgeons. Le miellat excrété par les larves est d'autant plus abondant qu'elles sont âgées (figure 7). C'est un liquide très riche en glucides ; il provoque des nécroses sur les feuilles, les fruits et les rameaux. De plus, il favorise le développement de champignons du groupe des fumagines, réduisant ainsi la photosynthèse (photographie n° 2).

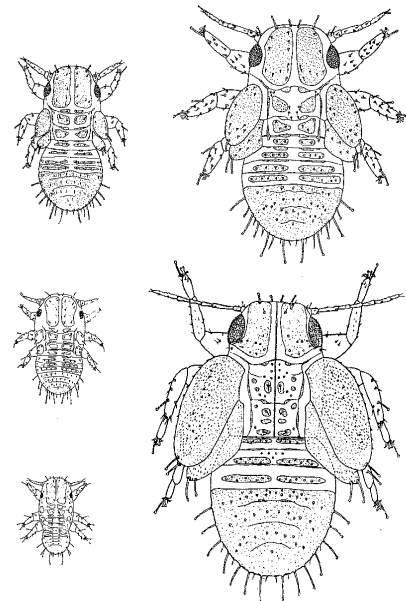


Figure 7 : Larve des différents âges de *C. pyri* (Dessins INRA, Bonnemaïson et Missonier, 1956)

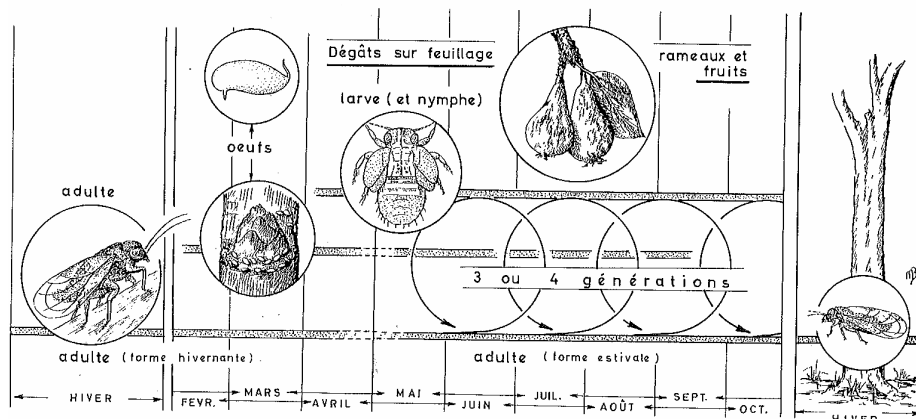


Figure 8 : Le cycle du psylle du poirier *Cacopsylla pyri* L. (d'après l'ACTA, contrôles périodiques en verger, 1974).

Lors de fortes pullulations, on observe une chute prématurée du feuillage compromettant ainsi la fructification de l'année suivante. L'action combinée de ces dégâts directs (piqûres) ou indirects (miellat) conduit à une diminution et une dépréciation de la

récolte. Les adultes sont relativement peu nuisibles par leurs piqûres plus dispersées. *C.pyri* est vecteur d'une maladie à phytoplasme, « le Pear decline » ou dépérissement du poirier [Atger, 1979].



Photographie n° 2 : Développement de fumagine sur poire (photo INRA)

4.1.1.5 La lutte chimique contre le psylle

Plusieurs passages sont obligatoires durant la saison qui rendent la lutte onéreuse, le chevauchement des générations oblige à une surveillance constante des vergers (figure 8), la stratégie classique préconisée s'appuie sur un minimum de trois traitements :

- un traitement de "nettoyage" l'hiver, en appliquant une huile blanche de pétrole plus une pyréthrianoïde (pour augmenter l'efficacité larvicide),
- un traitement de la génération G2 au printemps, utilisant de l'Abamectine,
- une intervention ultérieure sur G3, à base d'Abamectine ou une spécialité d'une autre famille chimique, doit permettre d'arriver à la récolte sans trop de problèmes.

4.1.2 Les autres phytophages

Hormis les psylles du poirier, deux autres ravageurs exercent aussi une pression importante sur le verger, il s'agit du carpocapse des pommes, *Cydia pomonella* (L.)

(Lepidoptera : Tortricidae) et du puceron mauve, *Dysaphis pyri* (Boyer de Fonscolombe) (Hemiptera : Aphididae). D'importance moindre, signalons certains diptères, hyménoptères, ainsi que certains coléoptères phytophages et xylophages ou encore certains acariens.

Nous présentons ci-après les différents groupes dans l'ordre de la systématique en commençant par les chélicérates.

4.1.2.1 Les acariens

Les acariens phytophages sont essentiellement représentés par les tétranyques [Kreiter, Tixier et al., 2002] dont *Panonychus ulmi* Koch et *Tetranychus urticae* Koch. Les tétranyques occasionnent des dégâts en viticulture, arboriculture et sur plantes maraîchères [Kreiter and Brian, 1987] qui peuvent être considérables. Les feuilles de la Vigne ou des arbres fruitiers jaunissent, brunissent et prennent un aspect plombé caractéristique, elles peuvent tomber prématurément. Les piqûres réduisent la photosynthèse et provoquent une perte en eau. Sur Vigne, la qualité et de la quantité de la récolte sont amoindries. Les phytoptes *Epitrimerus pyri* Nalepa (Eriophyidae) et *Eriophyies pyri* Pagenstecher (Eriophyidae) provoquent occasionnellement des dégâts. Les Tydeidae vivant en détritivores sur les feuilles et sur les bourgeons ne semblent pas occasionner de dégâts. Leurs populations, parfois considérables, joueraient éventuellement un rôle dans le maintien des acariens prédateurs.

4.1.2.2 Les hémiptères

Les cochenilles : Très spécialisées, elles se caractérisent par une évolution différente de la lignée mâle et de la lignée femelle et une longue phase de vie larvaire fixée. Les cochenilles sont protégées par des sécrétions tégumentaires cireuses. Ce sont des insectes difficiles à combattre par des moyens chimiques. Un cortège varié d'ennemis naturels contribue à réguler leur population : coccinelles coccidiphages, hyménoptères parasitoïdes [Kreiter and Panis, 1988 ; Kreiter and Dijoux, 1997]. Sur poirier on note : *Epidiaspis leperii* Signoret (Diaspididae), la cochenille rouge du poirier ; *Quadraspidiotus perniciosus* Comstock (Diaspididae), le Pou de San José et *Lepidosaphes ulmi* L. (Diaspididae), la cochenille virgule.

Les pucerons : Ces insectes possèdent des spécialisations de leur cycle biologique, un polymorphisme ainsi qu'une aptitude à la viviparité et à diverses formes de parthénogenèse qui ne se rencontrent pas chez les psylles. La spécificité vis-à-vis de leur hôte est souvent plus large. Ils sont très prolifiques et capables de développer des résistances aux pesticides. Les dégâts résultent de l'accumulation des piqûres nutritionnelles et des sécrétions de miellat. Certaines espèces sont vectrices de maladies. Parmi les quelques espèces présentes sur poirier, seul *Dysaphis pyri* Boyer de Fonscolombe (Hemiptera : Aphididae) et *Aphanostigma pyri* Cholodkovsky (Hemiptera : Phylloxeridae) sont particulièrement dangereux.

Les cicadomorphes : Ce groupe érigé au rang de sous-ordre depuis l'invalidation de l'ordre des homoptères et de la section des auchénorrhynques, englobe les cigales, les cercopes, les cicadelles et les membracides. Parmi les Cicadellidae, plusieurs sous-familles comportent des espèces vectrices de maladies, notamment chez les Jassinae et les Typhlocybinae.

Les punaises : La majorité des espèces phytophages se trouvent chez les Pentatomidae. Elles sont redoutées des arboriculteurs qui craignent leurs piqûres précoces déformant les fruits.

4.1.2.3 Les coléoptères

Les coléoptères phytophages sont pour la plupart xylophages. On trouve sur le poirier : *Agrius sinuatus* Olivier (Buprestidae), *Anisandrus dispar* Fabricius (Scolytidae) et *Ruguloscolytus rugulosus* Mull. (Scolytidae). Certains sont phyllophages (Chrysomelidae, Curculionidae Otiorhynchini), floricoles ou détritivores, citons l'anthonome du poirier, *Anthonomus pyri* Kollar, *Peritelus sphaeroides* Germ., *Phyllobius oblongus*, et *Otiorrhynchus impressiventris*.

4.1.2.4 Les Lépidoptères

Cet ordre est essentiellement phytophage. Sur le poirier, on note la présence de chenilles xylophages ; des tordeuses *Adoxophyes orana* Fisher von Röslerstamm (Tortricidae) et *Pandemis heparana* Denis & Schiffermüller (Tortricidae), la Zeuzère, *Zeuzera pyrina* L.

(Cossidae), une sésie, *Synanthedon myopaeformis* Bork. (Sessidae) et le Carpocapse *Cydia pomonella* L. (Tortricidae) (photographie n° 3). Ce dernier est aussi un ravageur important des vergers de poiriers et pommiers. Par ailleurs, la lutte chimique classique est remise en cause chez cet insecte dans lequel apparaît un phénomène de résistance à certains produits chimiques [Sauphanor, Bouvier et al., 1998].



Photographie n° 3 : Le carpocapse des pommes, *Cydia pomonella* L. (photo Agroscope ACW)

4.1.2.5 Les diptères

La majorité d'entre eux sont endophytes et occasionnent des dégâts aux végétaux sous forme de galles ou en creusant des galeries. Sur poirier on trouve la cécidomyie des poirettes, *Contarinia pyrivora* Riley (Cecidomyiidae) et la cécidomyie des feuilles du poirier, *Dasineura pyri* Bouché (Cecidomyiidae) mais aussi des Agromyzidae, Opomyzidae, ... La diversité du groupe est élevée et la systématique difficile.

4.1.2.6 Les hyménoptères

Certains hyménoptères comme le Cèphe du Poirier *Janus compressus* F. (Cephidae) provoquent des dégâts sur les jeunes pousses, d'autres comme les tenthredes *Hoplocampa brevis* Klug. (Tenthredinidae) sur jeunes fruits ou encore *Caliroa cerasi* L. (Tenthredinidae) sur les feuilles.

4.1.3 L'entomofaune des auxiliaires

En entomologie appliquée, les auxiliaires entomophages sont regroupés en deux catégories en raison de leur mode alimentaire. On les désigne de façon conventionnelle sous les termes de « prédateurs » et « parasitoïdes ». Les prédateurs poursuivent leur proie pour

s'en alimenter, les parasitoïdes vivent aux dépens d'un seul hôte, dans, ou sur lequel ils se développent, causant sa mort parfois de façon rapide mais le plus souvent de façon différée. Herard recense 56 espèces potentiellement actives contre *C. pyri* [Herard, 1985], Lyoussoûfi en dénombrent d'autres dans le verger méridional, [Lyoussoûfi, Rieux et al., 1994]. Le prédateur spécifique des psylles est une punaise anthocoride, *Anthocoris nemoralis* Fabricius (Hemiptera : Anthocoridae). Comme pour les phytophages nous présentons ci-après les différents groupes dans l'ordre de la systématique.

4.1.3.1 Les Prédateurs

4.1.3.1.1 Les acariens prédateurs

Ils appartiennent principalement à deux ordres : les Gamasida, incluant les Phytoseiidae et les Actinedida comprenant les Thrombidiidae, Anystidae et Stigmaeidae [Kreiter, 1991 ; Kreiter, Sentenac et al., 1993 ; Tixier, Kreiter et al., 1998]. Environ 1500 espèces de Phytoseiidae sont décrites à ce jour. Les espèces reconnues pour jouer un rôle en lutte biologique⁶ sont : *Typhlodromus pyri* Andersoni, *Amblyseius andersoni* Andersoni, *N. californicus* Chant, *Kampimodromus aberrans* Oudemans et *Phytoseiulus persimilis* Athias-Henriot. Quelques espèces sont mono ou oligophages, (ex. *P. persimilis*), la plupart des ces espèces sont polyphages et prédatrices de Tetranychidae mais s'attaquent aussi aux Eriophyidae, aux Tarsonemidae et aux Tenuipalpidae, parfois à des oeufs de thysanoptères ou à certaines jeunes larves d'hémiptères (cochenilles). Le développement de *P. persimilis* est très rapide, au minimum 4 à 5 jours, beaucoup plus rapide que le développement de ses proies et même que les autres espèces de Phytoseiidae. Selon les espèces, les Phytoseiidae présentent de 4 à 7 générations par an. Pendant les pullulations d'acariens ravageurs, une femelle adulte de *P. persimilis* peut consommer jusqu'à 32 tétranyques par jour.

⁶ Méthode de lutte, contre un ravageur ou une plante adventice, utilisant des agents naturels antagonistes de ceux-ci, c'est-à-dire des phytophages (s'il s'agit d'une plante adventice), des parasites, des prédateurs, des agents pathogènes ou des compétiteurs (s'il s'agit d'un animal).

4.1.3.1.2 Les hémiptères

Les anthocorides : Famille agronomiquement importante dont on connaît une cinquantaine d'espèces en Europe. Les larves sont prédatrices et passent par cinq stades. La durée de développement est de 20 jours environ. En général, ces punaises présentent deux à trois générations annuelles. Ce sont des prédateurs polyphages efficaces sur pucerons, psylles et acariens (adultes et larves), thrips... Les individus du genre *Anthocoris* sont très actifs sur les psylles du poirier. *Anthocoris nemoralis* F. (Anthocoridae) a une spécificité par rapport au psylle (Photographie n° 4). Le genre *Orius* exerce une prédation plus polyphage.

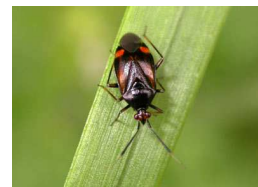
Les *Orius* font partie des rares insectes capables de consommer des Eriophyidae. Par ailleurs, Fauvel a montré le rôle important joué par le pollen sur l'alimentation temporaire post-hivernale d'*Orius vicinus* Ribaut (Anthocoridae), alors que les proies animales en cette saison ne sont pas très abondantes [Fauvel and Cotton, 1974].



Photographie n° 4 : *Anthocoris nemoralis*
Fabricius adulte (photo INRA)

Les mirides : Avec 6000 espèces mondiales, elles comprennent de nombreuses espèces prédatrices (photo n° 5). L'hivernation se fait au stade d'œuf ou parfois sous forme d'adulte. Certaines espèces présentent, malgré un prédatisme prédominant, une certaine phytophagie (ex. *M. chlorizans* P.) [Ehanno, 1976]. Les

principaux genres prédateurs sont : *Deraeocoris*, *Pilophorus*, *Malacocoris*, *Orthotylus*, *Heterotoma*.



Photographie n° 5 : *Deraeocoris ruber* L. (photo Ramel, <http://aramel.free.fr/>)

Les nabides : Avec 370 espèces de punaises prédatrices connues à travers le monde, il s'agit d'une petite famille. Les adultes et les larves sont prédateurs essentiellement de pucerons, occasionnellement de psylles et de jeunes chenilles (photographie n° 6). Ils poursuivent leurs proies et leur injectent de la salive paralysante provoquant la lyse des tissus

de la proie qui sont ensuite aspirés par la punaise [Rasplus, 1995]. Ce groupe a un rôle de régulateur naturel des populations d'insectes. Les espèces du genre *Nabis* peuvent consommer des ravageurs (Oeufs d'*Eurygaster*, pucerons, psylles, cicadelles, thrips, chenilles, oeufs et larves d'*Oulema*...)



Photographie n° 6 : *Nabis* spp. (photo Smith)

4.1.3.1.3 Les neuroptères

Les adultes de neuroptères n'exercent pas un fort prédatisme et quelques espèces comme *Chrysoperla carnea* Stephen. peuvent se contenter de jus sucré, de miellat et de pollen ou de nectar [Principi and Canard, 1974]. Au printemps ces insectes s'alimentent du pollen des fleurs.

Les chrysopes: En arboriculture fruitière, les larves de chrysopes sont d'actives prédateurs de pucerons, acariens, thrips et psylles. Une larve de chrysope peut consommer jusqu'à 500 pucerons au cours de son cycle (ACTA, 1991), *C. carnea* consomme près de 10 000 acariens durant son développement larvaire. Les oeufs de chrysopes sont portés par un fin pédicelle, dont la longueur peut atteindre 8 mm, et sont pondus isolément ou en groupe selon les espèces (photographie n° 7). De deux à quatre générations se succèdent au cours de l'année et l'hivernation se fait au stade adulte.

Les conioptérygides : Petits névroptères aux ailes farineuses, les œufs aplatis sont dépourvus de pédicelle et directement accolés sur le limbe des feuilles. Les adultes et les larves (photographie n° 8) sont prédateurs d'aleurodes, de pucerons et d'acariens. Une larve de *Conwentzia* peut ingérer de 15 à 35 acariens par jour. Un adulte (photographie n° 9) peut consommer jusqu'à 30 femelles d'acariens en une heure. La jeune larve est très active et recherche les proies dont elle se nourrit, elle peut aussi ingérer des exsudations du feuillage ou des exsudats de pucerons. Dès 1924, on reconnaissait le potentiel de certaines espèces de Coniopterygidae à réguler les populations de *Phylloxera* sur chêne.



Photographie n° 7 : *Chrysopa perla* et Œufs de chrysopes (photo Robert <http://aramel.free.fr/>)

Les Hemerobiidae : Petite famille comptant quelques dizaines d'espèces en Europe. L'oeuf est comme pour les Coniopterygidae, dépourvu de pédoncule. Le jeune larve est très active et parcourt les branches à la recherche de pucerons ou de jeunes chenilles. Le cycle de développement semble être rapide, environ 8 jours pour *Micromus angulatus* Stephens de l'oeuf à la nymphe.



Photographie n° 8: Larve d' hémérobe (photo Ramel, <http://aramel.free.fr/>)



Photographie n° 9 : *Osmylus sp.* (photo Ramel, <http://aramel.free.fr/>)

La nymphose a lieu dans un cocon au pied des arbres dans la mousse et les feuilles ou sur l'arbre. Suivant les espèces et les latitudes, il y a de 1 à 3 générations par an et c'est souvent la prénymphe qui est le stade hivernant, l'adulte qui émerge au printemps est un redoutable prédateur. Il s'attaque à différentes espèces d'Aphididae mais peut aussi consommer des acariens. Les Hemerobiidae sont prédateurs de pucerons, certaines espèces sont actives beaucoup plus précocement dans l'année que les autres prédateurs. L'activité prédatrice des larves d'hémérobes est moindre du fait de leur moins grande abondance.

4.1.3.1.4 Les coléoptères

Les carabes, staphylins et cantharides : Les Carabidae sont des individus qui exercent leur prédation au niveau du sol, leur régime est carnassier alors que celui des Cantharidae et Staphylinidae est mixte (mycétophages). Chez les Staphylinidae, les larves qui habitent les mêmes habitats que les adultes sont en général prédatrices polyphages d'insectes variés. Quelques espèces sont, à l'état larvaire, parasites de pupes de diptères.



Photographie n° 10 : Adulte de *A. bipunctata*
(photo A. Ramel, <http://aramel.free.fr/>)



Photographie n° 11 : Larve de coccinelles
Coccinella (photo A. Ramel, <http://aramel.free.fr/>)

Les coccinelles : Cette famille présente pour l'agriculture un intérêt majeur dans la limitation des ravageurs. Certaines espèces sont essentiellement aphidiphages à l'état larvaire ou imaginal. Les genres *Adalia*, *Coccinella*, *Propylea*, *Harmonia* ou *Scymnus* sont très actifs sur pucerons et aussi sur psylles (photographie n° 10 et 11), *A. bipunctata* attaque les pucerons sur les arbres et plus rarement des pucerons des céréales. Un adulte de *C. septempunctata* consomme de 50 à 70 pucerons par jour et une larve du premier stade 80 à

100 pucerons. Elle peut tuer environ 500 pucerons au cours de son développement larvaire et jusqu'à 9000 durant sa vie imaginale. Les coccinelles du genre *Stethorus* sont essentiellement prédatrices d'acariens et peuvent contrôler avec succès les pullulations estivales de ce ravageur. Une larve de *Stethorus* consomme lors de son développement de 1000 à 2000 acariens, alors qu'un adulte consomme jusqu'à 100 acariens par jour.

La plupart des espèces de coccinelles sont inféodées préférentiellement à la strate haute des arbres. Le régime alimentaire est principalement de type prédateur mais pollen et nectar peuvent parfois être une nourriture de remplacement [Iperti, 1974].

4.1.3.1.5 Les diptères

Ils sont essentiellement représentés par les Cecidomyiidae et les Syrphidae :

Les Cecidomyiidae : Cette famille comprend surtout des insectes phytophages, mais quelques espèces sont connues pour leurs mœurs prédatrices de pucerons ou d'acariens. C'est le cas d'*Aphidoletes aphidimyza* Rond. dont les adultes sont actifs la nuit. Les femelles recherchent les pucerons et déposent leurs œufs à côté d'eux. Deux à trois jours plus tard, ils éclosent et les jeunes larves consomment les pucerons. Polyphage, la larve d'*A. aphidimyza* attaque plus de 60 espèces de pucerons. L'espèce hiverne à l'état de pupes dans le sol.



Photographie n° 12 : larve de syrphe (photo M.et J.Gouzanet ; <http://aramel.free.fr/>)

Les Syrphidae : Beaucoup sont saprophages ou détritiphages, quelques unes sont phytophages et une bonne proportion est aphidiphage, coccidiphage ou prédatrice d'autres arthropodes. Les espèces des genres *Syrphus*, *Episyrphus*, *Sphaerophoria* sont aphidiphages. Les femelles pondent les œufs au milieu des colonies de pucerons. Au bout d'une semaine d'incubation, les larves naissent et vont se nourrir aux dépens des pucerons (Photographie n° 12).

4.1.3.2 Les Parasitoïdes

La faune parasitaire est de loin la plus abondante et la plus diversifiée des écosystèmes terrestres. Les parasitoïdes sont couramment divisés en groupes : solitaires vs grégaires, ectophages vs endophages, spécialites vs généralistes. Deux types de biologie expliquent les caractères des parasites [Askew and Shaw, 1986] :

- Les idiobiontes tuent dans un premier temps leur hôte et déposent leurs oeufs sur le cadavre de celui-ci. Du fait de leur développement sur un hôte paralysé ou mort, leur spécificité est faible et ce sont en règle générale des parasites polyphages.

- Les koinobiontes maintiennent leur hôte en vie tout au long de leur développement et ne le tuent que lors de leur nymphose. Les koinobiontes sont généralement endoparasites, les ectoparasites pourraient être arrachés au cours des déplacements de l'hôte qui reste en vie. Il existe cependant des exceptions, par exemple les Dryinidae parasites de Cicadelles sont à la fois koinobiontes et ectoparasites.

Lorsque plusieurs oeufs sont déposés sur un hôte par plusieurs espèces, on parle de superparasitisme et d'hyperparasitisme si les oeufs de la seconde espèce de parasites se développent aux dépens de la première espèce de parasites. Si l'hyperparasite recherche spécifiquement un hôte parasite et ne peut se développer que s'il le trouve, on parle alors d'hyperparasite secondaire.

Ce sont essentiellement les diptères et les hyménoptères qui renferment le plus grand nombre d'espèces parasitoïdes (photographie 13 & 14), la moitié des hyménoptères décrits sont parasitoïdes. Ils sont le plus souvent spécifiques et la question de l'effectif de leur hôte n'a pas grande importance contrairement à certains prédateurs. Ils feront « l'effort » de le trouver car il est indispensable à leur survie. Ils sont particulièrement efficaces sur les populations de petite taille, celles-là même qui sont souvent moins attractives pour les

prédateurs. En revanche le taux de parasitisme est souvent faible sur les populations d'hôte en pullulation : le parasitisme est souvent en relation inverse de la densité. En ce qui nous concerne nous nous attacherons ici à ne citer que les trois principaux parasitoïdes du psylle. Cette faune parasitaire du psylle est constituée de micro-hyménoptères parasites et hyperparasites appartenant aux familles des Encyrtidae [Armand, 1985]. Les parasites primaires assurant une régulation de *C. pyri* sont *Trechnites psyllae* Rushka (Encyrtidae) et *Prionomitus mitratus* Dalman (Encyrtidae) et sont endoparasites primaires de larve du 4^e et 5^e stades de diverses espèces de psylles. L'hyperparasite *Aphidencyrtus mamitus* Walker (Encyrtidae) est un peu plus tardif.



Photographie n° 13 : *Diglyphus isaea* (Chalcidien Eulophide) (photo INRA, <http://aramel.free.fr/>)



Photographie n° 14 : *Encarsia formosa* (Chalcidien Aphelinide) (photo INRA, <http://aramel.free.fr/>)

4.1.4 Les autres composantes de la biocénose

Une énumération des composantes des communautés ne saurait être complète sans mentionner les décomposeurs et les visiteurs occasionnels.

4.1.4.1 Les Décomposeurs

Dans les écosystèmes, il y a une circulation continue d'énergie et de matière, le recyclage de la matière organique est alors indispensable pour assurer la pérennité de l'ensemble du système. C'est le rôle des décomposeurs qui permettent les premières étapes de la fragmentation et de la décomposition de la matière organique (figure 9). Ils sont souvent passés sous silence ou confondus avec les indifférents. Ils comprennent principalement en

verger de poiriers les psoques (photographie n° 15) ainsi que divers coléoptères Lathridiidae, et des acariens oribates colonisant surtout le tronc et les branches, auxquels se mêlent suivant les saisons et les conditions météorologiques d'autres oribates et des insectes collemboles issus du sol.

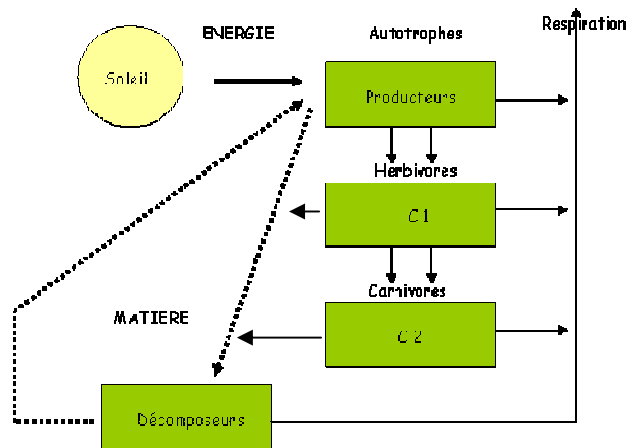


Figure 9 : Place des décomposeurs dans les chaînes trophiques

4.1.4.2 Les visiteurs occasionnels

Toute communauté comporte, outre les représentants qui lui sont propres, des éléments extérieurs présents seulement à titre de visiteurs. Il s'agit principalement de phytophages issus de milieux étrangers (cicadelles ou fulguromorphes de la strate herbacée, Bruchidae et Alticinae se reproduisant sur les adventices), ou de façon plus flagrante d'éléments « indifférents » issus de niches aquatiques (adultes d'éphémères, de chironomes, simulies aux larves aquatiques) ou du sol (Bibionidae, Sciaridae, ; Oribatidae).



Photographie n° 15 : Le "Pou des arbres" *Graphopsocus cruciatus*, (photo Ramel, <http://aramel.free.fr/>)

4.2 Les sites ateliers

Le poirier commun fait partie de la famille des Rosaceae, il appartient au genre *Pirus*. Il est avec quatre autres *Pirus*, à l'origine de milliers d'espèces de l'arboriculture moderne et l'un des plus anciens arbres fruitiers cultivés; on en trouve trace il y a déjà 4000 ans. Le poirier commun pousse à l'état sauvage dans toute l'Europe tempérée, en particulier dans les forêts de l'Europe centrale, et on le retrouve jusqu'en Suède. On le rencontre aussi en Asie occidentale (au sud du Caucase, en Anatolie et dans l'est de l'Iran). Les poires étaient déjà appréciées des Romains qui en cultivaient plusieurs dizaines de variétés. De nos jours on en compte plus de mille. C'est surtout à partir du XVIIe siècle que les variétés d'arbres fruitiers ont pris leur essor. L'un de leurs plus illustres créateurs en France fut Jean de La Quintinie (1626-1688) que le roi Louis XIV nomma « surintendant de tous les jardins fruitiers et potagers du Roy ». L'arboriculture fruitière doit de grands progrès à La Quintinie qui réalisa le célèbre ouvrage « *Instructions pour les jardins fruitiers et potagers* » ; il y décrit certaines techniques concernant la taille des arbres fruitiers, les greffes (pratique fort ancienne déjà employée par les Grecs), le bouturage, les cultures sous châssis ou en serres et dans les orangeries. La Quintinie utilisait bien avant que les lois de la génétique ne soient connues, le mécanisme de l'hybridation.

4.2.1 Caractéristiques des vergers Français et du sud-est en 2006.

La production de poires au niveau Européen représente un volume moyen de 2 550 000 tonnes annuelles. Avec un peu moins de 300 000 tonnes qui représentent 9% de la production Européenne, la France se situe à la 3^{ème} place des pays producteurs derrière l'Italie (35% de la production de l'UE) et l'Espagne (26% de la production de l'UE). Avec 9 000 ha cultivés (tableau 1), la production de poires au niveau national est à la 3^{ème} place derrière la pomme et la pêche nectarine (FNPF, 2007). Les producteurs français s'inscrivent dans une démarche de valorisation de savoir-faire technique et respect de l'environnement en suivant le cahier des charges de la production fruitière intégrée. En France, les variétés de poires se comptent par milliers mais seul une dizaine de variétés se retrouvent régulièrement : Les Poires d'été (Williams et Guyot) sont présentes de juillet à octobre. D'une teinte jaune, vert clair voire rouge, elles ont une chair parfumée, juteuse et sucrée. Les Poires d'automne (Beurré Hardy, Alexandrine, Louis Bonne, Comice et Conférence) sont présentes de

septembre à la mi-mai. D'une teinte verte, jaune ou marbrée, elles sont juteuses, acidulées, sucrées ou fondantes. Les Poires d'hiver (Passe Crassane) sont présentes de décembre à mai.

Fruits	Superficie en production (ha)			Production récoltée des vergers (tonne)		
	2004	2005	Indice 2004/2005	2004	2005	Indice 2004/2005
Guyot	2029	2036	100,3	61 206	63 872	104,4
William's	3026	2941	97,2	82 855	68 280	82,4
Autres poires d'été	273	262	95,9	5 192	5 963	114,9
Total poires été	5328	5239	98,3	149 253	138 115	92,5
Poires d'automne	3 525	3339	94,7	87 067	72 237	83
Poires d'hiver	559	568	101,6	15 981	14 355	89,8
Total poires de table	9 412	9 146	97	252 301	224 707	89
Pommes à cidre	10 095	10 287	101,9	356 328	362 697	101,8
Golden	16 527	16 170	97,8	667 751	676 568	101,3
Granny smith	3848	3801	98,8	185 263	177 494	95,8
Rouges américaines	2998	3050	101,7	118 459	119 478	100,9
Autres pommes	24 627	24 410	99,1	875 852	910 115	103,9
Total pommes de table	48 000	47 431	98,8	1 847 325	1 883 655	102
Total Fruits à pépins	67 507	66 864	99	2 455 954	2 471 059	100,4

Tableau 1 : Production de pommes et poires, superficie et production, (AGRESTE, 2006).

La première variété est la Williams, une variété également bien adaptée à la transformation (fruits au sirop et distillation). On distingue les "poires d'été", Williams et Guyot cueillies en juillet-août et les "poires d'automne-hiver", Conférence, Doyenné du Comice, Louise-Bonne et Passe-crassane.

En France, les poires sont cultivées en Provence, pour les variétés d'été, dans le Val de Loire et le sud-ouest principalement. La poire est également la production arboricole la plus importante en zone péri-urbaine d'Ile-de-France.

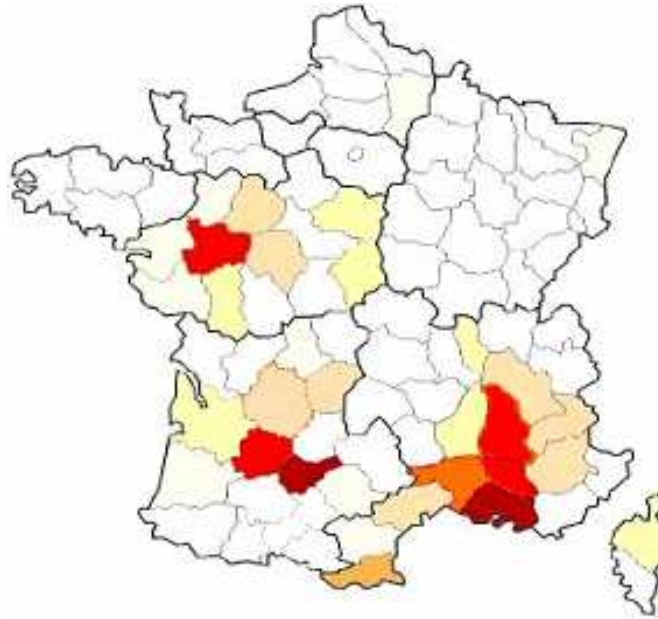


Figure 10 : Localisation de la production de poires en France (AGRESTE – 2006)

Cependant, 65% de la production nationale est réalisée dans le bassin Rhône Alpes Méditerranée et 45 % de ce total est produit dans la région PACA (figure 10). Ainsi cette région est la plus importante au niveau de la production nationale. Au 1er novembre 2006, la production de poire de Table est estimée à 236 000 tonnes par le Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES) du ministère de l'agriculture. La production serait en hausse de 6 % par rapport à la récolte de 2005 et de 4 % par rapport à la moyenne des cinq dernières récoltes. Deuxième bassin de production : le Val de Loire avec 17% de la production totale. Le Bassin du Sud-ouest de la France arrive en 3ème position avec 11% de la production totale.

La région Provence-Alpes-Côte d'Azur s'inscrit globalement dans les évolutions nationales du monde agricole. Si le nombre des exploitations continue de baisser, la surface agricole utilisée se maintient. Les unités les plus grosses se développent (Tableau 2). La concentration se renforce.

L'exploitation individuelle reste très largement dominante, mais le nombre des sociétés progresse. Sur 126.099 hectares de SAU (surface agricole utile) qui représentent 35 % du territoire Vaclusien, les vergers occupent 11.562 ha, soit 9,2 % de la SAU (dont 1.040 ha d'oliveraies), et le raisin de table 4.440 ha, soit 3,5 % de la SAU.

	Nb d'exploitations	Superficie %
Moins de 1 ha	46,7	7,7
De 1 à moins de 2 ha	19,4	11,9
De 2 à moins de 3 ha	11,8	12,6
De 3 à < 5 ha	10,4	17,6
De 5 à moins de 10 ha	7,8	23,9
Plus de 10 ha	3,9	26,3

Tableau 2 : Le verger de poirier au niveau national (AGRESTE – 2006)

Par ailleurs la viticulture, à titre comparatif, occupe 54.370 ha, soit 43,1 % de la SAU. Avec 56 % de la SAU occupée par des cultures pérennes, le poids économique de ces filières est considérable d'autant qu'elles emploient une main d'œuvre importante, tant permanente que saisonnière.

	Nb d'exploitations	Superficie moyenne
Alpes de Haute Provence	232	11,8
Hautes Alpes	297	9,8
Bouche du Rhône	1017	12,1
Var	202	1,6
Vaucluse	1697	5,9
Corse	299	11,5

Tableau 3 : Le verger de poirier en région PACA (AGRESTE – 2006)

Les Bouches du Rhône et le Vaucluse sont les départements où la profession est bien représentée en nombre d'exploitations. Source : AGRESTE - Structure des vergers 2002 (tableau 3). Le coût des traitements phytosanitaires est le troisième poste pour les arboriculteurs Français (figure 11).

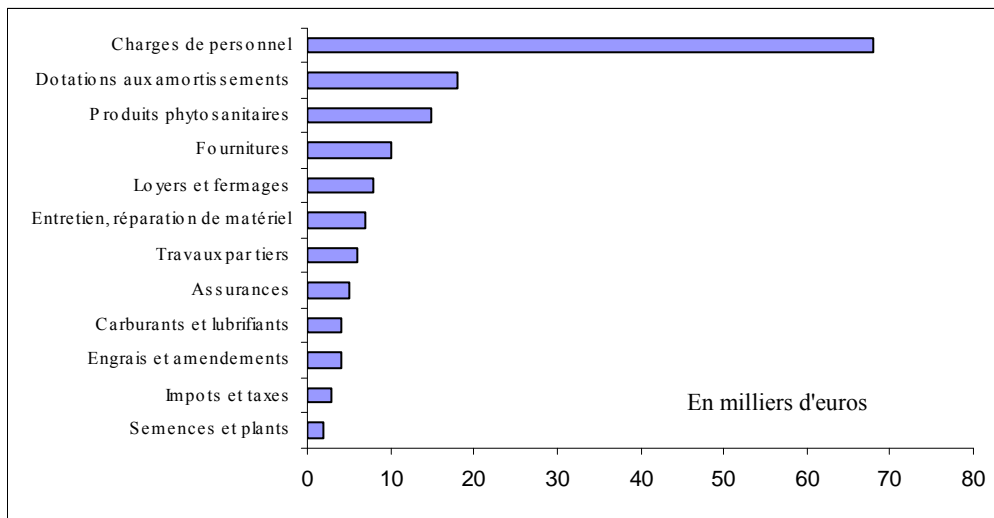


Figure 11 : Charges d'exploitation en 2005, secteur Fruits. Valeur moyenne par exploitation de Provence-Alpes-côte d'Azur (AGRESTE, 2005).

L'ensemble de ces données socio-économiques font de la culture du poirier une production importante tant au niveau national qu'au niveau régional, malgré une diminution de la consommation de fruits qui semble cependant avérée. Le coût élevé des dépenses lié aux traitements phytosanitaires et les difficultés liées à la maîtrise des bioagresseurs justifient pleinement le site atelier choisi et la problématique étudiée. Une application directe de ce travail pourrait être la possibilité d'une réduction des traitements phytosanitaires.

4.2.2 Le verger expérimental et la haie

4.2.2.1 Le verger

Le verger expérimental est situé sur le domaine de l'Institut National de Recherche Agronomique (INRA) du centre d'Avignon, France (43° 54'49.60" N, 4° 53'01.71" E). Le verger, d'une superficie de 0,5 ha a été planté en 1985, il se compose de 210 arbres menés en « gobelet » de cultivar Général Leclerc sur BA 29, et pollinisé par des cultivars de variétés Williams (figure 12). Ce verger est formé de 10 rangs de 21 arbres, l'inter-rang est enherbé et il est bordé d'une haie composite brise vent, dont la composition est donnée au paragraphe suivant, au nord et une haie de cyprès *Cupressus sempervirens* L. au sud. L'environnement végétal du verger est composé de cultures céréalières et fruitières.

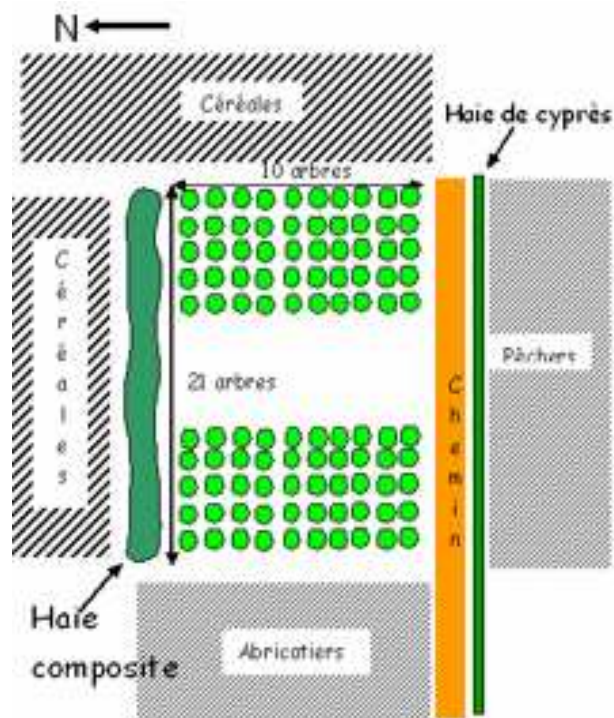


Figure 12 : Représentation schématique de la parcelle expérimentale située sur le domaine INRA d'Avignon

La parcelle est irriguée au printemps et pendant l'été. Aucun traitement à base d'insecticide chimique n'est réalisé sur cette parcelle, le carpocapse étant maintenu à l'aide d'une protection biologique (carpovirusine). Ce verger a été choisi pour : (i) la haute sensibilité de son cultivar aux infestations de psylles (ii) l'absence de traitement chimique dans cette parcelle depuis 1997.

Hormis l'absence de protection phytosanitaire, cette parcelle est néanmoins représentative des pratiques culturales menées en arboriculture fruitière méditerranéenne de par la taille, la fumure du sol et l'irrigation.

4.2.2.2 La haie composite

La haie se compose de 8 essences végétales, *Viburnum tinus* L. (Viorne tin), *Laurus nobilis* L. (Laurier noble), *Arbustus unedo* L. (Arbousier), *Cercis siliquastrum* L. (Arbre de judée), *Sambucus nigra* L. (Sureau noir), *Fraxinus angustifolia* L. (Frêne), *Hedera helix* L. (Lierre) et *Tilia platyphyllos* Scopoli (Tilleul), elle a été également plantée en 1985. Ces essences végétales ont été choisies non seulement pour leur capacité à héberger des

prédateurs, mais aussi dans le but de renforcer l'enchaînement des fonctions qu'un environnement naturel non déficient exerce sur la faune auxiliaire en fournissant :

- **Nourriture de pré-hivernation** : le lierre (*H. helix*), avec une floraison tardive peut assurer cette fonction ; en effet, cette floraison est attractive pour certaines espèces floricoles dont les larves sont prédatrices (chrysopes, syrphes, coccinelles, nombreux hyménoptères...)
- **Abri hivernal** : les espèces à feuillage dense et persistant sont préférées par les insectes pour leur hivernation, parmi celles de la haie, citons la viorne tin (*V. tinus*), le lierre à nouveau, le laurier noble (*L. nobilis*) avec la présence d'*Anthocoris nemoralis* dans les galles foliaires du psylle *Trioza alacris* Flor.
- **Nourriture de post hivernation** : les premières floraisons sont très importantes sur les auxiliaires à l'époque où les proies sont encore rares, le pollen est recherché pour sa contribution à la maturation ovocytaire consécutif à l'achèvement des processus de diapause hivernale. De nouveau, la viorne-tin nous intéresse mais aussi l'arbousier.
- **Populations précoces de proies et hôtes spécifiques** : certaines essences abritent très tôt des proies et hôtes spécifiques et jouent un rôle de «garde manger» pour les auxiliaires, leur intérêt réside en l'établissement des premières générations d'auxiliaires qui ne peuvent pas avoir lieu en verger du fait de certaines interventions, citons : le lierre, le sureau (*S. nigra*) mais aussi, le laurier, pour les psylles spécifiques, le frêne héberge aussi un psylle spécifique.
- **Populations migrantes de proies et hôtes** : l'exemple est celui de l'arbre de Judée (*C. siliquastrum*) hôte d'un psylle migrant (*Cacopsylla pulchella*). Ce psylle est migrant en juin, période de pullulation de *Cacopsylla pyri* en verger. Lorsqu'il est planté en bordure des vergers, l'arbre se vide de la proie et du cortège des prédateurs associés à *C. pulchella*. Ces derniers sont supposés chercher leur nourriture au plus proche, en l'occurrence dans le verger.

4.3 Pertinence des modèles.

En agronomie, un modèle est pertinent en ce sens qu'il influence de nombreux phénomènes physiques, chimiques ou biologiques dans les agrosystèmes. C'est sur le choix

d'un système de culture qui réduit les risques de développement de bioagresseurs que repose la stratégie de protection des cultures dont l'objectif est de réduire la consommation des pesticides au profit d'une régulation naturelle par les populations d'arthropodes auxiliaires. De nombreux éléments peuvent contribuer à la construction de ces systèmes de culture à faible risque parasitaire (exemple des bandes enherbées) ; dans notre cas nous avons retenu le système (haie/verger). Ces systèmes qui se caractérisent par la combinaison d'un nombre élevé de ligneux organisé selon des dispositifs de plantations réguliers (séquence) présente une forte hétérogénéité structurelle, à la fois spatiale (nombre de strates) et temporelle (floraison décalée, feuillage persistant ou non...). Si la biodiversité induite par une hétérogénéité du milieu, caractérisée par le rapprochement d'espèces ligneuses en bordure d'une culture pérenne, contribue à sa protection contre les bioagresseurs, alors le système haie/verger est l'élément de base permettant de répondre le mieux à notre hypothèse de travail qui postule qu'une augmentation de la diversité végétale en bordure du champ cultivé a un effet stabilisant sur la dynamique des populations de ravageurs. L'enjeu est de réduire prioritairement les risques de pullulation des ravageurs et la stratégie n'est pas de résoudre un problème phytosanitaire à un moment donné mais de raisonner une action globale dans le temps.

A l'échelle d'un tel système, cela implique une étude de la dynamique des principaux bioagresseurs en relation avec celle de l'ensemble des espèces, prédateurs et recycleurs, c'est pourquoi nous nous sommes efforcés non pas d'étudier les relations entre un prédateur et sa proie mais celles mettant en jeu la communauté globale d'arthropodes présents dans la haie et dans la culture.

4.3.1 La communauté d'arthropodes

Les paysages sont des systèmes complexes dans lesquelles se déroule une série de phénomènes écologiques, chacun ayant une échelle spatio-temporelle propre [Burel, 1991]. Les études mettant en relation la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes se sont intéressées en majorité au niveau trophique des producteurs primaires [McNaughton, 1977 ; Tilman and Downing, 1994 ; Hooper and Vitousek, 1997], ou à l'étude de relation entre un prédateur [Coll and Bottrel, 1996 ; Horton and Lewis, 2000 ; Shaltiel and Coll, 2004] ou un groupe de prédateurs [Burel, 1989 ; Burel, 1996 ; Cole, McCracken et al., 2002] et sa proie. En revanche l'effet de la diversité des niveaux trophiques supérieurs sur la stabilité des

écosystèmes ne fait que commencer [Wallace and Webster, 1996 ; Naeem and Li, 1997 ; McGrady-Steed and Morin, 2000 ; Wardle, 2002 ; Roscher, Schumacher et al., 2004 ; Thebault and Loreau, 2006]. Récemment, c'est l'intérêt porté au rôle des prédateurs généralistes comme agents de contrôle des bioagresseurs dans le cadre d'une méthode de lutte par conservation de la biodiversité qui s'est largement accru [Denys and Tschamntke, 2002 ; Tsitsilas, Stuckey et al., 2006]. L'évolution des connaissances en la matière met l'accent, non seulement sur le fait que les prédateurs généralistes peuvent être présents en permanence, mais aussi sur l'importance des interactions entre divers niveaux trophiques ainsi qu'à l'intérieur d'un même niveau trophique [Greenleaf and Kremen, 2006; Thebault and Loreau, 2006]. Cela implique de prendre en compte la communauté globale d'un agro-système donné dont la diversité biologique doit être prioritairement préservée, dans une démarche conforme aux principes de développement durable.

4.3.2 *Les haies*

L'importance des haies sur la gestion des terres cultivées est étudiée depuis les années 1970 [Pollard, Hooper et al., 1974]. Le colloque (INRA, CNRS, ENSAR ; 1976) en abordant l'étude des haies d'un point de vue pluridisciplinaire, en a montré l'intérêt et a ouvert la voie de plusieurs décennies de recherches appliquées et fondamentales. Plusieurs conceptions de la haie, allant de l'alignement d'arbres ou buissons pour Pollard [Pollard, Hooper et al., 1974], à celle d'élément linéaire non cultivé, « *field boundary* » [Deckers, Hermy et al., 2004] ont été le support de ces premières études. Dans l'ouvrage récent sur les haies, Baudry et al. (2003) écrivent « *Les haies sont aussi diverses que les régions bocagères. Cette diversité tient aux nombres de strates de la végétation, aux espèces, mais aussi, et parfois surtout, à la diversité du mode de taille* » [Baudry, Jouin et al., 2003]. Ils définissent la haie comme un élément linéaire du paysage composé d'arbres et d'arbustes et géré par l'homme.

La richesse du peuplement d'arthropodes des haies est soulignée par de nombreuses études [Deckers, Hermy et al., 2004 ; Leon and Harvey, 2006 ; Michel, Burel et al., 2006], elle varie selon sa composition botanique [Ehanno, 1976 ; Dowdeswell, 1987 ; Chinery, 1988], sa structure, multipliant les habitats [Greaves and Marshall, 1987], les microclimats qu'elles induisent [Burel, 1991] et leurs interactions avec les autres composantes de l'environnement. Les formations ligneuses, principalement de feuillus, qui représentent un

volume important pour une emprise au sol limitée, semblent parmi les plus efficaces pour héberger la faune utile en raison de leur complexité structurale [Altieri and Schmidt, 1985]. Les vergers étant eux-mêmes constitués de feuillus, on est en droit d'escompter que l'interaction avec ces formations sera importante.

5 HAIES ET PEUPLEMENT D'ARTHROPODES

Le champ cultivé est maintenant considéré comme un agrosystème [Jackson and Piper, 1989]. L'état de la plante et les conditions de la monoculture le rendent fragile, sensible aux attaques des ravageurs extérieurs, les multiples interventions dont il est l'objet limitent la biodiversité de sa faune utile. C'est un écosystème maintenu ouvert, prédisposé aux phénomènes explosifs de la dynamique des populations d'arthropodes nuisibles il communique largement avec l'extérieur et est influencé par son environnement végétal immédiat [Duelli, Studer et al., 1990]. Ce dernier fonctionne comme source de colonisation des auxiliaires mais conditionne aussi le risque d'infestation par les ravageurs [Dix and Leatherman, 1988]. Dans le cadre d'une protection compatible avec une agriculture durable et orientée vers une production de qualité, l'utilisation d'un aménagement végétal de l'environnement des cultures apparaît comme l'un des moyens les plus appropriés pour améliorer la protection et la production des vergers conduits en protection intégrée [Baudry, 1988 ; Domange, 1993 ; Rieux, Simon et al., 1999]. Ce mode de gestion relève de la lutte par conservation de la biodiversité des auxiliaires [Barbosa, 1997], et trouve tout aussi bien sa place en Protection Fruitière Intégrée qu'en Agriculture Biologique. La présence de haies en bordure des cultures est supposée pouvoir :

- augmenter les populations d'auxiliaires au sein des parcelles, les populations se définissant comme des ensembles structurés d'individus d'une même espèce, il s'agit ici d'augmenter le nombre des individus dans la population d'une ou plusieurs espèces d'auxiliaires.

- renforcer le nombre des espèces auxiliaires des vergers, il s'agit là d'une augmentation de la richesse en espèces du peuplement résultant de l'augmentation de la diversité de la végétation. Le renforcement des auxiliaires se traduisant par l'augmentation de certains paramètres, tels que l'abondance liée au nombre des individus dans les populations, la richesse qui mesure le nombre des espèces dans un peuplement ou une communauté, ou la diversité, critère complexe, dont la mesure tient compte à la fois de l'abondance en individus et de la richesse en espèces.

Dès les années 70, les premiers travaux sur les peuplements des végétaux ont montré leur capacité à héberger aussi bien des arthropodes phytophages qu'entomophages [Lewis, 1969]. Ces travaux ont mis en évidence la grande diversité de l'entomofaune des haies, 1500

espèces seraient présentes dans les haies du Royaume Uni [McCollin, 2000]. Ces recherches ont ouvert la voie de l'utilisation du peuplement faunistique des haies en protection des cultures [Thomas and Marshall, 1999 ; Horton and Lewis, 2000]. Cependant, le peu de données à notre disposition sur le peuplement globale des haies souligne à la fois la difficulté de l'échantillonnage et le fait qu'il n'y a pas de peuplement végétal ou animal spécifique aux haies (photographie 16 et 16 bis), la végétation des haies est souvent proche de celle des lisières forestières et conditionne en grande partie leur peuplement en arthropodes [Forman and Baudry, 1984].



Photographie n° 16 et 16 bis : Haie pluri-spécifiques et Haie de cyprès, Domaine INRA Avignon – France
(photos Debras)

La production primaire importante des haies est le début de réseaux trophiques complexes mettant en jeu de nombreuses espèces, à commencer par les invertébrés, dont des centaines d'espèces peuvent être trouvées [Baudry, Burel et al., 2003]. La revue suivante se limite à une synthèse des connaissances actuelles sur les facteurs qui influencent le peuplement des haies.

5.1 Facteurs influençant la richesse du peuplement des haies

La faune des invertébrés constitue la plus grande partie des espèces qui peuplent les haies [Pollard, Hooper et al., 1974] mais la plupart de ces espèces semblent liée plutôt aux espèces végétales qu'à la structure du peuplement floristique [Ehanno, 1976].

Cependant, si la richesse des peuplements des haies augmente avec l'augmentation de la richesse végétale, elle n'est pas due uniquement à la simple addition des espèces végétales. Elle dépend aussi des nombreuses interactions au sein même des haies et entre les différents éléments structurants du paysage. Comprendre ces phénomènes est un impératif nécessaire à la mise en place d'une stratégie basée sur l'augmentation ou la conservation de la biodiversité.

5.1.1 La structure de la haie

Il existe une relation entre la complexité structurale d'un végétal et la richesse de son entomofaune [Lawton, 1983]. Une plante réduite à un axe simple portant des feuilles entières sera plus pauvre qu'un arbre ramifié de façon complexe portant des catégories de rameaux et de bourgeons diversifiées ainsi que des feuilles, des fleurs et des fruits (les diverses parties du végétal peuvent être exploitées par des phytophages spécialisés, ayant eux-mêmes leurs prédateurs et parasitoïdes supportant à leur tour leurs propres antagonistes...).



Photographie n° 17 : Haies et vergers, Domaine INRA – Avignon (photo Debras)

Cette relation entre complexité structurale d'un végétal et richesse de l'entomofaune s'applique aussi aux formations végétales telles les haies. Le peuplement d'une haie pluri-stratifiée sera plus diversifié que celui d'une haie mono-variétale. La structure des haies, hauteur, largeur, longueur, nombre de strates ...influence la flore [Marshall and Arnold, 1995 ; Le Coeur, 1996] et la faune [Burel, 1996], au travers la multiplication des micro-habitats [Morris and Webb, 1987 ; Dennis, Young et al., 1998], la qualité de ces habitats (microclimat, abri) ou encore la quantité et qualité des ressources disponibles [Baudry, Jouin et al., 2003] (photographie n° 17) . L'architecture de la haie, dépendante de la composition botanique joue

un rôle important dans la diversité du peuplement d'araignées par exemple [White and Hassal, 1994]. Cela peut être dû en partie, du moins pour les araignées tisseuses de toiles à la nécessité de structures complexes, il en est de même pour certains peuplements de diptères empidides [Morvan, 1996] ou de carabes [Burel, 1991]. Les interactions entre le peuplement des haies et celui des autres habitats sont nombreuses [Meener, 1994]. Ainsi fossés et talus associés aux haies augmentent la richesse du peuplement en créant des micro-habitats et micro-climats diversifiés.

5.1.2 La composition botanique

La diversité des espèces végétales est reconnue comme un élément majeur de la richesse de l'entomofaune des haies, plusieurs études ont montré une corrélation entre le peuplement des haies et leur diversité végétale [Pollard, Hooper et al., 1974 ; Southwood, Brown et al., 1979], cette relation est évidente au sein de la matrice paysagère agricole où les haies ont une plus grande diversité végétale ou animale que les autres habitats [Lewis, 1969 ; Forman and Baudry, 1984 ; Thomas and Marshall, 1999], mais il en est de même au sein de différentes haies où celles qui ont le plus grand nombre d'espèces végétales sont aussi celles qui sont les plus peuplées en arthropodes phytophages [Maudsley, West et al., 1998].

En règle générale, l'augmentation de la diversité de la végétation a effectivement pour conséquence une augmentation de la diversité du peuplement animal qu'elle héberge [Liss, Gut et al., 1986 ; Chaubet, 1992] et le nombre d'espèces végétales influence directement en premier le nombre d'espèces phytophages dont les différentes guildes⁷ peuvent se nourrir sur les feuilles, les rameaux, les bourgeons, les fleurs, les fruits ... [Morris and Webb, 1987]. Cette richesse des phytophages induit la richesse des auxiliaires, de même la diversité des recycleurs est elle aussi influencée par la variété des litières produites par les différentes essences végétales [Hovemeyer, 1999]. On constate aussi une grande variation de peuplement entre différentes espèces végétales ainsi par exemple, l'aubépine (*Crataegus monogyna*) héberge plus de 200 espèces d'arthropodes, le chêne (*Quercus robur*) peut abriter 284 espèces d'insectes [Moore, et al., 1967] en revanche, on en dénombre qu'une dizaine sur le houx (*Ilex*

⁷ En écologie, une guilda est l'ensemble des espèces qui exploitent, d'une façon comparable, la même catégorie de ressources dans un écosystème et appartiennent au même groupe taxonomique ou y sont apparentées

aquifolium L.) [Kennedy and Southwood, 1984], cette variation serait due à la date d'implantation de l'espèce végétale ainsi qu'à son abondance durant la période post-glaciaire [Baudry, Burel et al., 2003]. Le cycle de nombreux phytophages est aussi bien adapté à la phénologie des plantes [Sutton, 1984]. A titre d'exemple, citons au printemps, l'abondante faune de phytophages liée à la croissance des jeunes feuilles [Pollard, Hooper et al., 1974], puis celle des pollinisateurs liée à la succession de la floraison des arbres ou arbustes des haies [MacLeod, 1999]. Dans une haie composite, la floraison du prunellier (*Prunus spinosa*) peut débuter en mars, elle sera suivie de celle de l'arbre de judée (*Cercis siliquastrum*), puis de l'aubépine (*C. monogyna*) en mai, l'églantier (*Rosa canina*) et la mûre (*Rubus fruticosus*) fleuriront en juin et plus tard à l'automne le lierre (*Hedera helix*) terminera le cycle [Pollard, Hooper et al., 1974]. Cette succession des floraisons peut être exploitée par de nombreux auxiliaires pollinisateurs au régime mixte, tels les syrphes.

5.1.3 Les fonctions des haies

Les haies réduisent la vitesse des vents en amont mais aussi et surtout en aval avec une zone dont l'absence de turbulence est proportionnelle à leurs hauteurs et porosités. Cette zone est décroissante graduellement en fonction de la distance à la haie [Guyot, 1986] (figure 13). L'été, la réduction des vents peut s'accompagner de conditions microclimatiques plus favorables pour certaines espèces que celles qu'elles trouveraient dans des zones ouvertes [Forman and Baudry, 1984], un grand nombre d'espèces utilise cette zone aux perturbations climatiques modérées pour s'abriter [Lewis, 1969 ; Bowden and Dean, 1977]. Joyce [Joyce, 1998] observe une augmentation de la diversité des arthropodes au niveau des intersections entre haies et suggère que cette augmentation peut être aussi induite par une modification des conditions microclimatiques [Joyce, 1998].

L'hiver, l'effet combiné de protection contre le froid et le vent procure un abri très apprécié pour de nombreuses espèces [Sotherton, 1984]. La litière et la végétation basse de la haie offrent une multitude d'abris dont la structure reste constante en comparaison avec de la partie feuillée de la haie, ce sont des sources d'habitats recherchées par différents arthropodes comme site d'hivernation [Pollard, Hooper et al., 1974].

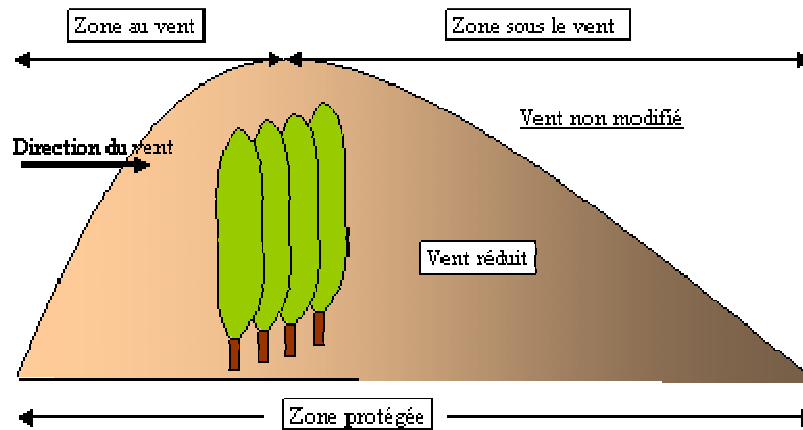


Figure 13 : Représentation schématique de la zone où la vitesse du vent est réduite par un brise-vent (adapté de Guyot, 1999)

5.1.4 Les facteurs paysagers

La structure, la composition botanique ou encore les modes de gestion des haies ne sont pas les seuls facteurs explicatifs des peuplements des haies. De la même façon que la diversité botanique d'une haie influence son peuplement et que la diversité des haies a un effet positif sur la biodiversité du réseau, la diversité paysagère et son organisation spatiale en exprimant des interactions entre la haie et le milieu environnant ajoute une dimension supplémentaire qui se traduit par une augmentation de la richesse des haies. C'est l'essence même de l'écologie du paysage qui postule que la géométrie des milieux est un facteur important de la présence des espèces et de la dynamique de leur population.

Des travaux sur la faune des carabes montrent qu'à l'ouverture du bocage correspond souvent un remplacement d'espèces forestières par d'autres, représentatives des milieux ouverts [Burel, Baudry et al., 1998], ces résultats soulignent par là même du danger d'évaluer la biodiversité par un simple nombre d'espèces ou un indice de diversité puisque la similitude exprimée par ces résultats ne reflète pas la réalité d'un changement d'espèces. Dans de nombreuses régions, les haies forment un réseau à l'échelle du paysage [Forman and Baudry, 1984] et leur agencement influence la colonisation et les mouvements de population [Burel and Baudry, 1994]. Dans les zones de bocages, outre l'effet régional affectant certaines variables climatiques environnementales agissant sur la distribution des arthropodes [Burel, 1996] d'autres interactions sont aussi plus évidentes.

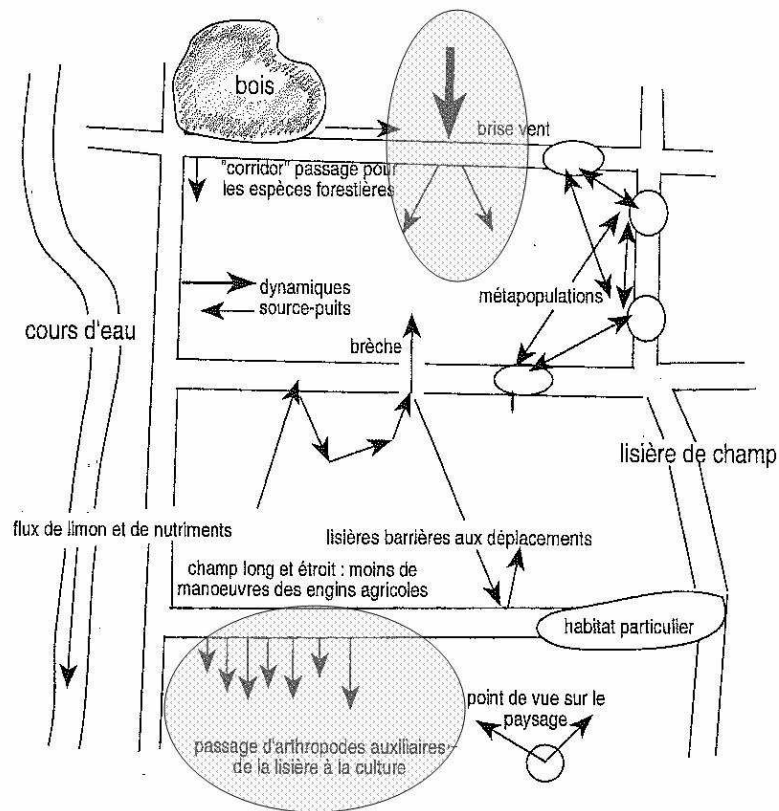


Figure 14 : Schéma de quelques fonctions des bords de champ, (d'après Fry, 1994). Les fonctions entourées et grisées sont celles qui ont été testées dans ce travail,

Les organismes sont rarement confinés à un seul milieu, ils se déplacent et pour de nombreuses espèces les haies agissent comme des couloirs de circulation, c'est l'effet réseau, citons par exemple le carabe (*Abax parallelipedus* Piller) capable d'utiliser les haies pour se mouvoir d'un site à l'autre [Petit and Burel, 1998a ; Petit and Burel, 1998b]. Ces structures en réseau ont un effet stabilisant sur les peuplements et forment avec l'ensemble des autres composantes du paysage une mosaïque paysagère. Le rôle « corridor » a été montré chez les insectes [Duelli, Studer et al., 1990], chez les oiseaux [Wegner and Merriam, 1979], chez les plantes [Baudry, Jouin et al., 1998], à l'inverse les haies peuvent aussi constituer des barrières pour certaines espèces tels certains lépidoptères [Thomas, Sotherton et al., 1992], et la plupart des rhopalocères (figure 14).

5.1.5 Le mode de gestion des haies

Peu d'études scientifiques font un parallèle entre conduite des haies, pratiques agricoles et peuplement entomologique (figure 15), d'autant que les modes de gestion des haies sont très variés que ce soit dans la fréquence, l'objectif recherché ou l'outillage utilisé.

A court terme, la taille des arbres induit des changements micro-environnementaux et micro-climatiques importants qui se répercutent sur les peuplements. Une étude de van Emdem [van Emden, 1963] associe réduction de la richesse en insectes et taille de la haie. Le résultat est conforté par Sotherton [Sotherton, Wratten et al., 1981], et une explication avancée est celle de la modification de la fonction climatique alliée à la diminution de l'intensité de floraison.

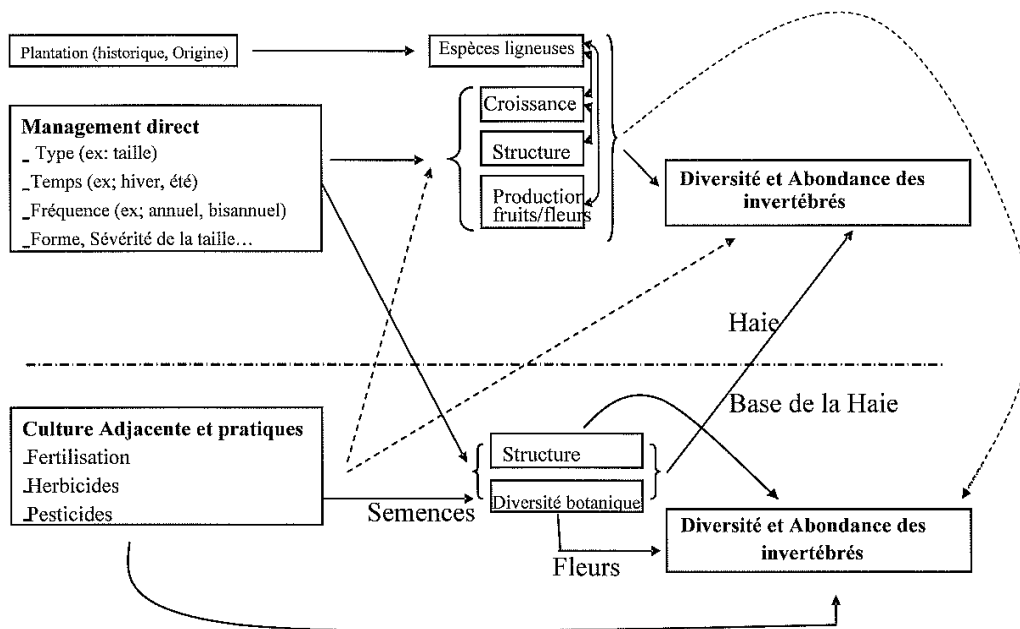


Figure 15 : Résumé des mécanismes potentiels de l'effet de la gestion des haies, sur les populations d'invertébrés, testés dans ce travail, (d'après Maudsley, 2000). Les flèches indiquent la direction de l'impact, en pointillés, les liens peu documentés.

A plus long terme, la gestion agit sur les peuplements floristiques [Hooper, 1976] et donc sur la composition du peuplement entomologique mais en fait le mode de conduite n'est pas seul en cause, l'intensité de la taille et son époque ayant aussi une importance sur les modifications des peuplements [Meener, 1994].

Cependant, il ne faut pas rechercher une optimisation de la taille des haies qui conduirait à une uniformisation du paysage, en effet toute homogénéisation des types de haies conduirait à une diminution de la biodiversité [Auger, Baudry et al., 1992].

TRANSITION DE L'INTRODUCTION GENERALE AU CHAPITRE I

L'intérêt des plantes comme hôtes d'arthropodes entomophages n'est plus actuellement contesté, mais l'effet positif d'une diversité végétale accrue en bordure du champ cultivé sur l'augmentation de la diversité des auxiliaires des parcelles n'est toujours pas expérimentalement démontrée [Letourneau, 1997]. Le questionnement qui a guidé notre travail de thèse ces quatre dernières années a pour but d'apporter des éléments de réponses sur le rôle fonctionnel des haies en arboriculture fruitière.

Dans le cadre de pratiques associées à une protection intégrée des vergers des exploitations arboricoles du sud-est de la France, la plantation de haies composites est actuellement perçue comme une possibilité de pouvoir réduire les traitements phytosanitaires dans les parcelles. Cette méthode est pratiquée de façon empirique par les arboriculteurs et il n'y a aucune donnée disponible quant à sa réelle fonctionnalité. L'expérimentation conduite sur cinq parcelles aux itinéraires techniques différents doit fournir une approche de cette fonctionnalité.

Dans un premier temps, nous avons cherché à discriminer la part explicative des pratiques culturales, de la présence et de la gestion des haies dans la distribution des arthropodes au sein des vergers de poirier.

CHAPITRE I

*Discrimination between agricultural management and
the hedge effect in a pear orchard
(South-eastern France)*

Jean-François Debras, Franck Torre, René Rieux, Serge Kreiter, Marie-Stephane Tixier,
Marten van Helden, Elise Buisson and Thierry Dutoit

Published in Annals of Applied Biology, 149 (3) 347-355

Chapitre 1: discrimination between agricultural management and the hedge effect in pear orchards (south-eastern France).

Abstract : The arthropod populations in five pear orchards were sampled by beating branches twice a month in 2003 in the Provence region of south-eastern France. In three orchards conventional insecticides were used, in one, organic insecticides were used and in one no insecticide was used. Multivariate analyses (pCCA) linking the matrix of species with environmental variables (distance from the hedge, type of agricultural practices in the orchard, year effect, etc.) were performed in order to identify the main environmental variables having an effect on the species diversity in terms of composition and structure (richness, evenness) of the arthropod populations. The pCCA revealed a significant relationship between the composition of arthropod communities and environmental variables. The variance revealed that all environmental variables explained 28.7% of population composition. The variance associated with hedge variables only explained 2.2% of population composition, while variables associated with orchard management practices explained 12.4 %. Univariate analyses were performed on descriptive population variables (Shannon-Weaver index, Shannon Evenness index, Richness and Densities) in order to highlight intra-site or inter-site differences.

Keywords: biodiversity, mixed hedgerows, arthropod community, arboriculture, *Cacopsylla pyri*, orchard management, insecticide, organic management.

1 INTRODUCTION

Studies of the diversity and stability of ecosystems have shown that species-poor ecosystems such as intensive orchards are generally more unstable and predisposed to

explosive phenomena in their population dynamics [Swift, Izac et al., 2004]. In these simplified ecosystems, the populations of different organisms (both animals and plants) may fluctuate, experiencing random demographic explosions [Lawton and Brown, 1993]. Conversely, growth in the number of prey and their associated predators can prevent these marked fluctuations in the population [Vandermeer, van Noordwijk et al., 1998]. However, at the landscape level, it can be seen that the presence of more complex and species-rich ecosystems can be a source of predatory or parasitoid organisms, which can regulate these demographic explosions [Altieri, 1999 ; McCann, 2000 ; Suckling, Burnip et al., 2006]. According to the insurance hypothesis [Loreau, Mouquet et al., 2003], biodiversity insures ecosystems against declines in their functioning because many species provide greater guarantees that some will maintain functioning even if others fail, and this can be applied to regulate populations of insect pests in agro-ecosystems. This is particularly the case in intensive pear orchards in south-eastern France, where it may be useful to understand the role played by artificial hedges as a source of beneficials able to reduce orchard pests.

It is now accepted that one of the keys to sustainable agriculture is the restoration of functional diversity and that hedge corridors constitute a considerable benefit to the propagation of this diversity [MacDonald, 2003]. The value for crop protection of plant components in the environment of orchards and their composition of populations has been the subject of in-depth study [Simon, 1999]. Numerous studies of the links between fauna in hedges and cultivated plots have been carried out at scales ranging from the plot [Coli, Ciurlino et al., 1994 ; Wratten, Mauremooto et al., 1995] to the landscape [Baudry, Burel et al., 2003]. Most of this work took the biology of Carabid beetles as the biological model [Garcia, Griffiths et al., 2000 ; Aviron, Burel et al., 2005], but few studies have concerned numerous groups of entomofauna in the arborescent stratum.

The work described here concerns different populations in five pear orchards and the hedges bordering them. These orchards differed markedly in terms of their management but were nonetheless representative of farming practices in the northern regions of the Mediterranean basin. The aim of this study was to understand the functioning of hedges, and it provides data to:

1°) Improve our knowledge of the composition and structure of arthropod communities in pear orchards in southern France.

2°) Study the influence of hedges on dispersal of beneficials in orchards, the corollary being a possible reduction in animal pests in pear orchards, and a possible reduction in plant health treatments.

3 Apply the results obtained to the objectives of sustainable farming.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Site description

The study was carried out in the ‘Val de Durance’, located near Avignon in south-eastern France. During 2003, pests, predators and other arthropods were sampled in five pear orchards and their neighbouring mixed hedgerows. Those orchards were under conventional, organic and experimental type management. Conventional orchards had no restrictions on insecticides used; they are called IPM 1, IPM 2 and IPM 3. Organic orchards names (AB) were certified organic and thus strictly limited to organic insecticides. The experimental orchard used no treatment at all and is called Vexp. The main characteristics of the sites investigated, including the adjacent crops on the farm and the pest management strategies that were applied, are shown in table 4.

sites	area (ha)	Cultivar	N° of plant species in hedge	Height of hedge (m)	Breadth of hedge (m)	age of the hedge	Adjacent crop	Orientation of the sampled hedge in regard to orchard rows	Stream present in a boundary of the orchard perpendicular to hedge monitored
Vexp	0,5	Gal Leclerc	8	10	3	15	orchard	Parallel	NO
IPM 1	1,5	Guyot	5	15	4	12	orchard	Perpendicular	YES
IPM 2	0,5	Cascade	5	15	4	12	orchard	Parallel	YES
IPM 3	0,5	Guyot	3	8	4,5	13	orchard	Parallel	NO
AB	0,5	Guyot	9	12	2,5	11	orchard	Parallel	NO

Tableau 4 : Caractéristiques des sites échantillonnés, par la méthode du battage, et localisés dans le sud-est de la France / Characteristics of the sites that were sampled by beating tray and located in south-eastern France

The mixed hedgerows considered in this study are from 10 to 12 years old; they are artificial windbreak planted on one side of the orchard and the other side is bordered with *Cupressus sempervirens* hedgerow.

Plant species / orchard	Vexp	IPM 1 & 2	IPM 3	AB
<i>Viburnum tinus</i> L.	7	-	-	14
<i>Laurus nobilis</i> L.	12	-	15	7
<i>Arbustus unedo</i> L.	3	-	-	-
<i>Cercis siliquastrum</i> L.	10	10	-	6
<i>Sambucus nigra</i> L.	5	-	-	-
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	-	16	6	6
<i>Ligustrum japonicum</i> L.	11	-	-	7
<i>Coryllus avellana</i> L.	8	16	-	5
<i>Rhamnus alaternus</i> L.	-	9	-	-
<i>Cornus sanguinea</i> L.	1	4	-	2
<i>Carpinus betulus</i> L.	-	-	16	4
<i>Salix matsudana</i> Koidzumi.	-	-	-	3

Tableau 5 : Nombre d'essences végétales pour chacune des espèces plantées dans les haies / Number of each plants species in the sampled hedges

The tree had been chosen among a panel of tree species known for their ability to attract beneficials in the autumn, to provide them with shelter over the winter and food in early spring and to encourage their spread throughout the orchard. These shrubs and trees were also chosen because they accommodate specific phytophagous insects, which pose no threat to pear trees, such as *Sambucus nigra* (L.) (Caprifoliaceae) and the aphid *Aphis sambuci* (L.) (Hemiptera: Aphididae), while they are attractive to a broad range of specific beneficials such as *Anthocoris nemoralis* Fabricius (Hemiptera: Athocoridae) or generalist insects (Hemiptera, Neuroptera, etc.), which actively control pest populations in general, and *Cacopsylla pyri* (L.) (Hemiptera: Psyllidae) in particular. The hedges ranged from 8 m to 15 m high and from 2.5 m to 4.5 m wide. The different plant species included in the hedges, with their frequencies, are shown in table 5. The global environment of the five orchards is characterised mainly by apple and pear orchards.

2.2 Sampling and identification of arthropods

Arthropod (pest, beneficial and scavenger) samples were collected twice a month from each hedgerow and orchard using a “beating” method. Each orchard was divided into three sectors, with each sector occurring at a successively greater distance from the hedge. Each sector in the orchard was a row of 80 m long, and was located at 5 m (sector 1), 25 m (sector

2) and 50 m (sector 3) from the mixed hedgerow. Fauvel's funnel method was used for canopy sampling [Fauvel, Rambier et al., 1981]. The branches were hit with a stick. The fauna falling into a 25 cm diameter funnel was collected in a tube containing a small amount of 70% alcohol. Pear trees of each orchard sector and hedgerow trees species were sampled separately. One branch per tree was sampled. For each orchard sectors or mixed hedgerows, a sample was the accumulated arthropods from 50 branches at one date, all arthropods from the hedgerows and from the orchards, were brought to the lab for identification. Branches were randomly selected for sampling.

Arthropods were assigned to Functional Groups (FG) based on their roles in communities [Blondel, 2003]. Because insufficient knowledge is available concerning most arthropod species, we used the 'a priori' classification approach described by Perner [Perner, Voigt et al., 2003] and Voigt [Voigt, Perner et al., 2003] instead of a numerically-based classification system.

Assignment to an FG was mainly determined at the family level. For this reason, calculations of richness and diversity indexes were based on the numbers of individuals from a family [Williams and Kevin, 1994] shared homogeneously by all the arthropods collected. Identification keys were used to determine a bug at the family level, [Delvare and Aberlenc, 1989]. Where necessary, specimens were identified to species in order to determine their FG affiliation.

For taxa where shifts between trophic levels occur during development, classification was based on the feeding strategy of immature stages, which are the most important when considering abundance and biomass. Earwigs were included in the category of predators, because of their predatory action in pear trees on psylla eggs. However, Formicidae, which interact with numerous beneficial, were classified as "other arthropods" because of their poorly understood role in crop protection. In total, 35 functional groups were used (table 6).

Abbrev. of FG	Taxonomic group	Family	Groupe
Carnivores			
Tpr	<i>Thysanoptera</i>	<i>Aeolothripidae</i>	Predatory thrips
Nev	<i>Neuroptera</i>	<i>Chrysopidae, Hemerobiidae, Coniopterygidae</i>	Neuroptera
Mpr	<i>Hemiptera</i>	<i>Miridae</i> (genus; <i>Campylomma, Deraeocoris, Heterotoma, Orthotylus, Phytocoris, Pilophorus, Atractotomus, Stenodema, Psallus</i>)	Predatory Miridae
Anth	-	<i>Anthocoridae</i>	Anthocoridae
Cepr	<i>Diptera</i>	<i>Cecidomyiidae</i> (genus <i>Aphidoletes</i>)	Predatory Cecidomyiidae
Bra pr	-	<i>Chamaemyiidae, Chloropisca notata</i> Meigen (<i>Chloropidae</i>) <i>Dolichopodidae, Empididae, Rhagionidae,</i>	Predatory Brachycera
Syr	-	<i>Syrphidae</i>	Syrphidae
Forf	<i>Dermaptera</i>	<i>Forficulidae</i>	Forficulidae
Cocc	<i>Coleoptera</i>	<i>Coccinellidae</i>	Coccinellidae
Cpr	-	<i>Cantharidae, Dasytidae, Malachiidae</i>	Predatory Coleopterera
Ara	Aranea	<i>Argiopidae, Clubionidae, Liocranidae, Lyniphiidae, Mimetidae, Oxyopodidae, Philodromidae, Salticidae, Sparassidae, Tetragnathidae, Theridiidae, Thomisidae,</i>	Aranea
Apr	Mites	<i>Anystidae, Bdellidae, Gamasidae, Phytoseiidae, Thrombidiidae</i>	Predatory mites
Cha	<i>Hymenoptera</i>	<i>Aphelinidae, Encyrtidae, Eulophiidae, Eupelmidae, Mymaridae, Perilampidae, Pteromalidae, Signiphoridae, Tetracampidae, Trichogrammatidae</i>	Chalcidoidea
Cyn	-	<i>Charipidae, Eucoilidae, Figitidae</i>	Cynipoidea
Scel	-	<i>Platygasteridae, Scelionidae</i>	Scelionidea
Diap	-	<i>Diapriidae</i>	Diaprioidea
Ic	-	<i>Braconidae, Ichneumonidae</i>	Ichneumonoidea
Herbivores			
Tp	<i>Thysanoptera</i>	<i>Phloeothripidae, Thripidae</i>	Phytophagous thrips
Lep	<i>Lepidoptera</i>	<i>Geometridae, Lithocollethidae, Nepticulidae, Noctuidae, Tortricidae</i>	Lepidoptera
Psi	<i>Hemiptera</i>	<i>Psyllidae</i>	Psylloidea
Aph	-	<i>Aphididae</i> (genus <i>Dysaphis</i>)	Aphids
Mp	-	<i>Exolygus pratensis, Calocoris sp.</i>	Phytophagous Miridae
Ale	-	<i>Aleurodidae</i>	Aleyrodidae
Coch	-	<i>Margarodidae</i>	Mealybug
Hemp	-	<i>Lygeidae, Pentatomidae, Tingitidae,</i>	Phytophagous bugs
Cicc	-	<i>Cercopidae, Cixiidae, Issidae, Membracidae</i>	Leafhoppers
Cp	<i>Diptera</i>	<i>Cecidomyiidae</i>	Phytophagous Cecidomyiidae
Ap	Mites	<i>Tenuipalpidae, Tetranychidae, Tarsonemidae, Eriophyidae</i>	Phytophagous mites
Phlo	<i>Thysanoptera</i>	<i>Phloeothripidae</i>	Thrips
Scavenger, Ants and other arthropods			
Psok	<i>Psocoptera</i>	<i>Psocidae</i>	Psocids
Four	<i>Hymenoptera</i>	<i>Formicidae</i>	Ants
Vs	<i>Diptera</i>	<i>Chironomidae, Sciaridae, Simuliidae</i>	Tourists
Col	Collembola	<i>Entomobryidae.</i>	Springtails
Adet	Mites	<i>Oribatidae, Tydeidae</i>	Scavenger mites
Ind		<i>Ceratopogonidae, Drosophilidae, Mycetophilidae</i>	Other

Tableau 6 : Codes et composition des groupes fonctionnels échantillonnés dans les 5 vergers et les haies / Codes and composition of functional groups (FGs) sampled in the five orchards and their hedgerows.

2.3 Data analysis

Multivariate analyses were used to enable the simultaneous study of complex relationships among species and between species and their environment. In CCA, the significance of a particular environmental variable can be assessed by Monte Carlo testing of the axis associated with that variable, using the axis eigenvalue as the test statistic [Ter Braak and Prentice, 1987]. Monte Carlo permutations were calculated (full model of 1000 unrestricted permutations) to test for statistically significant differences between environmental variables and species composition.

Environmental variables relative to hedge management	codes	Variables relative to agricultural practices	codes	Descriptive population variables	codes
Orientation	OH	Insecticides	In	Shannon global diversity	H
Dist from hedge	DH	Fungicides	Fo	Diversity of beneficials	HA
Height of hedge	HH	Cutting	Fa	Diversity of phytophagous	HP
Thickness	EH	Fertilisation	Fe	Shannon equitability	E
% length	LH	General Leclerc	GAL	Equitability of beneficials	EA
Position of hedge	PH	Guyot	GUY	Equitability of phytophagous	EA
Stream	RH	Cascade	CAS	Global richness	S
<i>Laurus nobilis</i> L.	lau	Organic farming	LB	Richness of beneficials	SA
<i>Coryllus avellana</i> L.	noi	Integrated Pest Management	PI	Richness of phytophagous	SP
<i>Viburnum tinus</i> L.	lau t	No treatment	ST	Global population	TN
<i>Ligustrum japonicum</i> L.	tro	Bio insecticides	BI	Population of beneficials	TA
<i>Cercis siliquastrum</i> L.	adj			Population of phytophagous	TP
<i>Cornus sanguinea</i> L.	cor				
<i>Arbustus unedo</i> L.	arb				
<i>Fraxinus exelsior</i> L.	fre				
<i>Sambucus nigra</i> L.	sur				
<i>Carpinus betulus</i> L.	cha				
<i>Salix matsudana</i> Koidzumi	sam				
<i>Rhamnus alaternus</i> L.	ala				

Tableau 7 : Noms et codes des variables associés aux haies et aux pratiques culturales utilisées pour l'ACCp / Names and codes for environmental variables relating to hedge management and farming practices used for pCCA data analysis. The last two columns show the name and code for descriptive population variables used in univariate analysis.

A partial canonical correspondence analysis pCCA was used to determine: i) the relationship between the arthropod community sampled and a set of environmental variables relative to hedge management once the impact of certain variables concerning farming

practices had been statistically removed, (annexe 1); ii) the relationship between the arthropod community sampled and variables relative to farming practices (annexe 2), once the impact of environmental variables concerning hedge management had been statistically removed. This procedure is described by Jeanneret [Jeanneret, Schupbach et al., 1999 ; Jeanneret, 2000]. The different environmental variables, and the codes employed, are shown in table 7. In order to prevent the arthropods caught in large numbers from excessively influencing ordination, faunal counts were square-root transformed.

Biodiversity was also analysed by classic indices, like the Shannon-Weaver index (H), Evenness (E) which was calculated as Shannon's diversity index scaled by the total number of species [Pielou, 1975], Richness \mathcal{R} and Mean frequency (T). We used Kruskal-Wallis tests to detect differences in Shannon diversity, Evenness, species richness and total insect abundance among the orchards, hedges and inside orchards [Hughes, Daily G.C. et al., 2000].

3 RESULTS

In total, 17,809 arthropods were counted from the five sites on the 17 sampling dates of the study during 2003, and allocated to one of 104 families: 33 phytophagous, 50 beneficials and 21 other arthropods. All fauna were classified in 35 functional groups, as shown in table 6.

3.1 Relative effect of habitat type and farming practices on the composition populations

Canonical correspondence (CCA) analysis demonstrated a significant relationship between the composition of arthropod communities and environmental variables ($P > 0.001$). Partial CCA showed that environmental variables explained 28.7% of the variance in the arthropod community, among which 2.2 % explained variables related to the hedge, 12.4 % by those related to farming practices and 14.1 % by the common effect of all environmental variables. A triplot of the arthropod community, sample orchards and environmental variables is shown in figure 16. Axes 1 and 2 accounted for 89.9% of the species-environment relationship, and 25.8% of the total variation explained. Axis 1 accounted for 63.2% of the total variance and axis 2 explained 26.7%. Axis 1 was strongly correlated in its positive portion with the organic orchard (AB), with two key pests in the pear orchard *Dysaphis pyri*

(L.) (Hemiptera: Aphididae) (Aph) and *C. pyri* (Psi) and with their predators *A. nemoralis* (Anth) and Coccinellidae (Cocc). The negative portion of axis 1 was correlated with conventionally managed orchards (IPM 1, 2, 3) and with a population of arthropods (other arthropods [Ind] and phytophagous bugs [Hemp]). Axis 2 opposed the experimental, untreated orchard (Vexp) with the four other orchards, and could be interpreted as an indicator of the intensity of plant protection. It was particularly strongly correlated in its positive portion with the experimental orchard (Vexp) and with the majority of the arthropod community. In its negative portion, axis 2 was correlated with conventional (PI) and organic (AB) orchards.

3.1.1 Study of descriptive population variables

3.1.1.1 In the Orchards

Significant differences in the size and structure of arthropod populations were detected between the different orchards, some of which could be related to the characteristics of farming practices (pest control management) or the plant environment (botanical richness). The experimental orchard (Vexp), managed without any pesticides, was characterised by a population of generalist predators (earwigs, spiders, mites) and numerous scavenging arthropods.

This orchard had higher scores for seven of the twelve variables calculated (Shannon index [H], richness variable [S], beneficial richness [SA], phytophagous richness [SP], population [TN], beneficial population [TA], phytophagous population [TP] than other orchards (table 8). Total abundance (TN) and species richness (S) were significantly different ($H = 11.708$, $df = 4$, $p = 0.019$), and ($H = 11.427$, $df = 4$, $p = 0.021$) between Vexp and IPM orchards. The organic orchard (AB) had large populations of *C. pyri* and *D. pyri* that were controlled by specialist predators, Coccinellidae and Anthocoridae. *A. nemoralis* mainly remained in the bushy stratum and the large numbers sampled were associated with the presence of its prey; as were Coccinellidae. The richness variable (S) for this orchard was significantly higher than IPM orchards ($H = 9$, $df = 4$, $p = 0.029$), none of the orchards were significantly different regarding Shannon index (Kruskal-Wallis $H = 1.967$, $df = 4$, $p = 0.741$) and Evenness ($H = 1.281$, $df = 4$, $p = 0.757$).

3.1.1.2 In the Hedges

The Vexp hedge had higher scores for the all descriptive population variables except for the variables [HA, EA], which were higher in the AB mixed hedge and the variable [EP], which was higher in the IPM 2 and IPM 3 mixed hedge (table 8). Furthermore, the diversity (HA) of beneficials in the integrated protection orchards IPM 1 to 3 was lower in the hedges (table 9) than in the orchards (table 10).

Orchard's descriptive population variables

name	H	HA	HP	E	EA	EP
Vexp	3,5 +/-0,24 a	2,93 +/-0,25 ab	0,43 +/-1 a	0,62 +/-0,03 a	0,67 +/-0,07 a	0,254 +/-0,12 ab
AB	1,88 +/-0,33 b	3,31 +/-0,06 a	0,16 +/-0,07 a	0,37 +/-0,06 a	0,86 +/-0,03 a	0,05 +/-0,02 b
IPM 1	2,76 +/-0,11ab	3,01 +/-0,17 ab	0,32 +/-0,13 a	0,62 +/-0,03 a	0,9 +/-0,06 a	0,15 +/-0,07 b
IPM 2	2,83 +/-0,88 ab	2,54 +/-0,78 b	0,53 +/-0,86 a	0,72 +/-0,3 a	0,71 +/-0,29 a	0,29 +/-0,13 ab
IPM 3	0,25 +/-2,79 ab	2,61 +/-0,41 b	0,5 +/-0,75 a	0,65 +/-0,06 a	0,86 +/-0,01 a	0,31 +/-0,19 a
name	S	SA	SP	TN	TA	TP
Vexp	50,67 +/-3,21 a	20,33 +/-2,08 a	17,67 +/-3,21 a	1323,3 +/-376,2 a	185,6 +/-49,6 a	726,6 +/-246,24 a
AB	33 +/-1,73 b	14,33 +/-0,58 ab	10,33 +/-2,08 b	1430,6 +/-166,6 b	53,33 +/-3,21 b	1226 +/-153,66 b
IPM 1	22,33 +/-1,15 c	10,33 +/-0,58 bc	4,33 +/-0,58 b	267 +/-3,46 b	24,67 +/-2,31 b	145,67 +/-14,98 b
IPM 2	19,67 +/-9,29 c	12,33 +/-7,57 b	7,33 +/-2,31 b	292,67 +/-81,21 b	23,67 +/-10,07 b	1226 +/-153,66 b
IPM 3	20 +/-1 c	8,33 +/-2,52 c	5,33 +/-2,31 b	315 +/-66,14 b	19,33 +/-7,51 b	188 +/-93,64 b

Tableau 8 : Moyennes et erreurs standards des différentes variables, descriptives de peuplement, mesurées sur les communautés échantillonnées dans les 5 vergers / Means and standard deviations of different descriptive population variables measured in communities sampled in five pear orchards in southern France

3.1.1.3 In the three sectors in orchards

The influence of hedges on the environment of an orchard was studied indirectly by analysing differences in the populations at different distances from the hedge.

Hedges descriptive population variables

name	H	HA	HP	E	EA	EP
Vexp	4,315	3,385	1,707	0,737	0,748	0,389
AB	4,021	3,457	0,968	0,720	0,775	0,262
IPM 1 & 2	3,724	1,789	0,776	0,705	0,429	0,216
IPM 3	2,981	1,845	1,975	0,650	0,615	0,623
name	S	SA	SP	TN	TA	TP
VXep	58	23	21	1229	333	420
AB	48	22	13	669	227	139
IPM 1 & 2	39	18	12	435	163	143
IPM 3	24	8	9	278	55	52

Tableau 9 : Valeurs de l'indice de Shannon, de l'équitabilité, de la richesse et des effectifs moyens mesurés dans la communauté des haies / Shannon's Diversity, Evenness, Richness and mean populations measured in communities sampled in hedges bordering pear orchards in southern France

The variables descriptive of population calculated on the arthropod community sampled in the three sectors of the orchards did not demonstrate any differences that could support the hypothesis of a hedge effect (table 8).

There was no significant difference among the orchard sectors for Shannon index (Kruskal-Wallis $H = 0.03$, $df = 2$, $p = 0.985$), Evenness ($H = 0.037$, $df = 2$, $p = 0.981$), abundance ($H = 0.11$, $df = 2$, $p = 0.946$), species richness ($H = 0.07$, $df = 2$, $p = 0.962$).

orchards sectors	H	HA	HP	E	EA	EP
sector 1	2,49 +/-0,58 b	3,03 +/-0,3 a	0,69 +/-0,5 a	0,51 +/-0,11 b	0,84 +/- 0,1 a	0,25 +/- 0,16 a
sector 2	2,78 +/-0,81 b	2,84 +/-0,38 a	0,52 +/-0,55 a	0,58 +/-0,17 ab	0,76 +/- 0,11 a	0,16 +/- 0,15 a
sector 3	2,98 +/-0,58 b	2,75 +/-0,66 a	0,62 +/-0,42 a	0,68 +/- 0,2 ab	0,74 +/- 0,2 ab	0,21 +/- 0,12 a
orchards rows	S	S	SP	TN	T	TP
sector 1	30,4 +/-10,71 b	12,8 +/-3,27 b	8,2 +/-4,49 b	704 +/-572,97 a	51 +/-47,52 b	443,6 +/-534,49 ab
sector 2	30 +/-13,17 b	12,8 +/-5,63 b	9,6 +/-6,18 b	771 +/-681,01 a	62,4 +/-77,09 b	555,6 +/-533,1 a
sector 3	27 +/-16,65 b	15 +/-7,17 ab	9,2 +/-6,26 b	702,2 +/-599,80 a	70,6 +/-88,95 b	415,6 +/-445,71 ab

Tableau 10 : Moyennes et erreurs standards des variables descriptives du peuplement mesurés dans les différents secteurs du verger / dans Means and standard deviations for different community variables in the three sectors of pear orchards.

Only the linear regression analysis performed on the global diversity variable for the Vexp orchard showed that the diversity index displayed a downwards trend between the hedge and the orchard, dependent on distance from the hedge (Vexp orchard $R^2 = 0.94$, $F = 63$, $P < 0.05$).

For Table 6, 7, 8

Shannon index measured on the total community (H), on beneficial (HA), on phytophagous (HP).

Shannon Evenness index of the total community (E), beneficial (EA), phytophagous (EP).

Richness of : total community (S), beneficial (SA), phytophagous arthropods (SP).

Densities of : total population (T), beneficial (TA), phytophagous arthropods (TP).

3.1.1.4 Between hedges and the orchard sectors.

In three orchards (Vexp, AB, IPM1), global diversity (H) in hedges was greater (Kruskal-Wallis $H = 6.5$, $df = 3$, $p = 0.039$), than that found in the corresponding orchards. However for the three IPM orchards, the beneficial diversity measured in their respective

hedges (variable HA) was lower than (HA) measured in the orchards (table 8), (Kruskal-Wallis $H = 7.815$, $df = 3$, $p = 0.01$). The population of phytophagous arthropods (variable TP, table 8) were larger in orchards than in their respective hedges (TP, table 9), this result being the reverse for beneficial populations, (variable TA) (Kruskal-Wallis $H = 10.48$, $df = 4$, $p = 0.033$). The richness of arthropods in hedges (variables S, SA, SP, table 9) was greater than that found in orchards (variables S, SA, SP, table 8) (Kruskal-Wallis $H = 14.06$, $df = 3$, $p = 0.003$).

4 DISCUSSION

As early as 1981, Forman emphasised the relationship between the structure of a space and the spatial distribution of species. Thereafter, and until now, the effects of plant components bordering crops (hedge, riverain woodland, summer crop) on populations in crops have been studied by numerous authors [Marshall and Moonen, 2002 ; Gurr, Wratten et al., 2003]. In pear orchards, arthropod populations can be influenced equally by different variables, e.g. the variety or the orchards themselves: arthropod population growth differs as a function of tree age and as a function of management types, the principal component being tree health protection [Simon, 1999].

Our results point to two primary conclusions. First, farming practices and plant health protection variables affect the site directly and are the most important ones on arthropod populations rather than environmental plant diversity. This is consistent with other studies on the management effect of cultivated fields on spider [Dennis, Young et al., 2001]. This suggests that farming practices and plant health protection homogenize environmental conditions allowing similarities in populations, and creating the site effect observed. Second, because the arthropod populations analysed within three sectors in the orchards, more or less distant from the hedge, through biocenotic indices did not demonstrate any differences, the effects of hedges and wooded strip populations on crop populations, were not demonstrated in this study.

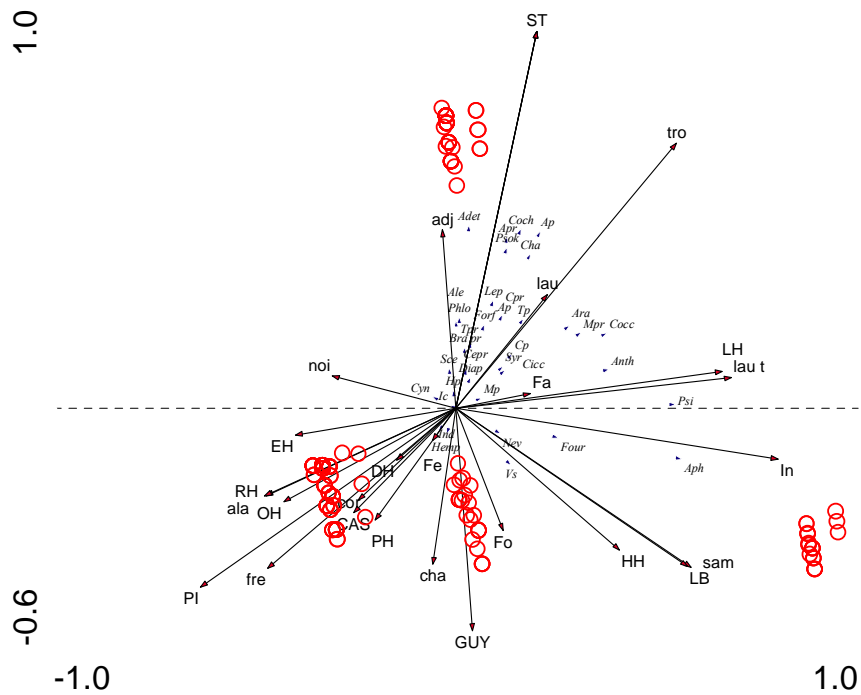


Figure 16 : Représentation sur le plan factoriel, défini par les deux premiers axes, de la communauté d'arthropodes, des sites et des variables / Triplot of the arthropod community, sample plots (o) and total variables.

The different groups studied here demonstrated distinctive distributions as a function of different orchards, but no “hedge” effect on their populations seemed to emerge from this work. The variability in these distributions cannot be explained by the immediate environment of the orchards but by the differences in farming practices.

Independently from a site effect and from differences in the composition of populations in orchards, we found that predator diversity and evenness were lower in hedges bordering IPM orchards than in the orchards. Farming practices and insecticides profoundly modified populations in orchards and their environment. Hedges close to crops are susceptible to the pesticides applied in orchards and to the drift of insecticides [Carlsen, Spliid et al., 2006] which can have a major effect on their populations. These results enhanced current knowledge of the unintentional effects of the synthetic pesticides used in fruit arboriculture.

The impact of plant environment on the composition and structure of pest communities in orchards is generating increasing interest [Schweiger, Maelfait et al., 2005]. A subject of much debate is the hypothesis that hedges have a role to play in pest control, but this is still poorly understood. Future experiments need to be performed in experimental orchards so that the problems encountered in analysing results linked to pesticide use can be avoided. Tree by tree monitoring in an orchard would enable precise mapping of the distribution of population richness and density, so that we can clarify the origin of the species found in an orchard. Are these population distributions random or aggregated? And are there border effects which involve margins and hedgerows?

TRANSITION DU CHAPITRE I AU CHAPITRE II

L'étude du rôle fonctionnel des haies en milieu cultivé montre que l'impact des pratiques culturales et notamment les traitements phytosanitaires sont des éléments majeurs affectant le peuplement des vergers. L'impact des haies sur le peuplement des vergers est particulièrement faible dans ces vergers et n'explique que 2% de la variabilité totale du peuplement.

Ce constat est à nuancer car le verger conduit en agriculture biologique est moins affecté par l'incidence des traitements qui pour autant ne sont pas anodins vis-à-vis de la faune auxiliaire.

Pour mieux comprendre l'impact d'une haie sur la distribution des populations d'arthropodes auxiliaires l'étude suivante est réalisée sur une parcelle expérimentale sans traitement chimique. Comme il est difficile de multiplier ce genre de site, l'étude est suivie sur trois années consécutives et doit permettre de mieux cerner le processus de dispersion de la faune auxiliaire par rapport à la distance à la haie.

CHAPITRE II

Hedgerow effects the distribution of beneficial arthropods in a pear orchard in South-eastern France

Jean-François Debras, Rachid Senoussi, René Rieux, Elise Buisson and Thierry Dutoit

Article in press in BioControl

Chapitre 2: Hedgerow effects on the distribution of beneficial arthropods in a pear orchard in South-eastern France.

Abstract : Farming intensification in recent decades has led to an alarming level of degradation and loss of wildlife and its habitat as hedgerows. The relationship between biodiversity and ecosystem functioning has emerged as a central issue in ecological sciences, but the situation regarding hedgerow function as a potential source of biological control agents against agricultural pests remains poorly understood. The aim of this study was to evaluate the Biocontrol potential of the mixed hedge on the distribution of the pest psylla, *Cacopsylla pyri* (L.) (Hemiptera: Psyllidae) in a pear orchard (*Pyrus communis* L.). Arthropod communities were sampled in the orchard and an adjacent mixed hedgerow over three consecutive years (1999 - 2001). We measured the diversity of the arthropod community in the hedge and in the orchard at increasing distances from the hedge using Shannon's classic index of entropy, and the Hellinger distance to highlight dissimilarities between population distributions. Our results showed a convergence between psylla predator populations in the orchard and in the hedgerow during psylla proliferation. There was a decreasing diversity gradient as distance from the hedge increased. Beneficial arthropod exchanges occurring between the mixed hedgerow and the pear orchard during the pest proliferation period suggest that field border management can be used in an integrated pest management aimed at reducing insecticide use.

Key words: Arthropod Community, Diversity and Similarity Indexes, Field Boundary, Hedges, Hemiptera: Psyllidae, Integrated Pest Management, Mixed Hedgerow.

1 INTRODUCTION

Since the early seventies, there has been an interest in hedgerows and several books and papers have been published on their ecological and historical aspects [Pollis, 1994 ; Joyce, 1998 ; Maudsley, 2000 ; Barr and Petit, 2001]. Today, their value is being re-discovered for enhancing the biological diversity of agroecosystems. Ecological studies on the relationships between crop plant environment and arthropod fauna have focused on the possibility to improve hedgerows as a mean of pest control [Russel, 1989 ; Burel, 1996 ; Fournier and Loreau, 2001 ; Kreiter, Tixier et al., 2002].

Most of these studies have concerned carabid beetles, which are active predators of soil fauna and which can act as environmental indicators. The studies demonstrated a growing relationship between the structural complexity of hedges and the specific diversity of their populations [Burel, 1989 ; Fournier and Loreau, 2002 ; Aviron, Burel et al., 2003]. These studies also showed that the stability of communities could be linked to species diversity [Tilman and Downing, 1994 ; Tilman, Lehman et al., 1998].

In the context of intensive agroecosystems, pest abundance may fluctuate considerably [Altieri, 1999]. It is now acknowledged that the intensification of agricultural production in combination with high agrochemical input on crop fields has resulted in a dramatic change in agricultural landscapes, with evidence that this is the cause for a decrease in biodiversity. These changes have resulted in a simplification of agricultural landscapes; expansion of agricultural land and the enlargement of field sizes have given rise to unstable systems that are correlated with a decline in habitats and resource diversity [Loreau, Naeem et al., 2001].

Maintaining plant diversity at the field margins (e.g. hedgerows) is thus thought to be advantageous for pest control [Grashof-Bokdam and Langevelde van, 2004]. Although hedges may disadvantage crops by harbouring potential pests [Jeanneret, 2000], weeds, and may compete with crops for water, light and nutrients [Brenner, Jarvis et al., 1995 ; Brenner, 1996 ; Cleugh, Miller et al., 1998 ; Nuberg, 1998], hedgerows can also be a source of natural enemies which may be able to regulate pest outbreaks [Thomas and Marshall, 1999 ; Horton and Lewis, 2000]. Hedges can also act as reservoirs of biodiversity which strengthen

populations of beneficial insects at the field margins [Forman and Baudry, 1984 ; Duelli, Studer et al., 1990 ; Dennis and Fry, 1992 ; Bugg and Waddington, 1994 ; Zangger, Lys et al., 1994 ; Cortesero, Stapel et al., 2000] [Pollard and Holland, 2006].

Gathering knowledge on the interactions which exist between species populating hedges now constitutes a challenge in order to improve the biological control of crop pests through natural predation by beneficials [Baudry and Burel, 1982]. For this reason, several crop management approaches have been suggested [Parfait and Jarry, 1987], including planting mixed hedges to conserve biodiversity and thus acting to promote pest control method [Landis, Wratten et al., 2000]. One hypothesis concerning their efficacy is that the larger the number of beneficial harboured by hedges, the greater the increase in their ability to regulate crop pests [Naeem and Li, 1997].

If this hypothesis was confirmed, mixed hedges could be used to regulate insect pest populations in agroecosystems. In orchards, numerous crop pests have developed resistance to insecticides and new control strategies have to be found. This is particularly true for pear orchards, *Pyrus communis* (L.) where crop pest pressure by codling moth, *Cydia pomonella* (L.) and pear psylla, *C. pyri* is increasing. In this crop, the importance of beneficial insects in control *C. pyri* has been demonstrated by the existence of significant correlations between *C. pyri* spring populations and the diversity of beneficials [Simon, 1999 ; Shaltiel and Coll, 2004]. With respect to intensive pear orchards in South-eastern France, testing the hypothesis that mixed hedges bordering orchards provide a pool of beneficials that can act to disseminate into orchards and thus regulate infestations of pests, such as *C. pyri*, could prove very valuable for managing orchards using an integrated fruit production system.

The present study falls within this stream of research, but is novel in that it takes into account all fauna in order to attempt to understand how hedges function. It is assumed that some natural enemies rely on hedges for resources not provided within the crop, such as alternative prey or hosts and sites for mating [Letourneau, 1998]. If natural enemies are indeed dispersing into orchards from hedges, we expect (i) the number or diversity of these arthropods to be higher in the section of the orchard adjacent to the hedge, and to decline as distance from the mixed hedge increases, (ii) the increase in the diversity of natural enemies

in the orchard to be linked with pest proliferation periods. Investigations were conducted to examine:

1. The composition and structure of arthropod communities in a pear orchard in southern France,
2. The influence of a mixed hedge on the number and diversity of beneficial insects in the orchard by quantifying relationships between beneficial communities and those of pear psylla, as a function of distance from the hedge.

The results are discussed in a context of integrated pest management.

2 MATERIAL ET METHODS

2.1 Description of the pear orchard and surrounding hedgerows

The mixed hedgerow and orchard we sampled from 1999 to 2001 were located in the Mediterranean region of France, on the INRA experimental farm in Avignon (4° 52' N, 43° 55' E). Both were planted in 1985. The orchard was 0.5 ha, comprising 210 pear trees (*Pyrus communis*), cv. Général Leclerc on *BA 29*, pollinated by cv William. The trees were planted in ten rows of 21 trees with grass inter-rows that were mown regularly (figure 17). Sprinkler irrigation was applied during the spring and summer, and an integrated pest management (IPM) strategy based on Carpovirusine was employed against codling moth.

The cultivar Général Leclerc has a high level of susceptibility to pear psylla, but chemical treatments for this pest have been eliminated in the orchard since 1997 because of evidence of their negative impact on both orchard and hedgerow arthropod populations [Debras, Torre et al., 2006]. Two hedges bordered the orchard to the south and north. The northern hedge comprised a mixed plantation, 10 m high and 4 m wide, while the southern hedge comprised *Cupressus sempervirens* (L.) (Cupressaceae), 5 m high and 1 m wide.

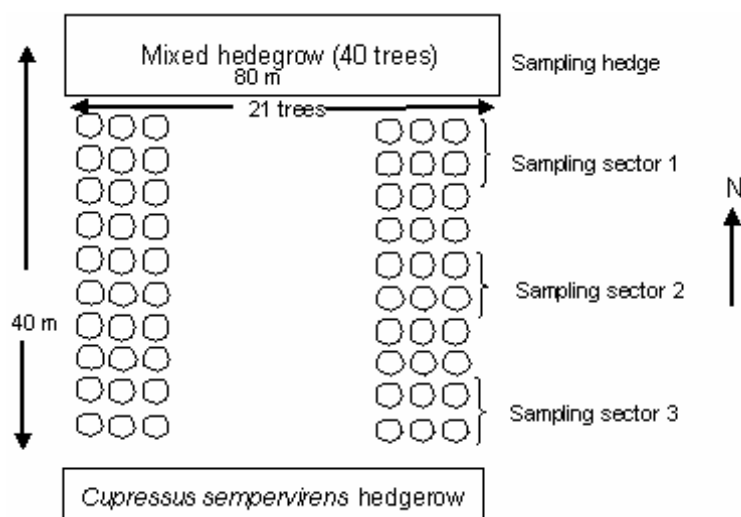


Figure 17 : Représentation schématique de la stratégie d'échantillonnage / Lay out and sampling strategy of the pear orchard plot.

2.2 Characterisation of hedgerow flora

The mixed hedgerow was made up of ten species: *Viburnum tinus* (L.) (Caprifoliaceae), *Laurus nobilis* (L.) (Lauraceae), *Arbutus unedo* (L.) (Ericaceae), *Cercis siliquastrum* (L.) (Caesalpinioideae), *Sambucus nigra* (L.) (Caprifoliaceae), *Fraxinus excelsior* (L.) (Oleaceae), *Hedera helix* (L.) (Araliaceae), *Ligustrum japonicum* (L.) (Oleaceae), *Coryllus avellana* (L.) (Corylaceae), and *Tilia platyphyllos* Scopoli (Tiliaceae). These tree species were chosen for their abilities to attract beneficial organisms in the autumn, shelter them over winter [Rieux, Simon et al., 1999], provide them with alternative prey in early spring when pest prey populations are low [Jervis and Kidd, 1996] and to encourage their dissemination into the orchard [van Emden, 1963]. These tree species harbour only specific pests which present no threat to pear trees, for example *Sambucus nigra* and its aphid *Aphis sambucci* (L.) (Hemiptera: Aphididae). In return, they are attractive to a broad range of general and specific beneficials such as *Anthocoris nemoralis* (Fabricius) (Hemiptera: Anthocoridae), and generalists such as many Heteroptera and Neuroptera, etc., which can actively control general pest populations and particularly those of *C. pyri* [Erler, 2004].

2.3 Sampling of arthropods

For sampling, the orchard was divided into three sectors (Figure 1), each consisting of two rows of trees and occurring at successively greater distances from the mixed hedge: sector 1, 2 and 3 were located 7 m, 22 m and 37 m, respectively from the mixed hedge. Fauvel's funnel method [Fauvel, Rambier et al., 1981] was used for canopy sampling of both orchard and hedgerow trees.

The branches were hit with a stick and the fauna falling into a 25 cm diameter funnel held beneath the branches 1.8 m from the ground was collected in a tube containing 70% alcohol. The hedge and orchard sectors were sampled twice a month, from early spring to the middle of november. One branch was randomly selected from 40 trees from the hedge and each of the orchard sectors.

All arthropods collected were brought to the laboratory for taxonomic identification. For identification at the family level, a key was used [Delvare and Aberlenc, 1989], with traditional classification being kept for the systematic designation of arthropod orders. With respect to Hemiptera, we took into account the publications of Sorensen et al. [Sorensen, Campbell et al., 1995], which invalidated the Homoptera order. Where necessary, specimens were identified at species level in order to determine their trophic affiliation: predators, phytophages or scavengers. For taxa where shifts occur between trophic levels during their development, classification was based on the feeding strategy of immature stages, the most important with respect to abundance.

Arthropods were then assigned into one of three different groups: Phytophagous, Beneficials (divided into two groups in this study: predatory arthropods and parasitoids), and 'Other' arthropods (tourist and scavenger arthropods). The 'beneficial' community was studied either in a global way or by considering the 'predatory' community. Earwigs (Dermaptera) were included in the category of predators, because in pear orchards, they eat psylla eggs. However, Formicidae, which interact with numerous beneficials, were classified as "other arthropods" because of their poorly understood role in crop protection [Way and Khoo, 1992].

2.4 Data analysis

Shannon-Weaver index of diversity (H') and Hellinger's distance [Gibbs and Su, 2002], which take account of both species diversity and their respective populations, were used to test two nested hypotheses:

Hypothesis 1: Is the diversity of beneficial organisms declining from the hedge towards the orchard ?

Hypothesis 2: If a decline from the hedge is observed, is it in relation with the proliferation of the major pest of the orchard and is it localised in time?

Biodiversity was also analysed by classic indices: Evenness (E), which was calculated as Shannon-Weaver's diversity index scaled by the total number of species or Richness (R) [Pielou, 1975], and frequency (total number of arthropods (T).

2.5 Shannon-Weaver's entropy

The Shannon-Weaver index measured the diversity of a community [beneficial (predatory arthropods + parasitoids), predatory and phytophagous arthropods). It is well suited to the comparative study of populations where the number and abundance of species varies considerably [Baudry and Burel, 1982]. Shannon-Weaver's index, and the mean or variance, are characteristic of the distribution of populations in a community. It is possible to compare Shannon-Weaver's indices between two populations, although, as with a mean or a variance, populations in a community may be distributed in a very different way even though the index reveals the same value.

2.6 Hellinger's distance or divergence:

Hellinger's distance measures the taxon to taxon distance between the hedgerow beneficial community (A) and the orchard beneficial community (B). It was defined for the two communities using the following formula,

$$Hell(A, B) = \left(\frac{1}{2} \left(\sum_{i=1}^k \left(\sqrt{fr_{(i,A)}} - \sqrt{fr_{(i,B)}} \right) \right)^2 \right)^{\frac{1}{2}}$$

where $f_{r(i,A)}$ and $f_{r(i,B)}$ are the frequencies in communities A and B of taxon i [Gibbs and Su, 2002]. This distance ranges from 0 to 1, and is null when the populations are similar (in terms of taxa and density). In order to estimate an order of proximities for these distances, reference was made to the mean Hellinger distances from the mixed hedge over three years. The null distance of the distribution of the *C. pyri* beneficials between the mixed hedge and the orchard with regard to the average of three years is 0.4, that means, for Hellinger index measured in the orchard $I_h = 0.4$ the two communities (hedge and orchard) would be similar.

2.7 Analysis of variance

Since years cannot be considered to be truly independent replicates they were considered as blocks. To examine the differences of mixed hedge and orchard sectors on biodiversity, variables were summarized by: Diversity (Shannon-Weaver index), Evenness (E), Richness (R), total number of insects caught (T), populations of psylla and ratios of predator/prey populations (spiders/psylla, predators/psylla, parasitoids/psylla, total beneficials/psylla), a two way analysis of variance was performed using hedge/orchard sectors and years as factors and biodiversity variables as dependent variables, followed by *post hoc* tests (Fisher's PLSD test) when appropriate for multiple pairwise comparisons within mixed hedge, orchard sector 1, orchard sector 2 and orchard sector 3. Evenness was calculated as Shannon's diversity index scaled by the total number of species [Pielou, 1975].

2.8 Randomisation methods

In order to study the temporal and spatial variations of diversity at each sampling date, the presence of a decreasing spatial gradient of diversity from the hedgerow towards the orchard was tested by calculating a statistic based on successive positive increases (Manly, 1991). This monotonic statistic was defined at each date by $\Delta_t = \sum_{j=2}^4 (H_{(j)} - H_{(j-1)})^+$ where $H_{(j)}$ is the Shannon-Weaver index for sector j and $(H_{(j)} - H_{(j-1)})^+ = 0$ if the difference is negative, or $(H_{(j)} - H_{(j-1)})^+ = H_{(j)} - H_{(j-1)}$ if this difference is positive. The test associated with this statistic is based on a permutation of index values for different sectors and performed for each date of observation.

3 RESULTS

The families identified from the hedgerow and orchard during the study are listed in table 11. In the mixed hedge, phytophagous arthropods accounted for 19.5% of the total population, predators for 35.23% and parasitoids for 8.87%. Other arthropods represented 36.4% of populations in the hedgerow, and of these 24% were Tydeidae (scavenger acarids). In the orchard, phytophagous arthropods accounted for 56.52% of the total population, predators 13.63% and parasitoids 4.31%. Other arthropods represented 25.5 % of arthropods found in the orchard.

Number of individuals in :									
Families	Orchard		Mixed hedgerow		Families	Orchard		Mixed hedgerow	
	%	Mean	%	Mean		%	Mean	%	Mean
<i>Beneficials</i>					<i>Phytophagous</i>				
Phytoseidae	2.074	89	6.038	96.67	Aphididae	28.703	1231.67	2.436	39
Anthocoridae	1.616	69.33	1.145	18.33	Psyllidae	16.787	720.33	1.936	31
Philodromidae	1.212	52	1.686	27	Curculionidae	2.315	99.33	0.604	9.67
Forficulidae	1.033	44.33	1.124	18	Eryophyidae	2.261	97	2.228	35.67
Miridae	0.761	32.67	0.833	13.33	Thripidae	1.802	77.33	0.979	15.67
Clubionidae	0.598	25.67	0.812	13	Tetranychidae	0.878	37.67	1.978	31.67
Coccinellidae	0.59	25.33	1.666	26.67	Lecanidae	0.792	34	-	-
Hemisarcoptidae	0.567	24.33	0.958	15.33	Typhlocibidae	0.722	31	0.333	5.33
Anystidae	0.559	24	2.457	39.33	Diaspididae	0.505	21.67	1.291	20.67
Theridiidae	0.466	20	1.187	19	Cixiidae	0.412	17.67	0.75	12
Coniopterygidae	0.419	18	1.603	25.67	Tarsonemidae	0.35	15	0.312	5.67
Chrysopidae	0.404	17.33	0.354	5.67	Tenuipalpidae	0.202	8.67	0.187	3
Stigmaeidae	0.388	16.67	0.5	8	Lygaeidae	0.14	6	0.416	6.67
Salticidae	0.365	15.67	0.479	7.67	Aleurodidae	0.117	5	0.604	9.67
Thomisidae	0.334	14.33	0.604	9.67	Ficidae	0.117	5	1.145	18.33
Cecidomyiidae	0.326	14	0.812	13	Cecidomyiidae	0.101	4.33	-	-
Argiopidae	0.241	10.33	0.541	8.67	Jassidae	0.101	4.33	0.812	13
Empididae	0.241	10.33	2.144	34.33	Aphelinidae	0.093	4	-	-
Thrombidiidae	0.233	10	0.729	11.67	Pentatomidae	0.093	4	0.333	5.33
Linyphiidae	0.218	9.33	0.208	3.33	Cercopidae	0.054	2.33	0.271	4.33
Gamasidae	0.179	7.67	0.791	12.67	Nepticulidae	0.054	2.33	-	-
Chloropidae	0.101	4.33	2.956	47.33	Tephritidae	0.047	2	0.104	1.67
Cantharidae	0.101	4.33	0.042	0.67	Calliphoridae	0.039	1.67	-	-
Syrphidae	0.101	4.33	0.187	3	Arctiidae	0.031	1.33	-	-
Bdellidae	0.093	4	0.354	5	Geometridae	0.031	1.33	0.229	3.67
Aeolothripidae	0.093	4	0.167	2.67	Noctuidae	0.031	1.33	0.104	1.67
Osmylidae	0.078	3.33	-	-	Stratiomyidae	0.031	1.33	-	-
Dasytidae	0.047	2	-	-	Troctidae	0.031	1.33	-	-
Oxyopidae	0.039	1.67	-	-	Scolytidae	0.023	1	-	-
Dyctinidae	0.031	1.33	-	-	Pemphigidae	0.016	0.67	-	-
Chamaemyiidae	0.023	1	0.583	9.33	Pyralidae	0.016	0.67	-	-
Dolichopidae	0.023	1	0.312	5	Notodontidae	-	-	0.104	1.67
Sparassidae	0.016	0.67	0.104	1.67	Opomyzidae	-	-	0.229	3.67
Staphylinidae	0.016	0.67	0.229	3.67	Pemphigidae	-	-	0.125	2
Ulidiidae	0.016	0.67	-	-	Apionidae	-	-	0.187	3
Corylophidae	0.008	0.33	0.062	1	Bruchidae	-	-	0.208	3.33

Anyphaenidae	-	-	0.125	2	Phalacridae	-	-	0.125	2,00
Metidae	-	-	0.125	2	Tineidae	-	-	0.271	4.33
Gnaphosidae	-	-	0.271	4.33	Chrysomelidae	-	-	0.208	3.33
Nabidae	-	-	0.396	6.33	Coreidae	-	-	0.125	2
Osmylidae	-	-	0.333	5.33					
Hemerobiidae	-	-	1.437	23	<i>Other arthropods</i>				
Lebiidae	-	-	0.187	3	Tydeidae	13.952	598.67	24.839	397.67
Mantispidae	-	-	0.146	2.33	Formicidae	3.465	148.67	1.228	19.67
					Mycetophilidae	1.056	45.33	0.062	1
<i>Parasitoids</i>					Oribatidae	0.963	41.33	2.311	37
Scelionidae	1.297	55.67	2.811	45	Chironomidae	0.761	32.67	-	-
Mymaridae	0.621	26.67	0.354	5.67	Sciariidae	0.684	29.33	2.02	32.33
Aphelinidae	0.427	18.33	0.791	12.67	Psocidae	0.645	27.67	0.645	10.33
Torymidae	0.404	17.33	0.021	0.33	Stenopsocidae	0.606	26,00	0.562	9
Encyrtidae	0.334	14.33	0.354	5.67	Phoridae	0.513	22,00	-	-
Ceraphronidae	0.21	9	0.167	2.67	Simuliidae	0.412	17.67	0.083	1.33
Pteromalidae	0.202	8.67	0.229	3.67	Ectopsocidae	0.334	14.33	0.416	6.67
Signiphoridae	0.132	5.67	-	-	Baetidae	0.28	12,00	0.021	0.33
Sphécidae	0.117	5	0.021	0.33	Entomobryidae	0.233	10,00	0.354	5.67
Eulophidae	0.109	4.67	0.416	6.67	Troctidae	0.233	10,00	0.125	2
Platygasteridae	0.085	3.67	0.208	3.33	Trichopsocidae	0.194	8.33	0.708	11.33
Braconidae	0.078	3.33	1.457	23.33	Drosophilidae	0.085	3.67	-	-
Perilampidae	0.078	3.33	0.062	1	Diaspididae	0.078	3.33	-	-
Ichneumonidae	0.062	2.67	0.208	3.33	Lathridiidae	0.07	3,00	0.229	3.67
Charipidae	0.054	2.33	0.125	2	Ceratopogonidae	0.054	2.33	0.125	2
Diapriidae	0.047	2	0.625	10	Armadilidae	0.047	2,00	-	-
Megaspilidae	0.031	1.33	-	-	Apidae	0.008	0.33	-	-
Chalcididae	0.016	0.67	-	-	Sminthuridae	0.008	0.33	-	-
Tachinidae	0.008	0.33	0.042	0.67	Pentatomidae	0.008	0.33	-	-
Dryinidae	-	-	0.521	8.33	Anobiidae	-	-	0.042	0.67
Eurytomidae	-	-	0.125	2	Chironomidae	-	-	1.999	32,00
Trichogrammatidae	-	-	0.125	2	Psychodidae	-	-	0.146	2.33
Eucoilidae	-	-	0.104	1.67	Pyrrhocoridae	-	-	0.125	2
Serphidae	-	-	0.104	1.67	Tabanidae	-	-	0.021	0.33

Tableau 11 : Liste des familles identifiées lors de la campagne d'échantillonnage (1999- 2001) dans la parcelle expérimentale / List of families identified from sampled between 1999-2001 from the INRA orchard and an adjacent hedgerow (Avignon south-eastern France), and their frequency and mean number for each population.

The total number of taxa was lower in orchard sectors than in the mixed hedge. Between 52 to 60 taxa were found in the three orchard sectors and 87 were found in the hedge in 1999; in 2000, between 54 - 65 were found in orchard sectors and 107 in the hedge; and in 2000, and in 2001, between 67 - 80 were found in orchard sectors and 87 in the hedge. The mean number of beneficial taxa identified over three years was 46 in the mixed hedge, 33 in sector 1, 30.6 in sector 2 and 31 in sector 3. Most beneficials were spiders (Clubionidae, Philodromidae, Salticidae, Therididae and Thomisidae), predatory acarids (Thrombidiidae, Anystidae, Phytoseiidae), Hemiptera (Miridae and Anthocoridae), Neuroptera (Chrysopidae, Hemerobiidae and Coniopterygidae) and Coleoptera: Coccinellidae and Staphylinidae.

3.1 Shannon-Weaver's index

Shannon-Weaver index calculated on total fauna or on beneficial communities was significantly greater in the mixed hedge over the three years than in the orchard sectors respectively (F 3, 6 = 16.54, $P < 0.003$ and F 3, 6 = 43.36, $P < 0.0001$). Within the orchard, no significant differences were observed between the sectors (F 2, 4 = 0.85, $P < 0.491$) (table 12). However, when the predator fauna was considered, Shannon's index demonstrated not only a significant difference between the mixed hedge and the orchard, but also revealed a significant differences within the orchard between sector 1 and sector 3 (F 2, 4 = 13.38, $P < 0.017$) (table 12).

	1999		2000		2001	
Hedge	4.77	a	5.12	a	4.93	a
sector 1	4.07	b	4.38	b	3.51	b
sector 2	3.87	b	3.76	b	3.33	b
sector 3	3.97	b	3.81	b	3.38	b
Hedge	4.51	a	4.54	a	4.12	a
sector 1	4.02	b	3.89	b	3.52	b
sector 2	3.77	bc	3.75	b	3.66	b
sector 3	3.47	c	3.67	c	3.22	bc

Values followed by the same letter do not differ significantly at the 5% threshold (Fisher's PLSD test).

Tableau 12 : Valeurs de l'indices de Shannon calculés sur la communauté totale et celle des prédateurs échantillonnés Durant 3 ans dans la parcelle expérimentale / Shannon index calculated for the total community and predator community over three years in the INRA orchard

Restriction of the Shannon index, Evenness and Richness to the community of phytophagous arthropods revealed a significant difference between the hedge and the orchard (for Shannon index F 3, 6 = 18.08 $P < 0.002$; for Evenness F 3, 6 = 6.70, $P < 0.024$; for Richness F 3, 6 = 3.71, $P < 0.08$ (table 13). The monotonic statistic confirmed a significant decline in diversity (p -value < 0.05) with a temporal dimension linked to the maximum values of psylla population density (figure 18).

3.2 Hellinger's distance

For the three years, the Hellinger distance between the two communities was large at the beginning of the season, $I_h > 0.6$ (figure 19). A connection was observed between the time of *C. pyri* proliferation and the peaks of dissimilarity (Hellinger distance).

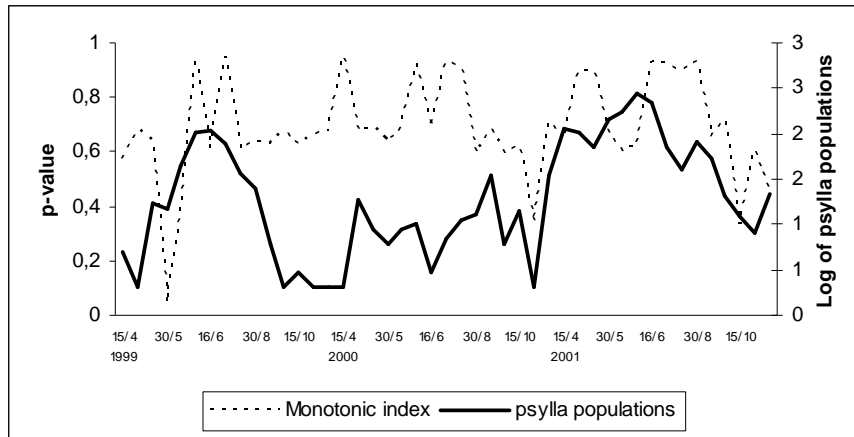


Figure 18 : Courbes des effectifs de *C. pyri* et de la variation de l'indice de monotonie (pointillé) / Juxtaposition of *C. pyri* population density from 1999-2001 with the variation of the monotonic statistic (dotted line). Monotonic statistic indicates a decreasing diversity gradient when going away from the hedgerow p-value <0.05)

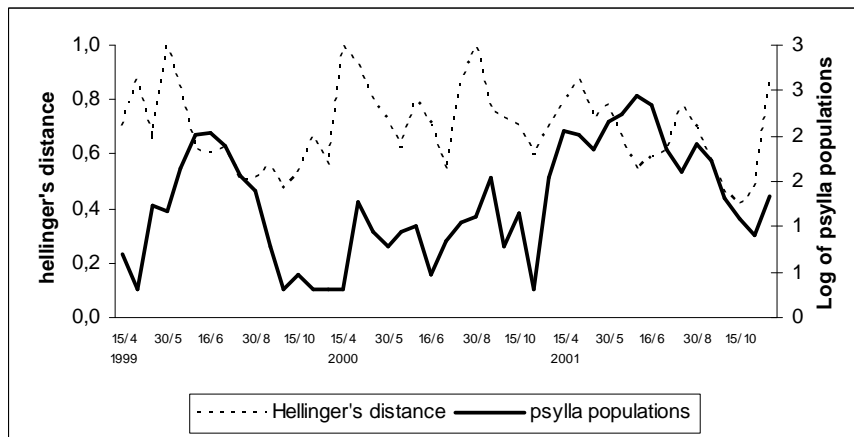


Figure 19 : Courbes des effectifs de *C. pyri* et de la variation de la distance d'Hellinger (pointillé) / Juxtaposition of *C. pyri* population density from 1999-2001 with the variation of the Hellinger index measured on the predator's community (dotted line). Hellinger index measured the (taxon to taxon) distance between hedge and orchard community

Hellinger distance reached low values at the time of proliferation of *C. pyri* $I_h < 0.6$, July 20th in 1999, July 28th in 2000 and May 15th in 2001 (figure 19).

The distance between the mixed hedge community and the orchard community increased during the summer period, when psylla numbers in the orchard were low, but decreased again in autumn, at a time when pest populations varied (figure 19). Within the orchard, the Hellinger index measured on predator communities varied between 0.41 - 1 for sector 1, 0.42 - 1 for sector 2 and 0.59 - 1 for sector 3.

3.3 ANOVA on descriptive population variables.

The results for Evenness measured on the total fauna or that restricted to beneficial arthropods did not reveal any significant difference between the hedge and the orchard ($F_{3,6} = 2.87, P < 0.12$ and $F_{3,6} = 1.42, P < 0.32$) (table 13).

Shanon index	Total Fauna		Beneficial	a	Predator		Phytophagous	
Hedge	4.94 ± 0.181	a	4.67 ± 0.11	a	4.39± 0.171	a	3.79 ± 0.28	a
sector 1	3.98 ± 0.402	b	4.21 ± 0.3	a	3.81± 0.210	b	2.48 ± 0.65	b
sector 2	3.65 ± 0.215	b	4.04 ± 0.21	a	3.73± 0.203	bc	2.01 ± 0.22	b
sector 3	3.72 ± 0.247	b	3.79 ± 0.42	a	3.46± 0.026	c	1.9 ± 0.35	b
Evenness								
Hedge	0.77 ± 0.03	a	0.84 ± 0.02	a	0.88 ± 0.04	a	0.78 ± 0.03	a
sector 1	0.67 ± 0.11	a	0.84 ± 0.03	a	0.84 ± 0.03	ab	0.58 ± 0.19	b
sector 2	0.64 ± 0.0	a	0.82 ± 0.04	a	0.82 ± 0.06	bc	0.48 ± 0.03	b
sector 3	0.65 ± 0.04	a	0.77 ± 0.07	a	0.79 ± 0.04	c	0.47 ± 0.11	b
Richness								
Hedge	93.67 ± 11.55	a	48.01 ± 6.08	a	33 ± 5.29	a	29 ± 4.58	a
sector 1	67.33 ± 18.15	b	33.33 ± 7.51	ab	25.67 ± 2.89	b	20.33 ± 5.13	b
sector 2	61.33 ± 8.14	b	30.67 ± 2.89	b	22.67 ± 3.21	b	18.67 ± 4.93	b
sector 3	60 ± 9.54	b	31.03 ± 5.00	b	22.67 ± 3.06	b	17.33 ± 3.06	b
Total number								
Hedge	1332.33 ± 59.37	a	471 ± 75.5	a	407 ± 85.16	a	365.33 ± 102.87	a
sector 1	1244.67 ± 1057.11	a	253.67 ± 182	b	172.33 ± 81.67	b	617.67 ± 182.67	a
sector 2	1403.33 ± 945.55	a	229.67 ± 120.03	b	213.33 ± 122.86	b	857.33 ± 677.21	a
sector 3	1290.33 ± 1110.2	a	230 ± 165.23	b	208.33 ± 156.72	b	779.33 ± 763.22	a

Values followed by the same letter do not differ significantly at the 5% threshold (Fisher's PLSD test).

Tableau 13 : Valeurs moyennes ± SD de l'indice de Shannon, équitabilité, richesse et effectifs mesurées sur la faune totale, celle des prédateurs, auxiliaires et phytophages, échantillonnées dans le verger expérimental et la haie / Three year mean ± SD of Shannon diversity, Evenness, Richness, and Frequencies calculated on the Total fauna, Predator, Beneficial and Phytophagous communities sampled in a pear (*Pyrus communis*) in Southern France and in the hedgerow bordering it, from 1999-2001

However, a significant difference was observed between the mixed hedge and the sectors in the orchard over the three years, concerning the Evenness of predators community, ($F_{3,6} = 97.76, P < 0.017$), with evenness decreasing with increasing distance from the hedge.

The evenness of phytophagous community was also significantly greater in the hedge than in the orchard for the three year period ($F_{3,6} = 6.70, P < 0.024$). The arthropod richness was significantly greater in the hedge than in the orchard: for total richness ($F_{3,6} = 5.53, P < 0.037$), for beneficial ($F_{3,6} = 6.83, P < 0.023$), for predators ($F_{3,6} = 7.43, P < 0.019$) and for phytophagous ($F_{3,6} = 3.71, P < 0.05$). Finally, total numbers reveals significant differences; there were more beneficials in the hedge than in the orchard ($F_{3,6} = 12.27, P < 0.006$) and more predators in the hedge than in the orchard over the three years: ($F_{3,6} = 15.16, P < 0.003$). There were no differences in the overall community or that of phytophagous arthropods between the mixed hedge or the orchard.

Year	Sector	IV/15	IV/28	V/15	V/30	VI/15	VI/16	VI/28	VII/30	VIII/14	VIII/30	IX/15	IX/30	X/15	X/28	XI/15
1999	sector 1	7	3	2	12	32	12	36	38	18	8	11	12	6	7	7
	sector 2	10	5	24	30	86	78	92	64	26	10	8	14	2	2	6
	sector 3	8	8	11	24	48	72	44	50	30	36	50	22	4	3	3
2000	sector 1	0	2	6	10	4	20	6	6	12	8	4	4	6	6	4
	sector 2	2	4	8	2	4	2	4	8	16	20	18	4	26	4	4
	sector 3	4	6	8	4	8	16	12	16	14	28	18	10	36	6	6
2001	sector 1	6	10	45	82	36	90	132	68	50	22	40	30	10	8	4
	sector 2	12	98	78	79	134	116	202	110	90	66	40	14	14	15	6
	sector 3	2	124	58	116	120	104	214	168	136	70	66	50	38	16	6

Tableau 14 : Effectifs de *C. pyri* pour chaque année et chaque secteur du verger experimental / Frequencies of *C. pyri* per year and sector at each sampling date (month/day)

3.4 ANOVA and ratios concerning psylla populations

Analysis of variance of the psylla populations each year revealed a significant difference between years. In a global way, 2001 was characterised by a higher density of psylla ($F_{2,4} = 25.43, P < 0.005$). For each year, psylla populations were significantly smaller in sector close to the mixed hedge than in the other sectors ($F_{2,4} = 21.69, P < 0.001$) (Table 3). The ratio between populations of spiders and psylla also revealed a significant difference:

it was smaller in sector 2 than in the other orchard sectors (F 2, 4= 7.810, P < 0.001). However, no significant difference was observed for the other groups (table 14, figure 20).

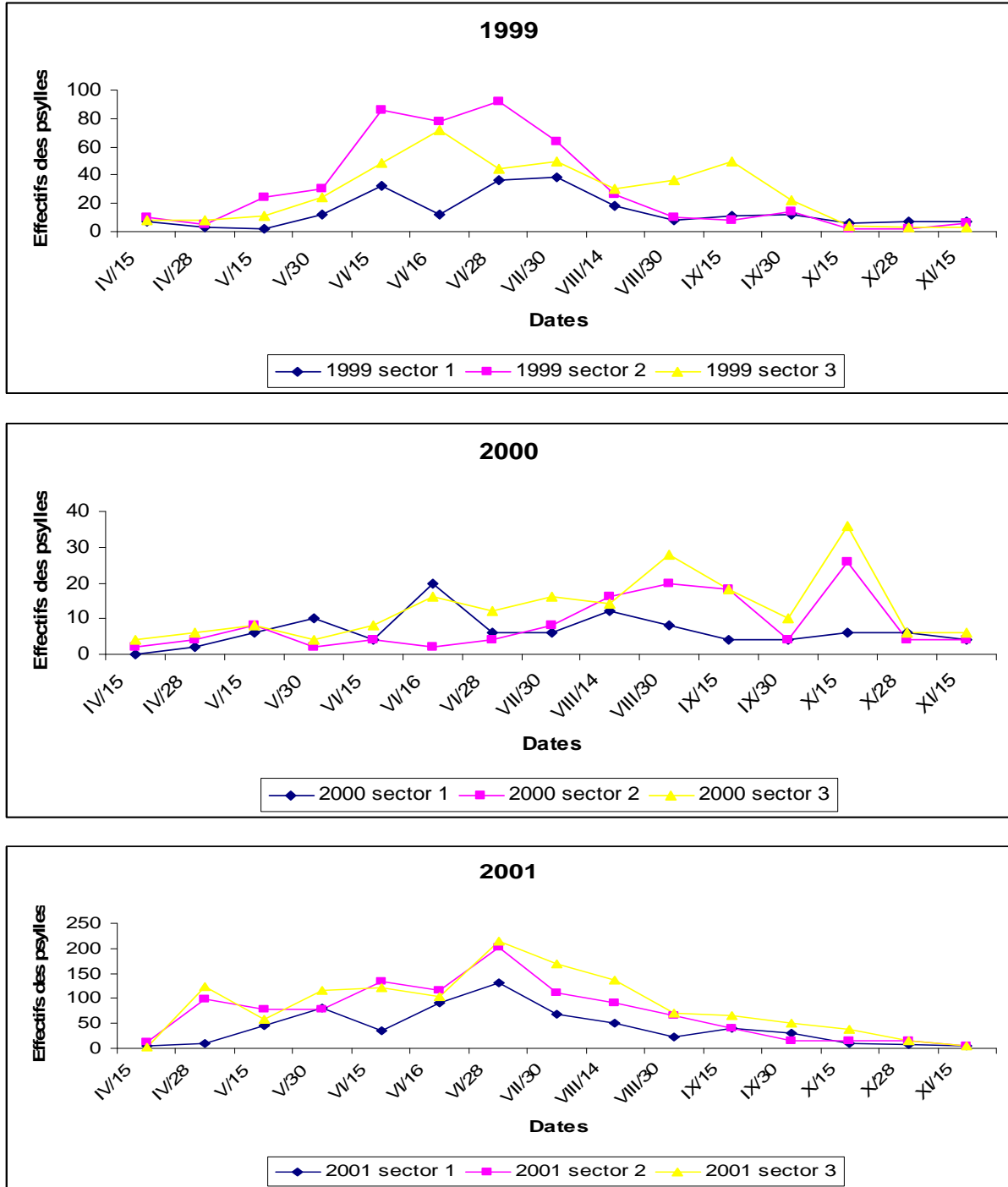


Figure 20 : Evolution des populations de psylles dans les différents secteurs du verger

4 DISCUSSION

Hedges are known to act as ecological compensation areas [Herzog, Dreier et al., 2005], as they can be sources of pest arthropods or natural enemies which can move into adjacent fields [Horton and Lewis, 2000 ; Jeanneret, 2000]. In our study, the pear orchard is bordered by a mixed hedgerow and a *C. sempervirens* one.

The *C. sempervirens* hedge is used as wind break for the adjacent next crop and was not sampled because, as a southern France wind break, it is managed in a precise way, with cutting before flowering and is therefore less attractive to pollen-seeking arthropods. In such a hedge, we can find some scale insects “Lepidosaphes” with their parasitoid aphelinids, some mites linked to cypress and junipers and accidentally some micro lepidoptera “*Argyresthia*” or leaf hopper typhlocibids "*Dicraneura juniperi*" also linked to cypress. But no fauna really interfering with the pear tree phytophagous.

The *C. sempervirens* hedge is also known to accommodate in a very coincidental way aphids "cinarinae" and all the predators fauna linked to this type of prey, but it was never noticed in this particular hedge. Nevertheless, like the other surrounding elements bordering the orchard, this hedge may have an impact on psylla and beneficial distribution in the orchard by modifying locally the environmental conditions.

Concerning the mixed hedgerow in the present study, it was planted in order to create a species-rich habitat adjacent to the orchard with the assumption that there would be movement of beneficials into the orchard resulting in higher levels of biological control of orchard pests. According to Weibull et al., species richness generally increased with environment heterogeneity at the farm scale [Weibull, Östman et al., 2003]. The high level of invertebrates diversity in the mixed hedge compared to that observed in the orchard was probably due to the complexity of the plant structure of the hedgerow. The hedge provides a number of micro-habitats, microclimates and ecological niches thereby favouring more species. The broad invertebrate diversity resulted in significantly higher values of the various indices measured on populations.

Hypothesis 1: The number or diversity of the natural enemies is highest in the sector of the orchard adjacent to the hedge.

Although previous studies have demonstrated that total beneficial predatory arthropods, and insect parasitoids can be found in significantly higher densities in orchard sectors near the surrounding habitats [Miliczky and Horton, 2005]. The demonstration of a spatial diversity gradient which declined from the mixed hedge towards the centre of the orchard (its temporal aspect being confirmed by the test of monotony) shows an effect of the hedge on the distributions of beneficial arthropods in the orchard. In our study, this effect could be linked to a significant difference in the distribution of psylla populations within the orchard: this was low in the orchard sector close to the hedge and higher in more distant sector. This suggests that the regulation of pest populations, such as *C. pyri*, at a local scale can be influenced by specific plant formations, such as a hedge.

The role of certain beneficial organisms, such as spiders or Forficulidae, in pear orchard biocontrol has received less attention than the role of most common predators or parasitoids and few data are available. However, the significant difference we observed concerning the ratio between spiders and psylla suggested not only an increased presence of this group in the immediate environment of the mixed hedge, but also their active effect on psylla. In regards to *Forficula auricularia* L. and *Forficula pubescens* Gené, they were also particularly abundant on the orchard, apparently due to the availability of *C. pyri*.

Hypothesis 2: The increase in the beneficial diversity in the orchard is linked with pest proliferation periods.

The population of the mixed hedge and orchard displayed specific dynamics and diversity at the beginning of the season with Hellinger index close to 1. Conversely, observation of a reduction in the value of the Hellinger distance between hedge and orchard predator populations during *C. pyri* proliferation means that both orchard and hedge communities were similar during this period. Experimental data has provided evidence that, in apple trees arthropod colonisation rates varied with time of the year [Rathman and Brunner, 1988], and the similarity observed, in our study, in the composition and structure of predator populations in the hedgerow and orchard, apart from any border effect, is linked to prey

proliferation. It can be interpreted as an effect of the mixed hedge on the dissemination of its predator community into the orchard, as it was temporally correlated with the number of psylla. This corroborates the study of Coll and Bottrel on the movement of a parasitic wasp (*Pediobius foveolatus*) [Coll and Bottrel, 1996].

Concerning specific predatory insects such as anthocorids in pear orchards, it is widely known that the numerical response of predators to prey density is caused initially by migration into the orchard [Scutareanu, Lingeman et al., 1999]. The largest effects for taxa that showed a decline with distance trends appeared to have occurred during the *C. pyri* proliferation or the beginning of summer, suggesting that colonization of the orchard was greatest at this time. These predator exchanges were probably based on the presence of psylla in the orchard. As expected, the orchard community exhibited outbreak patterns typical of pest development, however, the hedgerow community tended to follow the pattern of equilibrated communities. The relationship between predatory and phytophagous arthropods in the hedgerow suggested that whatever the biocœnotic context, the total community of arthropods maintained a qualitative balance in its ecological component, with a narrow range of variation in the ratios between the numbers of different species of predators, pests and other ecological groups. Conversely, in the orchard, the response of predators to an increase in prey appeared to exhibit a functional link in terms of densities, dependent upon equilibrium with the resources available.

Nevertheless, if a correlation has been shown between the distance of the mixed hedgerow and the distribution of *C. pyri* and the beneficial organisms, we now need to confirm the causality between beneficial movements and the distance with the mixed hedge. Moreover, our study tends to show a specific impact of the mixed hedgerow it must be emphasised that this result has been obtained without any insecticide applications. Thus, these results are still to be validated in conventional orchards in southern-France. Clearly, further work is needed to evaluate all the theoretical and practical aspects of the hedge planting on arthropod distributions in orchard. The next step of our research will be to compare hedge effects between conventional and Integrated Pest Management orchards to conclude if the hedge effect could compensate for a decrease in insecticide applications.

Acknowledgment : The authors are grateful to an anonymous reviewer for critical reading and help throughout the redaction of the manuscript, as well as C. Lavigne, B. Sauphanor, Y. Capowiez – INRA Avignon France and F. Torre - Univ Aix Marseille III IMEP.

TRANSITION DU CHAPITRE II AU CHAPITRE III

L'étude de la distribution des prédateurs du psylle du poirier en verger expérimental a montré une similitude des populations de prédateurs de psylles dans la haie et dans le verger pendant la période de pullulation du ravageur avec un gradient décroissant de la diversité de ces prédateurs allant de la haie vers l'autre extrémité du verger.

*Cependant, il pourrait s'agir ici d'un effet climatique induit par la haie, les psylles pouvant s'agréger dans les zones au vent augmenteraient ainsi les densités des populations d'auxiliaires. Il se peut aussi que l'on soit en présence d'un effet de bordure indépendant de la présence de la haie. Afin de mieux appréhender le phénomène, nous avons réalisé une étude spatiale des peuplements d'arthropodes de tous les arbres du verger. Cette étude est réalisée sur une seule parcelle, pour s'affranchir de la difficulté à trouver plusieurs parcelles avec les mêmes caractéristiques, pendant trois années consécutives. Les 210 arbres ont été échantillonnés deux fois par mois hors période de prolifération de *C. pyri* et 1 fois par semaine pendant la période de prolifération de *C. pyri*.*

Le chapitre suivant se propose donc d'étudier la distribution des différents peuplements de l'entomocénose de la parcelle afin de mettre en évidence d'éventuelles distributions spatiales structurées des peuplements.

CHAPITRE III

Spatial distribution of beneficial arthropods in a pear orchard.

Identification of an hedge effect.

Distribution spatiale de l'entomocénose d'un verger de poirier. Identification d'un effet haie

Jean-François Debras, Rachid Senoussi, René Rieux and Thierry Dutoit.

Draft of an article. Submission planed in October 2007.

Chapitre 3 : Distribution spatiale de l'entomocénose d'un verger de poirier. Identification d'un effet haie.

Résumé : Les études portant sur la distribution spatiale des peuplements d'arthropodes et leur dynamique spatiale en verger mettent en évidence les exigences écologiques des espèces et leur potentiel dans le cadre d'un aménagement raisonné des bords de champs cultivés. Le travail que nous avons réalisé a pour but de repérer des spécificités de la distribution spatiale d'un peuplement global d'arthropodes, il est réalisé dans une parcelle expérimentale de poirier, *Pyrus communis* (L.) dans le sud-est de la France.

L'échantillonnage de l'entomofaune est réalisé par frappage sur les 210 arbres du verger expérimental du printemps jusqu'à l'automne pendant trois années consécutives (2004 à 2006). Ce verger, où aucun traitement chimique n'est effectué depuis 1997 est bordé au nord par une haie composite, au sud par une haie de cyprès, *Cupressus sempervirens* (L.), et à l'est et l'ouest par d'autres cultures. L'échantillonnage est effectué une fois par semaine pendant la période de prolifération du psylle du poirier, *Cacopsylla pyri* (L.) (Hemiptère : Psyllidae), et deux fois par mois en dehors de cette période.

Des analyses statistiques (test de Kruskal-Wallis) sont réalisées sur des variables climatiques pour comparer les trois années. Aucune différence n'est observée pour les variables de pluviométrie, température et vent pendant la période de pullulation des psylles.

Des analyses spatiales sont réalisées ensuite sur les données à l'aide de tests non paramétriques basés sur les procédures de permutations. Les résultats montrent un effet haie caractérisé par des différences significatives des variables locales, comme les effectifs, la richesse ou la diversité de Shannon, dans une zone proche de la haie en comparaison avec des zones à proximité des autres bordures du verger. Cette distribution spatiale présente une stabilité temporelle et met en évidence deux zones distinctes. Une première zone, moins protégée du mistral par la haie composite, est fortement peuplée par les psylles. L'autre zone mieux protégée du vent par la haie composite abrite une grande majorité d'auxiliaires. Cette

stabilité de la distribution spatiale suggère que différents facteurs entrent en jeu, climatiques en ce qui concerne le psylle et en relation avec la distance à la haie composite pour les auxiliaires.

Mots clés : Distribution spatiale, Peuplement d'arthropodes, Agrégation, Diversité, Haies composites.

1 INTRODUCTION

La Convention sur la diversité biologique signée à Rio de Janeiro en 1992 a souligné trois niveaux d'organisation de la biodiversité : les écosystèmes, la richesse spécifique et la diversité intraspécifique. Dès la fin des années 1950, le développement de l'agriculture intensive a certes doublé les rendements, mais l'agrandissement des parcelles et l'utilisation massive de pesticides de synthèse a eu un effet négatif majeur sur ces trois niveaux. A la suite de la disparition des prairies naturelles, des haies, des talus, des fossés, des arbres le long des rives [Pointereau and Bazile, 1995], beaucoup d'espèces ont également disparu au profit des grandes cultures. Enfin les variétés les plus performantes ont évincé les autres. Les conséquences de cet appauvrissement sont que « *plus un écosystème est pauvre en biodiversité, moins il offre de résistance à l'adaptation d'invasifs* » [Riba, 2005].

Initiée par le courant de l'agro-écologie, l'agriculture systémique a pour objectifs d'associer la production aux contraintes environnementales. Il s'agit d'intégrer l'agriculture dans les fonctions de l'écosystème et non plus de domestiquer la nature. Les recherches se focalisent sur le moyen de réduire les effets pervers dus à l'emploi irraisonné des pesticides au profit de la régulation naturelle des ravageurs des cultures au moyen de prédateurs et parasitoïdes. Cette solution semble engageante [Maudsley, 2000 ; Le Coeur, Baudry et al., 2002 ; Marshall and Moonen, 2002 ; Maudsley, Seeley et al., 2002 ; Suckling, Burnip et al., 2006 ; Thomas, Brown et al., 2006] et l'évolution des connaissances implique de prendre en compte, dans ce type d'étude, le plus grand nombre de population d'un agrosystème donné, dont la diversité biologique doit être préservée [Jackson and Piper, 1989 ; Soule and Piper, 1992 ; Greenleaf and Kremen, 2006]. Parmi les grands groupes qui constituent la biodiversité

animale, les arthropodes jouent un rôle majeur. Ils sont une des composantes essentielles de la biodiversité des écosystèmes cultivés et peuvent être aussi source de nourriture pour la faune aviaire [Fuller, Gregory et al., 1995] et celle des petits mammifères. Parmi eux, on trouve de nombreux auxiliaires, prédateurs et parasitoïdes, dont la biologie et l'écologie est maintenant connue [Suckling, Burnip et al., 2006 ; Thomas, Brown et al., 2006].

Cependant, l'étude des mécanismes de leur dispersion ne fait que débiter car si la distribution spatiale est une propriété écologique caractéristique des peuplements d'insectes, son étude n'en reste pas moins partielle et difficile. La multiplicité des interactions qui peut exister entre les composantes de l'environnement rend de ce fait extrêmement difficile la possibilité d'isoler les principaux facteurs permettant de comprendre les phénomènes qui induisent des structures de communautés. Cependant, l'homologation de nouvelles stratégies phytosanitaires moins exigeantes en produits de synthèse implique l'étude de la dimension spatio-temporelle des phénomènes de régulation naturelle afin d'optimiser l'aménagement des systèmes de culture et leur environnement [Deguine and Ferron, 2004].

La distribution de populations ou d'assemblages d'arthropodes a été étudiée le long de transects à l'intérieur de gradients d'habitats [Yu and Orloci, 1989 ; Bedford and Usher, 1994 ; Sanderson, Rushton et al., 1995 ; Duelli and Obrist, 1998 ; Carriere, Dutilleul et al., 2004 ; Sisterson, Carriere et al., 2007]. En revanche, il n'y a que peu de données décrivant les distributions spatiales d'un peuplement global d'arthropodes dans l'espace et le temps, en relation avec son environnement végétal proche. Différents facteurs influencent les agrégations des arthropodes ou des peuplements d'arthropodes : la distribution des différents habitats [Sotherton, 1984], le microclimat [Honek, 1998] ou encore la présence de proies [Bohan, Bohan et al., 2000]. En localisant les taches « *patches* » et en les corrélant avec des facteurs biotiques ou abiotiques, il est alors possible d'identifier des facteurs importants qui déterminent la distribution des populations [Grum, 1971 ; Thomas, Mitchell et al., 1992 ; Thomas, Sotherton et al., 1992]. Cette connaissance peut faciliter la manipulation de l'environnement dans le cadre d'une méthode de protection des cultures basée sur la conservation de la biodiversité. Une stabilité relative des taches nous informe par exemple sur les facteurs saisonniers impliqués dans les mouvements de populations, les perturbations naturelles ou anthropiques ou la façon dont les espèces utilisent la ressource dans un même

espace. Ces informations nous aident à comprendre les interactions entre les espèces elles mêmes ou entre les espèces et les facteurs environnementaux et sont indispensables pour optimiser la gestion des zones non cultivées afin d'augmenter le potentiel de régulation des auxiliaires.

De nombreuses études montrent que le niveau d'abondance des peuplements d'auxiliaires à l'intérieur des agrosystèmes dépend très fortement de la richesse végétale que l'on trouve à leurs abords [Altieri, 1999]. La redondance fonctionnelle qui à elle seule justifierait la préservation de la diversité végétale [Naeem and Li, 1997] en est la cause. Cependant, il ne s'agit pas de préserver des écosystèmes qui seraient le fruit d'une longue optimisation mais bien plutôt de préserver les potentialités évolutives de l'agrosystème, l'état à un instant donné ne pouvant être considéré comme une référence absolue [Barbault, Chevassus-au-Louis et al., 2005]. Les habitats en bordure des cultures peuvent être source d'arthropodes phytophages [Kaloostian, 1970 ; Thistlewood, Borden et al., 1990 ; Jeanneret, 2000 ; Pearsall and Myers, 2001], ils peuvent être aussi source d'ennemis naturels des ravageurs des cultures qui peuvent pénétrer dans les vergers et réduire la pression des bioagresseurs des cultures [Herard, 1985 ; Rathman and Brunner, 1988 ; Scutareanu, Lingeman et al., 1999 ; Horton and Lewis, 2000]. Les essences végétales et particulièrement les ligneux jouent un rôle actif et important dans les relations existantes entre prédateurs et phytophages, ils sont à la base de nombreuses interactions [Nguyen and Merzoug, 1994 ; Cortesero, Stapel et al., 2000 ; Horton and Lewis, 2000]:

- au niveau régional, les ligneux sont une source majeure de populations de prédateurs et parasitoïdes et au sein des agrosystèmes, leur diversité est un atout supplémentaire quant à la maîtrise des bioagresseurs des cultures [Bianchi, Booij et al., 2006].
- au niveau parcellaire, si les haies en bordure des vergers peuvent être sources d'auxiliaires [Scutareanu, Lingeman et al., 1999 ; Horton and Lewis, 2000] participant à la régulation des ravageurs des cultures (Debras et al., 2007 [In Press]) et tamponnant l'impact négatif des traitements [Jana, Fabián et al., 2001], les pratiques culturales influencent néanmoins grandement le peuplement d'arthropodes des vergers [Debras, Torre et al., 2006].

Actuellement l'utilisation massive des pesticides est tenue comme responsable des dégâts irréversibles constatés sur la biodiversité et de nombreuses solutions alternatives à l'utilisation des pesticides dans la lutte contre les bioagresseurs des cultures sont recherchées [Ortiz, 1998 ; Huang, Pray et al., 2002]. Le secteur de l'arboriculture fruitière particulièrement confronté aux tendances que nous venons d'évoquer a connu l'intensification de la lutte chimique et ses déboires. Il s'est orienté vers une lutte chimique raisonnée puis vers la protection intégrée [Habib and Lescourret, 1999 ; Habib, Bellon et al., 2000]. Les travaux entrepris pour élaborer des programmes de protection des vergers ont permis d'alléger le nombre d'interventions chimiques, jusqu'à l'apparition des premiers symptômes de résistance des ravageurs aux pesticides. Dans ces programmes, la compréhension de la distribution et de la dynamique des arthropodes peuplant les vergers est nécessaire pour mettre en place une méthode de lutte optimisant l'utilisation des haies comme régulateur biologique naturel.

Compte tenu de l'importance nouvelle accordée aux interactions qui ont lieu au sein des différentes communautés d'un même niveau trophique [15], entre ces différents niveaux [Loreau, Mouquet et al., 2003] ou entre la parcelle et son environnement immédiat [Deguine and Ferron, 2004], nous nous sommes attachés à cartographier la globalité de l'entomofaune en verger de poirier (*Pyrus communis* L.). L'échantillonnage est réalisé pendant trois années sur une même parcelle expérimentale afin de nous affranchir de l'effet des traitements phytosanitaires ou de celui d'un environnement différent sur le peuplement d'arthropodes de la parcelle [Debras, Torre et al., 2006]. Le but de cette étude est de mettre en évidence d'éventuelles structurations spatiales de peuplement liées à la présence d'une haie composite. Les questions auxquelles nous essaierons de répondre sont les suivantes :

- 1°) Au sein d'une parcelle agricole, la nature de l'occupation du sol des bordures est elle un facteur déterminant de la diversité de son peuplement en arthropodes ?
- 2°) Quels facteurs peut-on corréler à l'observation de distributions spatialement non homogènes (effet de la haie, effet de bordure, distribution de la ressource...)

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 Site d'étude

Le verger échantillonné de 2004 à 2006 est situé dans le sud de la France sur le domaine expérimental du site INRA d'Avignon (43° 54'50. 65" N, 4° 53'01. 71" E). D'une superficie de 0.5 Ha, il a été planté en 1985 et comprend 210 poiriers, *Pyrus communis* (L.) de variété Général Leclerc conduits en gobelet sur BA 29 et pollinisés par des Williams. Le verger se compose de 10 rangs de 21 arbres. L'inter-rang est enherbé et un désherbage mécanique est effectué sur le rang. L'irrigation est réalisée sur et sous la frondaison du printemps jusqu'à l'automne. Chacun des arbres est numéroté en fonction de sa distance à la haie composite et de sa position dans le rang, exemple : A1 ("A" indique qu'il s'agit du rang proche de la haie composite, 1 indique qu'il s'agit du premier arbre du rang A) (figure 21).

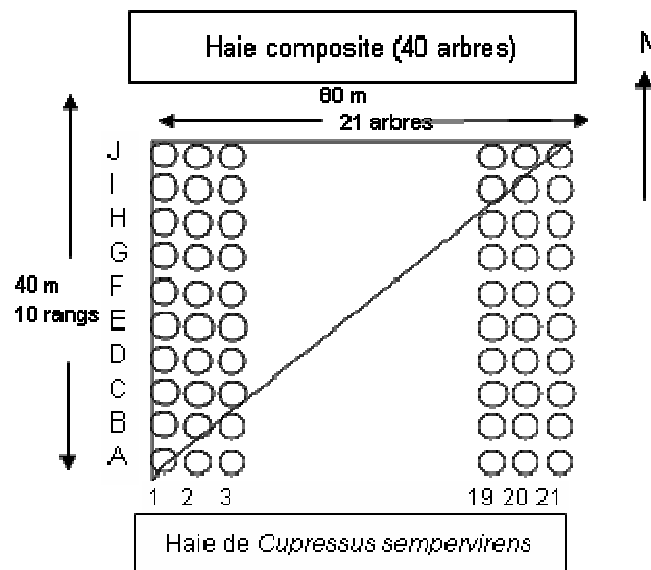


Figure 21 : Représentation schématique de la parcelle, la zone grisée est la partie du verger protégée du vent dominant par la haie.

Dans cette parcelle de Poirier où le cultivar a une forte sensibilité aux attaques des psylles, aucun pesticide n'est appliqué depuis 2000. La lutte contre le Carpocapse, *Cydia pomonella* (L.) (Lépidoptère : Tortricidae) est réalisée avec un insecticide biologique à base de virus de la granulose « la Carpovirusine ».

Le verger est bordé au nord par une haie multi-spécifique brise-vent d'environ 4 m de hauteur et 4 m de largeur, au sud par une haie de cyprès, *Cupressus sempervirens* (L.) (Cupressaceae) de 5 m de hauteur et de 2 m de largeur. Le côté « est » est bordé par une culture fourragère (luzerne) et le côté ouest par un verger de pêcher.

Le climat local du verger est sous l'influence d'une colline située au nord (photographie n° 18) qui dévie le mistral, vent dominant du Nord. La haie « multi-spécifique » ne joue donc pas un rôle de brise-vent sur la totalité de la parcelle et deux zones peuvent être différenciées dans le verger : une à l'ouest, protégée du mistral (triangle gris de la figure 21), l'autre à l'est plus soumise à l'influence de ce vent.

2.2 Description de la haie composite

Dix espèces végétales composent la haie : *Viburnum tinus* (L.) (Caprifoliaceae), *Laurus nobilis* (L.) (Lauraceae), *Arbutus unedo* (L.) (Ericaceae), *Cercis siliquastrum* (L.) (Caesalpinioideae), *Sambucus nigra* (L.) (Caprifoliaceae), *Fraxinus angustifolia* (L.) (Oleaceae), *Hedera helix* (L.) (Araliaceae), *Ligustrum japonicum* (L.) (Oleaceae), *Corylus avellana* (L.) (Corylaceae) et *Tilia platyphyllos* Scopoli (Tiliaceae). Ces essences ont été choisies pour leurs capacités à héberger une importante entomofaune prédatrice de psylles [Rieux, Simon et al., 1999], pour fournir des proies de remplacement dès le début du printemps quand les populations de ravageurs dans le verger sont encore faibles [Jervis and Kidd, 1996] et faciliter la dissémination des auxiliaires dans la parcelle [van Emden, 1963].

Ces espèces végétales hébergent des ravageurs spécifiques, sans danger pour la culture du poirier, comme le sureau noir, *Sambucus nigra*, par exemple qui est l'hôte d'un puceron spécifique *Aphis sambuci* (L.) (Hemiptera: Aphididae). En revanche, elles sont aussi attractives pour un large éventail de prédateurs spécialistes comme la punaise anthocoride *Anthocoris nemoralis* (Fabricius) (Hemiptera: Anthocoridae), et généralistes comme de nombreux hémiptères et névroptères, etc., qui exercent un contrôle efficace sur les populations de phytophages en général et sur les psylles du poirier, *C. pyri* en particulier [Erlor, 2004]. Parmi ces essences, seul *L. japonicum* s'avère être relativement pauvre.

2.3 *Echantillonnage des arthropodes*

L'échantillonnage est réalisé sur tous les arbres du verger du mois d'avril à la fin octobre par la méthode du frappeage [Burts and Retain, 1973]. Pour chacun des arbres, une branche sélectionnée au hasard est échantillonnée chaque semaine pendant la période de pullulation des psylles et deux fois par mois hors période de pullulation. Les arthropodes tombés sur un cadre de 72 x 69.5 cm (aire ~ 0.5 m²) sont immédiatement identifiés et comptés. L'identification est réalisée jusqu'à l'espèce pour les punaises prédatrices (Miridae, Anthocoridae...), les coccinelles, fourmis, et acariens prédateurs (Thrombididae and Anystidae), ainsi que pour l'ensemble de l'entomofaune prédatrice et phytophage. Il est réalisé au niveau du genre pour les *Orius* et de la famille pour les araignées, les détritivores, recycleurs et les visiteurs.

En ce qui concerne les hémiptères, nous avons pris en considération les travaux de Sorensen et al. [Sorensen, Campbell et al., 1995] invalidant l'ordre des homoptères qui devient trois sous ordre inclus dans celui des hémiptères. Pour les Dermaptères, les perce-oreilles *Forficula auricularia* (L.) et *Forficula pubescens* (Gené) sont classés parmi les prédateurs de par leur action reconnue dans les vergers de fruits à pépins.

Chaque individu est affilié à un groupe (phytophages, auxiliaires, autres arthropodes). Les fourmis, dont le rôle est encore peu connu dans le cadre de la gestion des ravageurs forment un groupe à part [Way and Khoo, 1992]. Parmi les auxiliaires nous distinguons les araignées, prédateurs de fond bien installés sur ce verger, les acariens prédateurs principalement des Anystidae et des Thrombidiidae, les punaises prédatrices dont les mirides sont d'actifs prédateurs de psylles, les coccinelles, et les « autres auxiliaires » qui regroupent le reste de l'entomofaune auxiliaire généraliste pouvant avoir une action sur les populations de psylles. Enfin nous regroupons dans la catégorie « autres arthropodes » les recycleurs et les visiteurs. Dans le groupe des phytophages, les psylles *C. pyri* et pucerons mauves *D. pyri* font l'objet d'une analyse séparée.

2.4 Caractérisation climatique des trois années de prélèvement et de leur peuplement

Nous avons utilisé le test non paramétrique de Kruskal-Wallis avec correction de Bonferroni sur quelques variables climatiques, pouvant affecter la distribution des arthropodes, comme méthode de comparaison statistique des différentes années. Les variables utilisées sont : la vitesse moyenne du vent [V], le total du vent, en kilomètres parcourus par 24 heures, de direction nord [VNT], nord-est [VNET], nord-ouest [VNWT], la variable température moyenne [TM], les hauteurs de précipitations [RR] et l'intensité des précipitations [RRX]. Ces variables proviennent de la base de données agroclimatologiques de l'Unité de Recherche « Agroclim » du centre INRA d'Avignon France. La station météorologique est située sur le domaine de l'INRA dans une zone ouverte, sans structure bocagère. Les données, issues de relevés journaliers, sont analysées à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis avec correction de Bonferroni pour s'affranchir de la non normalité des données.

Nous avons utilisé l'analyse de la variance comme méthode de comparaison statistique des peuplements de la parcelle sur les différentes années. Les données utilisées ont été transformées par la formule $\text{Log}(1+X)$ en vue d'homogénéiser les variances et d'assurer une normalité aux résidus.

2.5 Analyses statistiques

2.5.1 Comparaison statistique des données spatialisées

De part leur vaste champ d'applications, leur facilité d'utilisation et l'exactitude des niveaux de tests, nous avons utilisé ici les méthodes non paramétriques de permutation de données [Manly, 1991] en les adaptant à notre contexte spatial. Cette procédure est basée sur la permutation aléatoire de notre ensemble de données noté :

$$\mathbf{X} = (\mathbf{X}_s, s \in \mathbf{S}),$$

où \mathbf{S} est le jeu des sites d'observations. Dans notre cas, il s'agit des 210 arbres localisés dans le verger, $\mathbf{S} = (s_{ij}, i=1,\dots,n_r, j=1,\dots,n_c)$ où $n_r = 20$ correspond aux rangs parallèles à la haie et $n_c = 10$ ceux perpendiculaires (colonne). Chacun des points étant séparé des autres par

une distance de 4m entre chaque arbre, pour les rangs parallèles à la haie (Δ_x) et de 5m entre chaque arbre, pour les rangs perpendiculaires à la haie (Δ_y). Ainsi, les coordonnées géographiques des points s_{ij} sont exprimées comme : $\mathbf{s} = \mathbf{s}_{ij} = (i\Delta_x, j\Delta_y)$.

2.5.2 Principe de la méthode de permutations

Vouloir tester l'hypothèse nulle \mathbf{H}_0 demande à la fois la construction d'une statistique de tests adéquates que l'on nomme ici $\mathbf{T}(\mathbf{X})$ et le choix d'un sous-ensemble spécifique Σ de permutations des données. Le choix de Σ doit traduire \mathbf{H}_0 en termes de propriétés d'invariances de la distribution conjointe de l'ensemble des variables \mathbf{X} . L'hypothèse alternative \mathbf{H}_1 n'est que rarement clairement formulée. Cependant de part sa construction, $\mathbf{T}(\mathbf{X})$ doit se comporter d'une manière significativement différente sous \mathbf{H}_0 et \mathbf{H}_1 . La significativité statistique du test repose sur la comparaison de la valeur de la statistique \mathbf{T} calculée sur les données observées (considérée comme la permutation identité) : $\mathbf{T}_{\text{obs}} = \mathbf{T}(\mathbf{X})$ avec celles évaluées sur un grand nombre de permutations indépendantes $\mathbf{T}_{\sigma} = \mathbf{T}(\sigma(\mathbf{X}))$, où σ exprime la permutation des indices \mathbf{s} . Conditionnellement à \mathbf{X} , \mathbf{T}_{obs} et \mathbf{T}_{σ} , $\sigma \in \Sigma$ se comportent comme des variables aléatoires indépendantes et identiquement distribuées sous \mathbf{H}_0 alors que l'identité de la loi n'existe plus sous \mathbf{H}_1 . La déviation de \mathbf{T}_{obs} par rapport à la distribution empirique des $(\mathbf{T}_{\sigma}, \sigma \in \Sigma)$ concourt au rejet significatif de \mathbf{H}_0 .

2.5.3 Statistiques spatiales

Les hypothèses que nous avons testées concourent à la comparaison de la distribution d'une variable populationnelle dans deux zones distinctes, nommés ici \mathbf{D}_1 et \mathbf{D}_2 , (exemple : zone protégée du vent et zone non protégée) soit de la répartition de la distribution d'un peuplement sur la totalité de la zone \mathbf{D} (le verger).

Dans le premier cas, nous avons utilisé la statistique de rangs de Wilcoxon classique à laquelle nous avons appliqué une procédure de permutations aléatoires puisque les observations ne sont pas indépendantes et identiquement distribuées comme supposé. Dans le deuxième, nous avons évalué la disimilarité de deux distributions spatiales en termes de richesse, d'effectif et de diversité de Shannon. La comparaison des cartes est ensuite réalisée à

l'aide d'une technique de lissage par noyau des données et du calcul de l'indice de dissimilarité d'Hellinger [Gibbs and Su, 2002].

2.5.3.1.1 Lissage par noyau

Les effectifs X_s sont vus ici comme la réalisation d'un processus de points dont l'intensité est donnée par un potentiel spatial des effectifs des espèces dans le verger. Cette intensité $p(s)$ est alors normalisée par le total des effectifs présents $n = \sum_{ij} X_{ij}$ et estimée en utilisant la technique du lissage par noyau [Terrell and Scott, 1992] :

$$p(s) = \frac{1}{nh^2} \sum_{(i,j)} K\left(\frac{s - s_{ij}}{h}\right) X_{ij}$$

Le noyau $K(s)$ est une fonction de densité de probabilité (densité Gaussienne dans nos calculs) et le paramètre de fenêtrage $h > 0$ donnant l'échelle spatiale d'agrégation des données est choisi par une procédure de validation croisée.

2.5.3.1.2 Indice d'Hellinger (disimilarité)

La comparaison des cartes sur un domaine est réalisée à l'aide de l'indice de disimilarité d'Hellinger $p(s)$ et $q(s)$ calculé comme suit :

$$H(p, q) = \left(\frac{1}{2} \int_D (\sqrt{p(s)} - \sqrt{q(s)})^2 ds \right)^{1/2}$$

Des valeurs de $H(p, q)$ proches de 0 indiquent une similarité spatiale des distributions p et q alors que des valeurs élevées (au maximum 1) soulignent une dissimilarité de ces distributions.

2.5.4 Recherche de structures de peuplement

Différents tests sont effectués selon le type de structure recherchée [Gay, Barnouin et al., 2006] :

Test 1 : Pour tester $H_0 = \ll \text{les individus sont répartis de façon homogène dans le verger} \gg$ contre l'hypothèse $H_1 = \ll \text{la distribution spatiale des individus présente des structures} \gg$

spatiales en agrégats ». On considère $T(X)=H(p,q)$ où $p_{(0)}$ est l'estimateur à noyau et $q_{(0)}$ la densité théorique constante ($=1/\text{aire}(D)$) avec le jeu Σ de toutes les permutations possibles des données.

Test 2 : Pour tester $H_0 = \ll \text{les individus sont répartis de façon homogène dans le verger} \gg$ contre $H_1 = \ll \text{la distribution spatiale des individus dépend de leur proximité à la haie} \gg$. On considère $T(X)=H(p,q_{(0)})$ comme précédemment, mais en se limitant à l'ensemble Σ_{row} des permutations qui échangent les rangs entre eux.

Test 3 : Pour tester $H_0 = \ll \text{Les groupes écologiques A et B ont la même distribution spatiale de façon indépendante} \gg$ versus $H_1 = \ll \text{Les groupes A et B sont distribués de façon indépendante} \gg$. On considère $T(X) = H(p,q)$ où, respectivement, $p_{(0)}$ et $q_{(0)}$ est l'estimateur à noyau du groupe A et B. Dans ce cas le jeu de permutations des sites est là aussi Σ_{tot} mais appliqué seulement au groupe B, les données du groupe A ne sont pas permutées.

Test 4 : Il est réalisé pour répondre à la question $H_0 = \ll \text{Les effectifs par site d'un même groupe sont distribués de façon identiques dans les sous-régions } D_1 \text{ et } D_2 \gg$ contre $H_1 = \ll \text{Les effectifs de la région } D_1 \text{ ont tendance à être plus élevés que ceux de } D_2 \gg$. Pour ce test, nous utilisons le test de rangs de Wilcoxon. Dans notre cas, les régions D_1 et D_2 sont définies à chaque fois de part et d'autres d'une ligne du domaine D (ex : zone exposée au vent, vs zone non exposée, etc...)

2.5.5 Cartographie des agrégats

La localisation de structures (valeur haute et basse de X_s) est effectuée en visualisant l'ensemble des sites à forte dissimilarité.

$$D_{\text{clust}} = (s \in D; (p\sqrt{\text{obs}^{(s)}} - q\sqrt{\text{obs}^{(s)}})^2 > \rho\alpha^{(s)})$$

Enfin, pour chacun des tests spatiaux précédents (1,2 et 3) qui rejettent H_0 à un niveau α une cartographie des zones contribuant fortement au rejet de H_0 donne localement la valeur de la dissimilarité locale de Hellinger

3 RESULTATS

3.1 Caractérisation climatique des trois années d'échantillonnage

Aucune différence significative n'est relevée entre les années pour les variables de température et celle des précipitations. En revanche l'année 2005 est significativement différente des années 2004 et 2006 pour la variable total du vent de direction nord [VNT] (Kruskal-Wallis $H = 7.448$, ddl = 2, $P = 0.024$). Pendant cette année, on remarque deux périodes lors desquelles le vent a soufflé plus fort qu'en 2004 et 2006, la première va de janvier à fin mars et la seconde de mi-octobre à fin décembre.

Aucune différence significative entre les trois années n'est cependant constatée pour cette variable pendant la période de pullulation des psylles. En ce qui concerne la variable total du vent de direction nord-est [VNET] on observe une différence entre l'année 2005 et les années 2004, 2006 (Kruskal-Wallis $H = 30.291$, ddl = 2, $P = 0.0001$), le total du vent de direction nord-est est supérieur pour l'année 2005 par rapport aux deux autres années d'une façon globale et aussi lorsque l'on compare les périodes de début et de fin d'année avec ces mêmes périodes les deux autres années.

3.2 Description du peuplement d'arthropodes pour les trois années

L'effectif total des arthropodes collectés dans le verger pendant les trois années d'échantillonnage est de 191 278 individus, 105 familles réparties en 26 ordres sont représentées (Annexe 3).

En 2004, 105 familles sont répertoriées pour 26 ordres. L'ordre des hémiptères représente 71.88% de l'effectif total avec 64.24% pour les phytophages et 7.63% pour les prédateurs. Les hyménoptères représentent 15.33% de l'effectif total, constitué essentiellement de fourmis. En ce qui concerne les groupes étudiés, les phytophages représentent 65.33%, les fourmis 15.08%, les punaises prédatrices 7.63%, les coccinelles 2.67%, les acariens prédateurs 2.59%, les araignées 2.30%, les autres prédateurs 1.97%, les recycleurs et visiteurs 1.25% et les parasitoïdes 0.15% (figure 22).

En 2005, 72 familles sont répertoriées pour 26 ordres, l'ordre des hémiptères représente 41.47% de l'effectif total avec 31.90% pour les phytophages et 9.57% pour les prédateurs. Les hyménoptères représentent 35.76% de l'effectif total avec une forte proportion de fourmis. En ce qui concerne les groupes étudiés, les phytophages représentent 34.81%, les fourmis 34.75%, les punaises prédatrices 9.57%, les acariens prédateurs 7.27%, les araignées 4.76%, les autres prédateurs 4.47%, les recycleurs et visiteurs 2.45%, les coccinelles 1.42%, et les parasitoïdes 0.49% (figure 22).

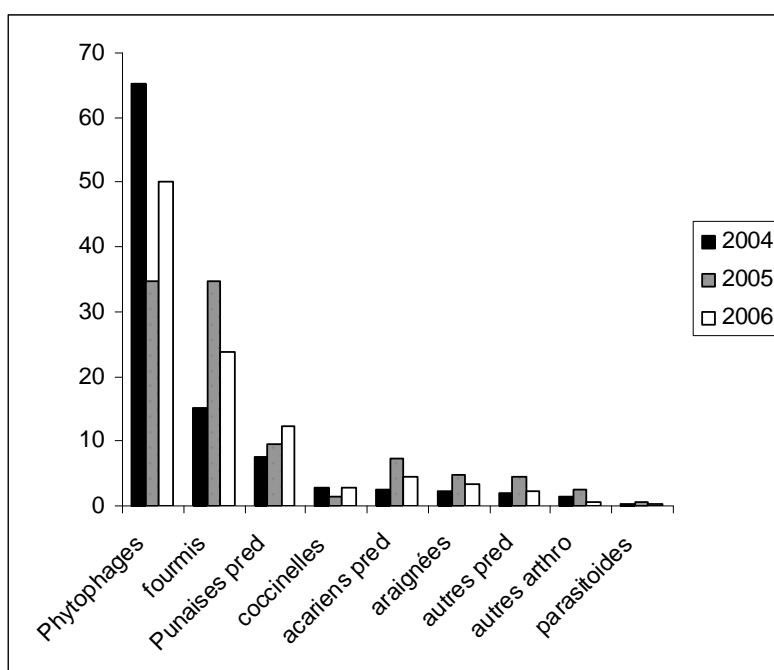


Figure 22 : Effectifs en pourcentage de chaque groupe étudié pendant les trois années d'échantillonnage dans la parcelle expérimentale de l'INRA (2004 à 2006)

En 2006, 69 familles sont répertoriées pour 26 ordres, l'ordre des hémiptères représente 61.26% de l'effectif total avec 49.06% pour les phytophages et 12.20% pour les prédateurs. Les hyménoptères représentent 23.87% de l'effectif total avec une forte proportion de fourmis. En ce qui concerne les groupes étudiés, les phytophages représentent 50.09%, les fourmis 23.7%, les punaises prédatrices 12.2%, les acariens prédateurs 4.61%, les araignées 3.55%, les coccinelles 2.84%, les autres prédateurs 2.27%, les recycleurs et visiteurs 0.69%, et les parasitoïdes 0.17% (figure 22).

Variables		Effectifs				Richesse							
		ddl	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F-value	année	ddl	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F-value	année		
Phytophages	Model	2	5019,71	2509,85	4,94**	2004	a	2	14,48	7,242	13,93***	2004	a
	Residuals	46	23358,43	507,79		2005	b	46	23,90	0,520		2005	b
	Total	48	28378,14			2006	b	48	38,39			2006	b
Punaises prédatrices	Model	2	156,61	78,31	0,82 ^{ns}	2004	a	2	0,85	0,423	0,82 ^{ns}	2004	a
	Residuals	46	4410,31	95,88		2005	a	46	23,70	0,515		2005	a
	Total	48	4566,92			2006	a	48	24,55			2006	a
Araignées	Model	2	0,80	0,40	0,05 ^{ns}	2004	a	2	0,22	0,110	1,80 ^{ns}	2004	a
	Residuals	46	398,68	8,67		2005	a	46	2,80	0,061		2005	a
	Total	48	399,48			2006	a	48	3,02			2006	a
Autres auxiliaires	Model	2	23,42	11,71	1,65 ^{ns}	2004	a	2	6,81	3,407	18,42***	2004	a
	Residuals	46	326,38	7,10		2005	a	46	8,32	0,181		2005	b
	Total	48	349,81			2006	a	48	15,13			2006	b
Parasitoïdes	Model	2	7,84	3,92	0,86 ^{ns}	2004	a	2	2,28	1,138	2,95 ^{ns}	2004	a
	Residuals	46	210,07	4,57		2005	a	46	17,73	0,386		2005	a
	Total	48	217,91			2006	a	48	20,01			2006	a
Fourmis	Model	2	840,34	420,17	4,75*	2004	a	2	0,29	0,145	3,030	2004	a
	Residuals	46	4065,93	88,39		2005	b	46	2,20	0,048		2005	a
	Total	48	4906,27			2006	b	48	2,49			2006	a
Coccinelles	Model	2	167,62	83,81	3,89*	2004	a	2	1,06	0,532	1,071 ^{ns}	2004	a
	Residuals	46	990,94	21,54		2005	b	46	22,84	0,496		2005	a
	Total	48	1158,56			2006	b	48	23,90			2006	a
Acarie ns prédateurs	Model	2	8,51	4,26	0,06 ^{ns}	2004	a	2	2,01	1,005	4,42*	2004	a
	Residuals	46	3091,41	67,20		2005	a	46	10,43	0,227		2005	b
	Total	48	3099,92			2006	a	48	12,44			2006	b
autres arthropodes	Model	2	62,03	31,01	1,25 ^{ns}	2004	a	2	25,55	12,773	73,54***	2004	a
	Residuals	46	1135,79	24,69		2005	a	46	7,99	0,174		2005	b
	Total	48	1197,82			2006	a	48	33,53			2006	c

*** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; ns, $P > 0,05$

Tableau 15 : ANOVA réalisée sur les effectifs et la richesse des différents groupes échantillonnés par frappe sur tous les arbres du verger (2004 à 2006)

En ce qui concerne les effectifs totaux, des différences significatives sont observées entre les trois années ($F(2,45) = 3.93$; $P < 0.02$), l'année 2004 avec 108 542 individus est celle qui a le plus grand nombre d'individus dénombrés en comparaison de l'année 2005 (38 418 individus) et 2006 (44 318 individus). En ce qui concerne la richesse totale, des différences significatives sont observées entre l'année 2004 et l'année 2006 ($F(2,45) = 4.96$; $P < 0.011$), la richesse de l'année 2004 est significativement supérieure à celle de l'année 2006. Les résultats des ANOVA effectuées sur les effectifs et la richesse des différentes catégories sont présentés dans le tableau 16. Pour les effectifs, ils révèlent des différences significatives et supérieures pour l'année 2004 par rapport aux années 2005-2006 pour les effectifs des phytophages, fourmis et coccinelles.

Pour la richesse, ils révèlent des différences significatives et supérieures pour l'année 2004 par rapport aux années 2005-2006. Pour la richesse des phytophages celle des autres auxiliaires et des acariens prédateurs. Les trois années sont significativement différentes pour la richesse des « autres arthropodes ». L'année 2005 est supérieure à l'année 2006 qui est elle-même supérieure à l'année 2004. D'une façon générale, les mirides et les anthocorides (Hémiptères) sont les prédateurs dont les effectifs ont toujours été les plus importants dans cette étude, puis les coccinelles et les acariens prédateurs représentés surtout par des anystis, *Anystis baccarum* L. et *A. pallescens* CL Koch.

3.3 Distribution et organisation spatiale

Des distributions non homogènes de la richesse, de la diversité spécifique ou des effectifs sont observées pendant les trois années d'échantillonnage considérées.

3.3.1 Test 1 : Les individus sont-ils répartis de façon homogène dans le verger, ou la distribution spatiale des individus présente-t-elle des structures spatiales en agrégats

Pour le ravageur clé *Cacopsylla pyri* comme pour les populations globales psylles non compris ou encore celle des auxiliaires, on observe pour les trois années de la période d'échantillonnage une distribution spatiale des individus présentant des structures en agrégats. Ces structures sont soit localisées dans la partie est du verger pour les effectifs des psylles, soit dans la partie ouest pour les distributions des auxiliaires (figure 23).

3.3.2 Test 2 : Les individus sont-ils répartis de façon homogène dans le verger, ou la distribution spatiale des individus dépend-elle de leur proximité à la haie

Pour la population des psylles, on observe un gradient croissant et significatif des effectifs allant de la zone protégée du vent vers celle non protégée et ce pour les trois années $P < 0.01$ en 2004, $P < 0.04$ en 2005 et $P < 0.01$ en 2006 (annexe 4 à 6). Aucun gradient n'est observé pour les autres populations.

3.3.3 Test 3 : Les groupes écologiques A et B ont la même distribution spatiale ou sont-ils distribués de façon indépendante

Aucune dépendance significative n'est observée entre les effectifs des psylles et ceux des auxiliaires dans la parcelle. En 2004, on constate une dépendance significative entre le groupe des coccinelles et celui des autres phytophages. L'année 2005 se caractérise par la présence des coccinelles au centre du verger.

3.3.4 Test 4 : Les effectifs d'un même groupe sont distribués de façon identiques dans les sous régions D_1 et D_2 ou, les effectifs de la région D_1 ont-ils tendance à être plus élevés que ceux de D_2

Le test effectué sur le peuplement des psylles révèle une différence significative et supérieure de leurs effectifs, dans la partie est du verger non protégée du vent dominant par la haie pour les trois années, $P < 0.001$ en 2004, $P < 0.001$ en 2005, $P < 0.001$ en 2006, (figure 23 et annexe 7 à 9). Le même test effectué sur la population globale, psylles non compris, révèle une différence significative et supérieure des effectifs de la richesse et de la diversité, dans la partie ouest du verger protégée du vent dominant par la haie pour les trois années, $P < 0.001$ en 2004, $P < 0.005$ en 2005, $P < 0.001$ en 2006, (figure 24 et annexe 10 à 18) par rapport à la partie du verger exposée aux tourbillons du vent. La richesse et la diversité sont significativement supérieures dans cette partie du verger pour l'année 2004 et 2006 ($P < 0.001$) et significativement supérieures le long de la haie par rapport au reste du verger pour l'année 2005, $P < 0.005$ (annexe 19 à 21).

Calculés uniquement sur les peuplements d'auxiliaires, les effectifs, la richesse et la diversité sont significativement supérieurs et aussi localisés dans la partie ouest du verger pour les années 2004 et 2006 ($P < 0.001$). Pour l'année 2005, seule la diversité de Shannon est supérieure dans cette partie du verger ($P < 0.001$; figure 25).

Pour les années 2004 et 2006, les coccinelles montrent des différences significativement supérieures dans la partie du verger protégée du vent dominant par la haie, pour les effectifs, la richesse et la diversité ($P < 0.001$).



Photographie n° 18 : Photographie aérienne de la parcelle au 1/1000 (photo google earth, URL : <http://www.google.fr/>)

La diversité des punaises Mirides est significativement supérieure dans la partie du verger protégée du vent dominant par la haie, les trois années ($P < 0.001$). Le même résultat est obtenu en 2004 et 2006 pour les deux autres variables de richesse et d'effectifs ($P < 0.001$). Si l'on considère l'ensemble des punaises prédatrices, seule la diversité est significativement supérieure les trois années dans la partie du verger protégée du vent dominant par la haie ($P < 0.02$).

Pour les araignées, une distribution non homogène apparaît dans la partie ouest du verger pour l'année 2004 ($P < 0.001$) pour les trois variables, et uniquement pour la diversité de Shannon pour les années 2005 et 2006 ($P < 0.001$). En 2004, les fourmis sont localisées dans une partie du verger où aucune autre catégorie n'est localisée hormis le puceron mauve, *D. pyri* et dans une moindre proportion, les psylles (figure 26). Les années 2005 et 2006 sont des années de faible pullulation des pucerons et les résultats sont difficilement interprétables. Enfin, en ce qui concerne les « autres arthropodes » (visiteurs et détritiphages), on observe des distributions spatiales de peuplements localisées le long de la haie pour les variables d'effectifs et de richesse en 2005 et dans la partie du verger protégée du mistral pour les autres années et les variables d'effectifs, richesse et diversité (figure 27).

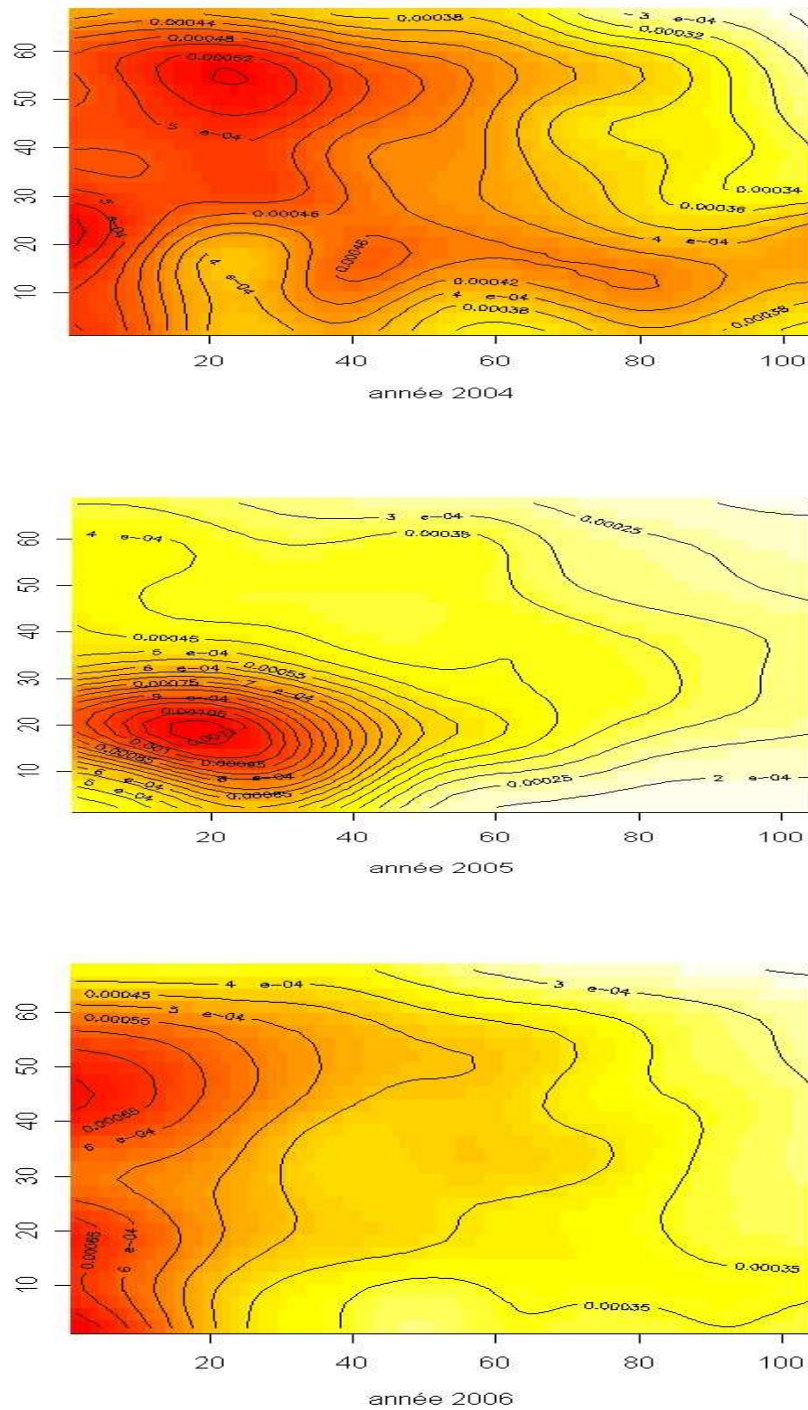


Figure 23 : Cartes de la densité des psylles *Cacopsylla pyri* L. établies à partir des données des 3 années d'échantillonnage dans la parcelle. L'origine de chacune de ces cartes et de celles présentées ci-après, représente le point nord-est de la parcelle. Les valeurs indiquées sur les axes des abscisses et des ordonnées représentent les distances en mètres depuis l'origine. Les courbes de niveaux indiquent la valeur de l'indice d'Hellinger calculé à partir des effectifs.

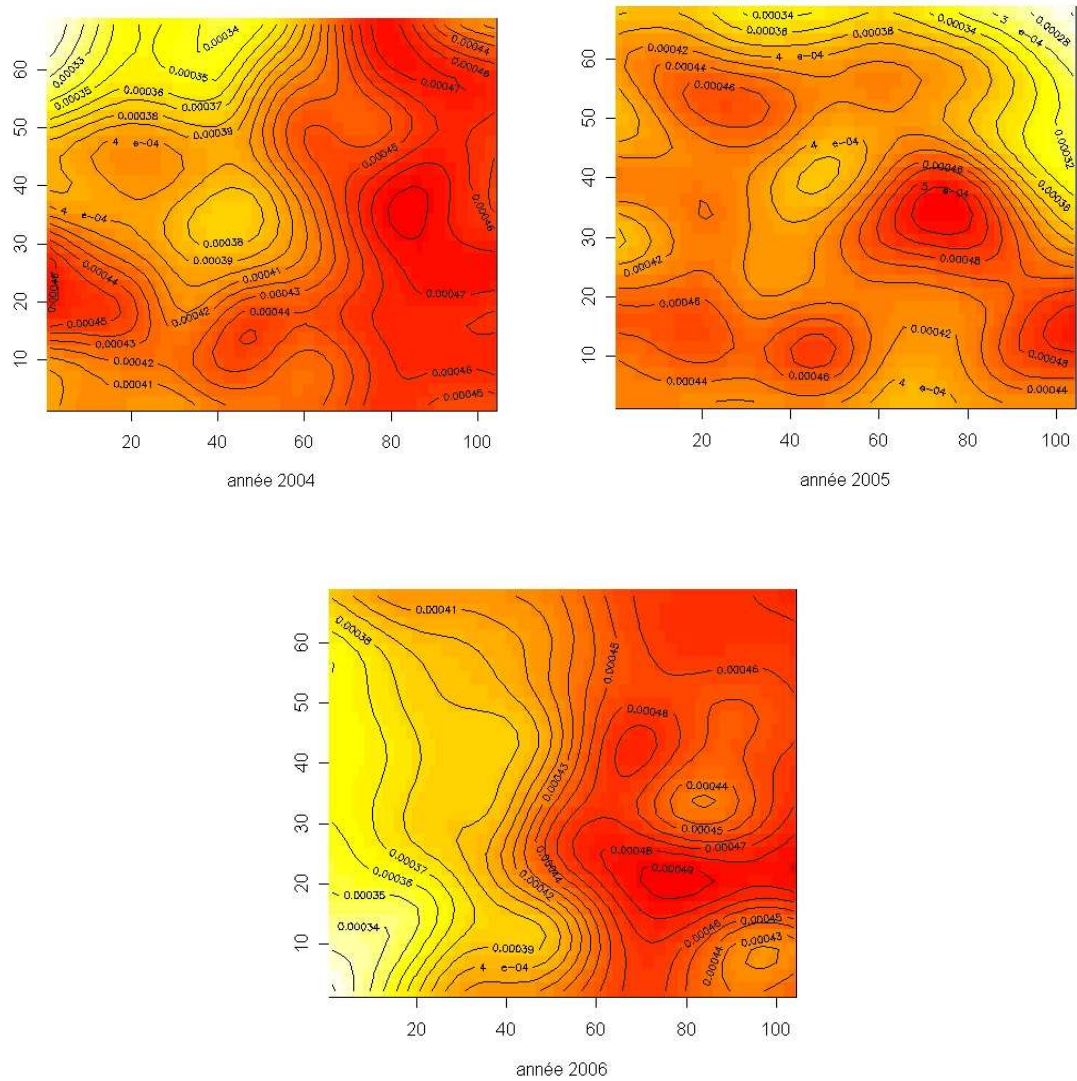


Figure 24 : Cartes de la densité du peuplement total, (*C. pryri* et *D. pyri* non compris) établies à partir des données des 3 années d'échantillonnage dans la parcelle,

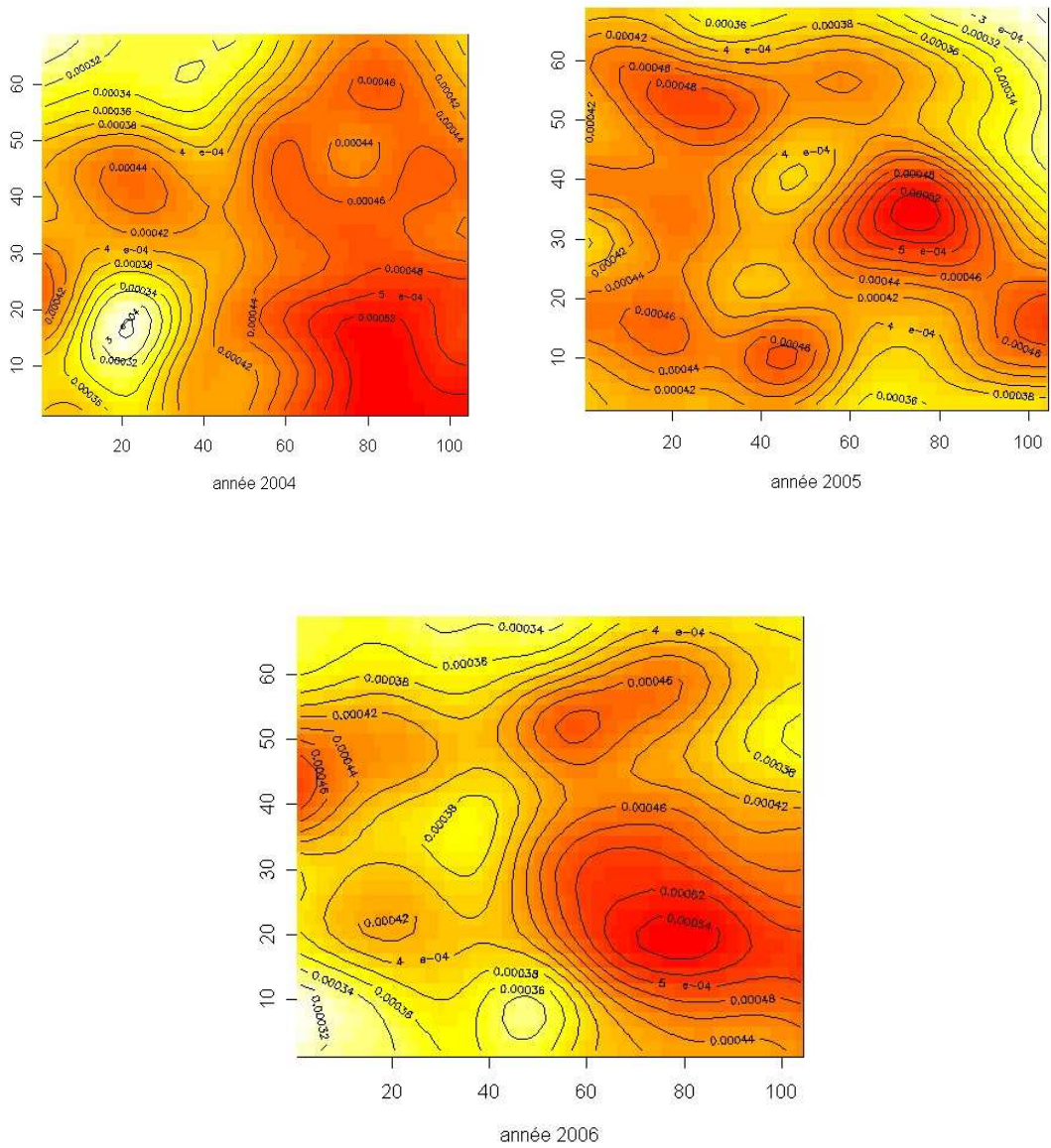


Figure 25 : Cartes de la densité des auxiliaires établies à partir des données des 3 années d'échantillonnage dans la parcelle,

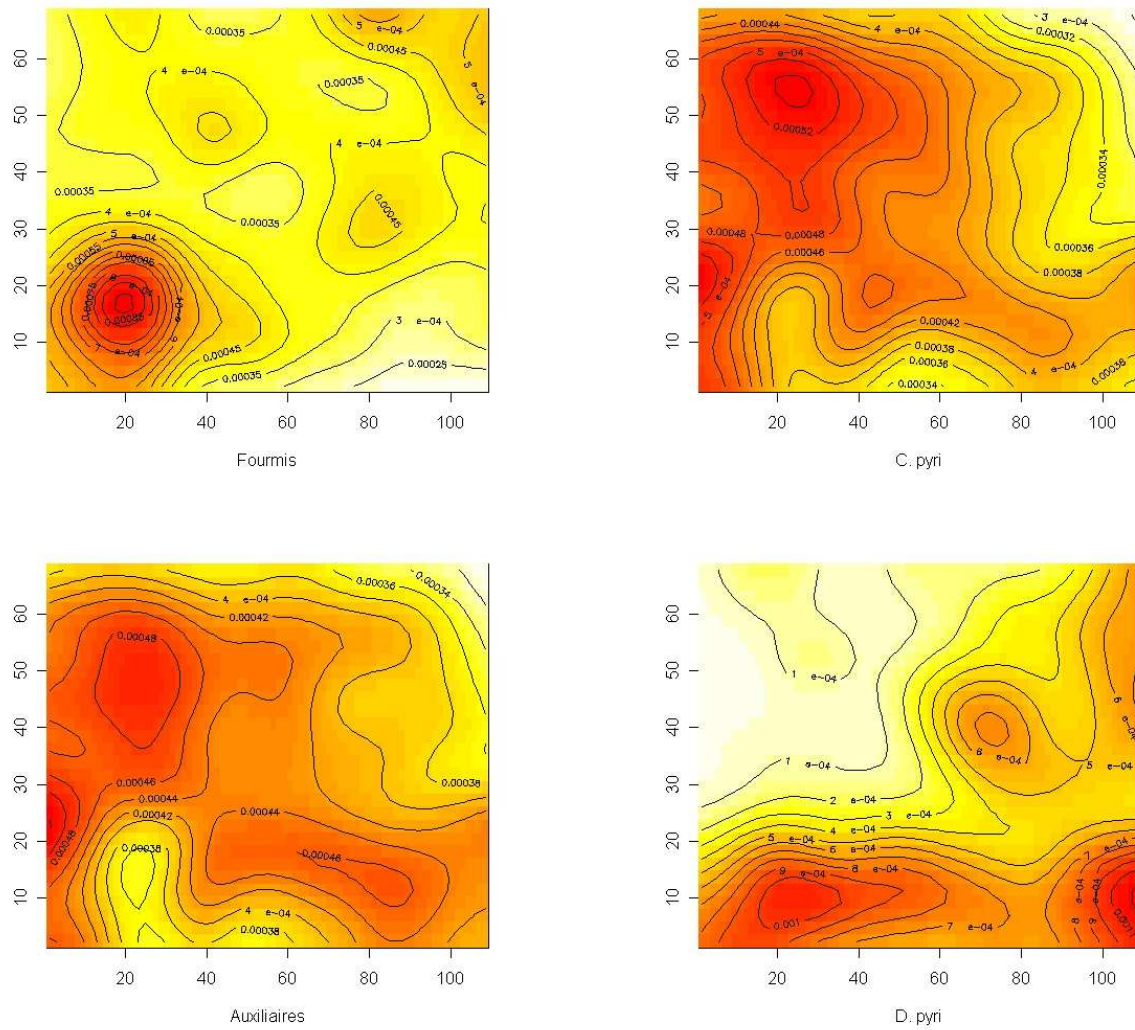


Figure 26 : Cartes de la densité des psylles (*C. pyri*) pucerons mauves (*D. pyri*), des auxiliaires et des fourmis établies à partir des données de l'année d'échantillonnage 2004 dans la parcelle, avec la mise en évidence d'une relation entre la densité de fourmis et celle des pucerons mauves.

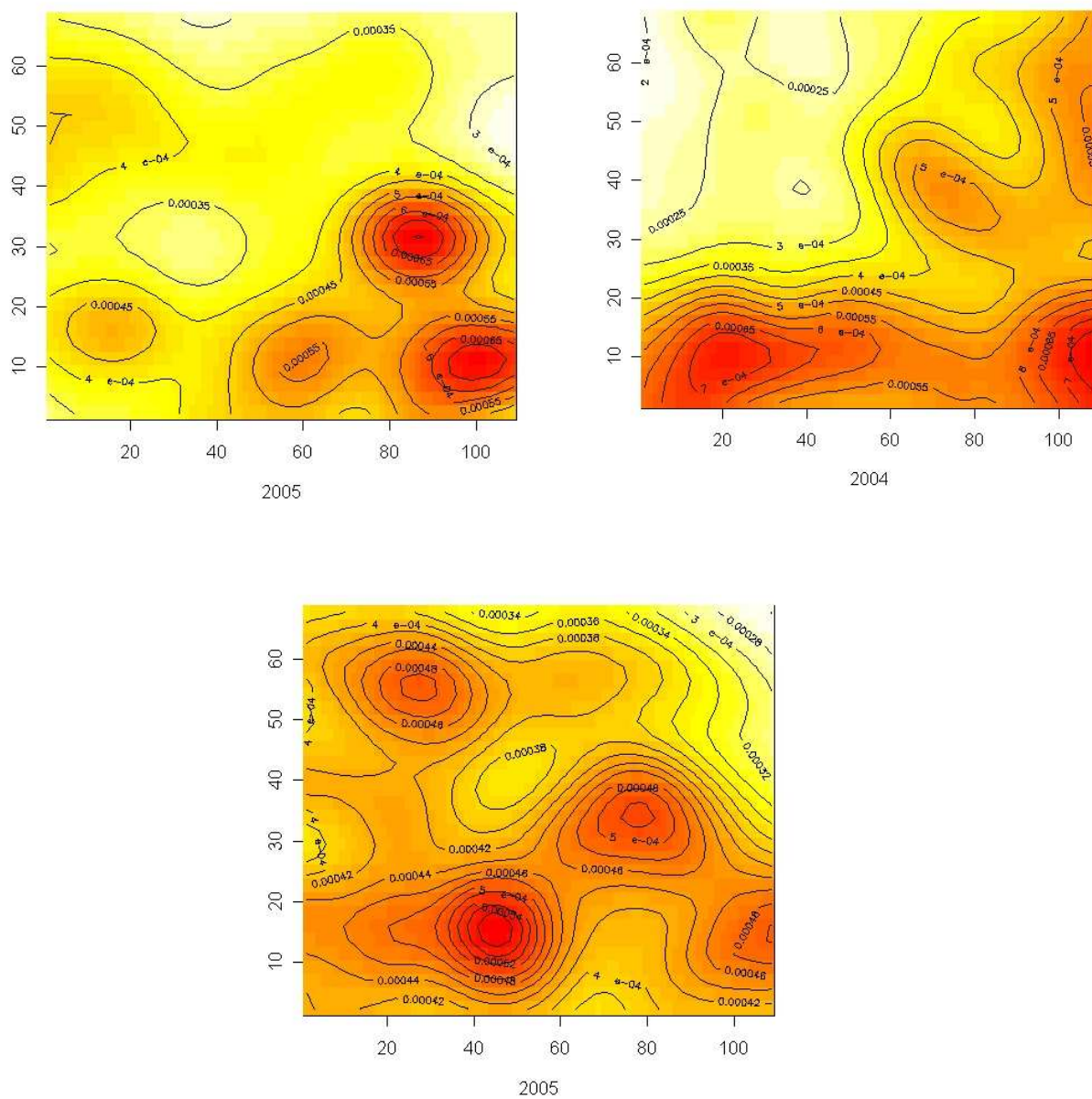


Figure 27 : Cartes de la densité du peuplement des « autres arthropodes » établies à partir des données des 3 années d'échantillonnage dans la parcelle,

4 DISCUSSION

Peu de données sont disponibles quant à l'influence d'une haie sur la distribution d'un peuplement global en verger. La majorité des études réalisées à ce jour concerne la faune des carabes. Dans cette expérimentation, nous avons tenté d'identifier, à l'échelle d'une parcelle, un effet de la haie se traduisant éventuellement par une augmentation des effectifs, de la richesse ou de la diversité des différentes communautés en comparaison avec les autres bordures du verger. Nous avons analysé par cartographie la distribution des peuplements d'arthropodes dans un contexte expérimental. Cette parcelle est soumise à l'influence d'une colline proche qui dévie le sens du mistral. Deux zones sont identifiées à l'intérieur de la parcelle, une à l'Est, sous l'influence du mistral, l'autre à l'ouest est protégée de ce vent par la haie (figure n° 21).

En ce qui concerne le peuplement de psylles, nos résultats montrent une différence significative de la répartition des effectifs entre la partie « est » et la partie « ouest » du verger pour les trois années (annexe 18 à 20). Ces résultats suggèrent que les agrégations de populations de psylles sont soumises à l'influence du vent puisque c'est la seule variable climatique qui se différencie dans les différentes zones de cette parcelle. Des travaux antérieurs ont d'ailleurs démontré l'influence du vent sur les agrégations de psylles [Rieux, 1983] et nos résultats confirment ainsi ces premières études. En fait, dans la zone non protégée du vent, les psylles se déplacent peu car les vents forts pourraient gêner leur activité et même inhiber leur vol [Lyoussoufi, 1994]. Dans cette zone, leurs effectifs peuvent augmenter d'une part par les apports extérieurs d'individus amenés par le vent et d'autre part par une augmentation des populations larvaires issues des adultes qui sont de plus en plus nombreux et continuent à pondre.

A l'inverse dans la zone protégée, plusieurs causes peuvent expliquer la baisse significative des effectifs de psylles. D'abord, il n'y a pas d'apports d'adultes extérieurs dus au vent. Ensuite, les adultes situés dans cette zone peuvent continuer à voler. Lorsqu'ils atteignent la zone ventée, ils sont entraînés par la force du vent et s'accumulent dans la zone non protégée. Enfin, dans cette zone protégée, il peut y avoir une prédation plus importante due à l'accumulation des prédateurs dans la « zone refuge » ainsi établie. Cela peut expliquer

le gradient croissant des effectifs de psylles allant de la zone protégée du vent vers la zone non protégée et appuie la double hypothèse d'une influence du vent d'une part, qui augmente les effectifs dans la partie non protégée, et celle due à l'action des auxiliaires significativement plus importants en effectifs, richesse et diversité dans la partie du verger protégée du vent dominant qui abaisse les effectifs de psylles.

La distribution des effectifs, richesse ou diversité des populations d'auxiliaires, est en revanche significativement supérieure dans la partie ouest du verger en comparaison avec la partie est. Ce résultat suggère un effet « refuge » de la haie. Effet souligné par de nombreux auteurs sur certaines populations ou certains assemblages d'arthropodes [van Emden, 1963 ; Forman and Baudry, 1984 ; Burel, 1996 ; Joyce, 1998 ; Le Coeur, Baudry et al., 2002 ; Maudsley, Seeley et al., 2002 ; Herzog, Dreier et al., 2005 ; Pywell, James et al., 2005 ; Michel, Burel et al., 2006]. Des différences apparaissent aussi entre la zone proche de la haie composite et celle proche de la haie de *C. sempervirens*. Ce n'est donc pas la seule présence d'une haie « obstacle » qui induit une augmentation des peuplements et la nature de l'occupation du sol des bordures est bien un facteur déterminant pour expliquer la diversité du peuplement en arthropodes de la parcelle.

La stabilité de la distribution spatiale du ravageur et des auxiliaires, répétée sur les trois années de l'expérimentation est surprenante. Si cette stabilité spatiale n'était liée qu'à la ressource, elle devrait logiquement être la même sur toute la parcelle, tant pour les psylles que pour les auxiliaires. Nos résultats suggèrent que d'autres facteurs influencent les différents peuplements et nous pouvons inférer d'autres hypothèses. Pour que ces distributions spatiales persistent au cours du temps, il doit y avoir une forte attraction, versus répulsion, vis-à-vis de certaines zones. En dehors de toute considération sur les facteurs impliqués dans la localisation des peuplements, il semble probable que les agrégations de peuplement mises en évidence puissent être associées à la présence de la haie. Ainsi, en ce qui concerne les mirides, leur présence dans la zone abritée traduit un effet de protection induit par une modification non homogène des conditions climatiques, alors que pour les araignées, c'est l'augmentation des micro-habitats qui permet une plus grande diversité.

Nos résultats également montrent une zone bien délimitée où sont concentrés seulement les fourmis et les pucerons (*D. pyri*). Ce résultat souligne ainsi le rôle majeur que peuvent jouer les fourmis dans le maintien des colonies de ravageurs par l'exclusion des auxiliaires. En effet, bien que les relations liant les fourmis et les pucerons soient à ce jour bien documentées [Sakata, 1999 ; Sakata and Hashimoto, 2000], il n'existe encore aucun travail montrant l'exclusion de la totalité des prédateurs par les fourmis avec les répercussions que l'on peut en attendre sur l'augmentation des populations de ravageurs en vergers et les dégâts associés.

5 CONCLUSION.

L'augmentation des effectifs de psylles dans une zone non protégée du vent met en évidence l'impact des conditions climatiques, notamment du vent, sur les agrégations de ce ravageur ainsi que l'intérêt de structures brise-vent dans sa gestion. Le second résultat est l'importance d'une haie sur les structures de populations. Cependant la stabilité spatiale temporelle des taches suggère que de futures études sont nécessaires pour discriminer les facteurs biotiques et abiotiques associés. Identifier les facteurs sous-tendus à la distribution des peuplements d'arthropodes des vergers peut avoir des implications importantes en termes de gestion des populations de ravageurs et des stratégies de défenses associées [Thomas, Parkinson et al., 2001].

TRANSITION DU CHAPITRE III AU CHAPITRE IV

L'étude de la distribution des différents peuplements d'arthropodes en verger expérimental a montré une influence de l'occupation du sol adjacente à la parcelle sur la structuration spatiale des peuplements de cette dernière. L'effet haie ainsi mis en évidence ouvre la voie à plusieurs hypothèses.

L'augmentation des peuplements d'auxiliaires serait elle due à la haie qui modifie les conditions climatiques de la parcelle, « rôle d'abri », ou est-elle due à la composition végétale de la haie « rôle source » ?

*Afin de mieux appréhender le phénomène, nous avons choisi de suivre les déplacements de deux prédateurs de psylles *Forficula auricularia* et *Forficula pubescens*, de façon à mettre en évidence un rôle source de la haie.*

CHAPITRE IV

*Recherches prospectives sur le rôle « source » des haies en
Production Fruitière Intégrée, le cas des Perce oreilles : Forficula
auricularia L. et Forficula pubescens Gené.*

Jean-François Debras, Audrey Dussaud, René Rieux et Thierry Dutoit

*Publié dans les Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, CR
Biologies ; 330(9) : 664-667*

Chapitre 4 : Recherche prospective sur le rôle source des haies en production fruitière intégrée. Le cas des Perce oreilles : Forficula auricularia L. et Forficula pubescens Gené.

Résumé: L'influence de l'occupation du sol, en bordure des parcelles cultivées, sur les peuplements en arthropodes et la régulation des ravageurs fait des haies un objet d'études majeur. Existe-t-il des échanges de population entre haie et vergers qui font de la haie une source ou un puits d'espèces vis-à-vis de la parcelle cultivée ? Dans le cadre de recherche de stratégies innovantes dans la lutte contre les bioagresseurs en arboriculture, le rôle « source » des haies est étudié à partir du suivi des déplacements de deux espèces de forficules, *Forficula auricularia* et *Forficula pubescens*, (Dermaptera: Forficulidae) par une méthode de « capture, marquage traumatique, lâcher et recapture ». Nos résultats montrent que les deux espèces ont des déplacements en relation avec les fluctuations d'effectifs du ravageur *Cacopsylla pyri* ainsi qu'avec la présence de proies de substitution pour *F. pubescens*. Une spécificité alimentaire est mise en évidence pour chacune des deux espèces lorsque elles coexistent, *F. auricularia* se nourrissant des larves âgées de psylles alors que *F. pubescens* lui est inféodé aux larves jeunes.

Mots clés : Haies composites, bordures de champ, protection intégrée, Forficules, *Cacopsylla pyri*, Poirier.

Abstract : A prospective research on the hedgerow's "source" function

In pear tree, *Forficula auricularia* and *Forficula pubescens*, (Dermaptera: Forficulidae) are considered as active predators of the pest *Cacopsylla pyri* (Hemiptera: Psyllidae). Understanding their dispersal characteristics is of crucial importance for biological

control. We studied their movement using Mark-Release-Recapture techniques. The aim of this study was to put in evidence a hedge effect as source of beneficials spreading through the orchard. Our results show that movements are mainly linked to the *C.pyri* fluctuations with a food specificity for the two species.

Key Words: mixed hedgerow, field boundary, integrated pest management, Forficulidae, *Cacopsylla pyri*, pear tree, dispersal.

1 INTRODUCTION

Dans les agrosystèmes, les monocultures sont fréquemment envahies par des bioagresseurs, des adventices ou encore des maladies parasitaires. Des auteurs [Burdon and Chilvers, 1982 ; Woolhouse and Harmsen, 1997] ont montré que la variabilité de l'abondance des populations d'arthropodes est plus élevée dans les agrosystèmes que dans les écosystèmes naturels. La diversité réduit l'importance des pullulations dans un peuplement végétal, en effet ces pullulations sont proportionnelles à l'abondance de leur hôte [Burdon and Chilvers, 1982]. Lorsque la diversité est élevée la plupart des espèces ont une moindre abondance. Une autre hypothèse avancée par Odum dès 1958 est que l'augmentation de la biodiversité accroît la richesse en espèces des niveaux trophiques de rang élevé. Puisque beaucoup d'insectes sont spécialisés sur une ou un petit nombre d'espèces végétales, l'augmentation de la diversité végétale entraîne une augmentation de la diversité des phytophages et en conséquence de leurs prédateurs et parasites [Southwood, Brown et al., 1979 ; Tilman, 1997a].

De nombreuses études écologiques ou agronomiques, considérant les haies comme des écosystèmes plus naturels, se sont intéressées à leurs peuplements en arthropodes [Russel, 1989 ; Kreiter, Tixier et al., 2002]. Ces études des relations entre environnement végétal des cultures et communautés animales vont de l'échelle de la parcelle à celle du paysage [Burel, 1989 ; Fournier and Loreau, 2001]. La plupart de ces travaux montrent qu'il existe une relation croissante entre la complexité structurale des haies et la diversité spécifique de leur peuplement et qu'ainsi la stabilité de leurs communautés pourrait être liée à

la diversité des espèces [Tilman, 1994 ; Doak, Bigger et al., 1998 ; Tilman, Lehman et al., 1998]. Une des hypothèses sur leur efficacité est que plus il y a d'auxiliaires hébergés par les haies, plus la capacité de régulation des ravageurs des cultures est augmentée [Naeem and Li, 1997], le maintien d'une diversité végétale aux abords des vergers est donc jugé favorable pour lutter contre les ravageurs [Grashof-Bokdam and Langevelde van, 2004].

Dans le cadre de la protection intégrée des vergers, les haies composites jouent un rôle de réservoir de biodiversité pour renforcer le peuplement des auxiliaires des monocultures adjacentes [Forman and Baudry, 1984 ; Coombes and Sotherton, 1986 ; Duelli, Studer et al., 1990 ; Dennis and Fry, 1992 ; Bugg and Waddington, 1994 ; Zangger, Lys et al., 1994 ; Rieux, Simon et al., 1999 ; Cortesero, Stapel et al., 2000 ; Debras, 2001]. La plantation de haies composites, réservoirs d'auxiliaires, en bordure des vergers, pourrait donc être une méthode de lutte contre les ravageurs des cultures dite par « conservation » de la biodiversité. Cette méthode, si elle s'avérait efficace, répondrait à la fois aux attentes de certains professionnels et consommateurs désireux de limiter les intrants ou soucieux des effets non intentionnels des pesticides sur la santé humaine. La plupart des travaux étudiant les déplacements d'arthropodes entre les haies et les agrosystèmes ont été réalisées sur la faune des carabes principalement actifs au sol [Burel, 1989 ; Burel, 1991 ; Petit and Burel, 1993 ; Fournier and Loreau, 2002] et bons indicateurs de milieu [Thiele, 1997]. Peu d'études ont été réalisées sur la faune des frondaisons [Maudsley, Seeley et al., 2002] malgré leur apparente richesse faunistique [Lewis, 1969 ; Paoletti, Boscolo et al., 1997]. Le rôle corridor des haies a été l'objet de nombreuses études [Noss, 1987 ; Dawson, 1994 ; Haddad, Rosenberg et al., 2000]. Il est maintenant largement reconnu, mais peu de travaux ont montré l'influence des haies comme « source » d'auxiliaires capables de s'attaquer aux ravageurs des frondaisons. L'une des raisons qui peut être avancée est la difficulté à suivre leurs déplacements.

Cependant, si l'hypothèse d'un rôle source des haies était confirmée, ce serait une avancée supplémentaire s'agissant de leur possible utilisation dans la régulation des populations d'insectes ravageurs des agrosystèmes arboricoles. En particulier, dans les vergers de poiriers où l'importance des auxiliaires sur le contrôle du psylle est confirmée par l'existence de corrélations significatives entre les effectifs de *C. pyri* au printemps et la diversité des auxiliaires [Simon, 1999]. Dans ces vergers intensifs de poiriers du sud-est de la

France, il peut donc se révéler très utile, dans la mise en place de la production fruitière intégrée, de vérifier l'hypothèse que des déplacements de prédateurs ont bien lieu entre les haies et les vergers.

Le présent travail s'inscrit dans la continuité des recherches menées sur la mise en place d'une agriculture durable, respectueuse de l'environnement et de la santé des consommateurs, et est réalisé au travers du suivi des déplacements de deux espèces d'arthropodes prédateurs *F. auricularia* et *F. pubescens*. La première, dont l'aire de répartition est vaste, est bien connue comme prédateur généraliste et présente un intérêt économique certain depuis qu'elle est considérée, notamment par son impact sur les populations de pucerons, comme une espèce auxiliaire en arboriculture fruitière (Pommes, Poires) [Buxton, 1974 ; Carrol and Hoyt, 1984 ; Carillo, 1985 ; Blommers, 1994]. La seconde, dont la biologie est moins connue, est localisée dans les régions méditerranéennes et on la trouve aussi dans le sud de la France.



Photographie n° 19 : Piège pour les forficules (Photo Debras)

L'intérêt des forficules dans la lutte contre les ravageurs des cultures est due entre autre à une large gamme de proies et leur efficacité sur certains ravageurs clés, *Eriosoma lanigerum* (Hausmann) « puceron lanigère », *C. pyri*, « psylle du poirier » et les

œufs de certains lépidoptères, tel *Cydia pomonella* (L.), « carpocapse » [Asante, 1995 ; Weiss and McDonald, 1998 ; Solomon, Cross et al., 2000 ; Nicholas, Spooner-Hart et al., 2005]. Les forficules possèdent en outre plusieurs atouts contribuant à la possibilité de les utiliser dans la lutte contre les ravageurs des cultures. Ainsi, leur importante population d'individus à grande mobilité, au comportement de recherche efficace [Burnip, Daly et al., 2002] associé à une phéromone d'agrégation [Sauphanor, 1992 ; Sauphanor and Sureau, 1993] peut laisser espérer une utilisation optimale de ce groupe dans la gestion des populations de ravageurs.

Dans cette étude, nous avons suivi le déplacement des deux espèces de forficules par la méthode du piégeage, avec marquage traumatique puis lacher et recapture pour tenter de mettre en évidence un rôle « source » de la haie. Bien que l'activité nocturne des forficules rende leur suivi difficile et que certains auteurs proposent d'utiliser les déjections de forficules comme indicateur de leur présence [Suckling, Burnip et al., 2006], l'originalité de ce travail réside dans la méthode utilisée pour le suivi des déplacements.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 *Le site d'étude*

Les observations ont lieu sur le domaine de l'INRA d'Avignon et sont réalisées sur une parcelle expérimentale bordée par une haie composite. La haie a été mise en place en même temps que le verger en 1985. Irriguée au goutte à goutte, elle se compose d'essences arbustives ayant différentes propriétés vis-à-vis de l'entomofaune, *Fraxinus excelsior* L., *Cercis siliquastrum* L., *Arbutus unedo* L., *Sambucus nigra* L., *Viburnum tinus* L., *Laurus nobilisi* L., *Corylus avellana* L., *Ligustrum vulgare* L. [Debras, Cousin et al., 2002]. On note aussi la présence spontanée du lierre (*Hedera helix* L.) qui, avec une floraison tardive et un feuillage persistant, héberge un puceron spécifique (*Aphis hederæ* Kaltenbach) et qui attire une abondante faune auxiliaire avant et pendant l'hiver. Le verger expérimental d'une superficie de 0,5 ha est constitué de 10 rangées de 21 poiriers espacés de 4 m entre chaque pied et de 5 m d'inter-rangs (figure 28).

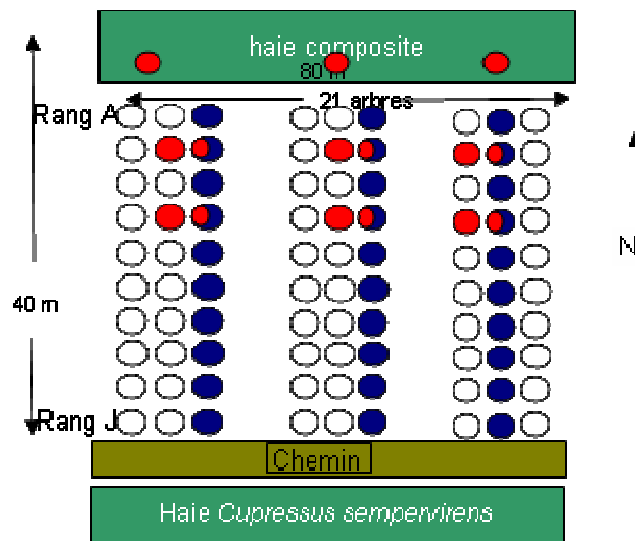


Figure 28 : Disposition des rangs de poiriers et de la haie composite. La position des pièges à forficules est en rouge (16 pièges par rang) les arbres sur lesquels sont effectués les contrôles visuels de psylles sont représentés en bleu

Il est planté de poiriers de cultivar Général Leclerc (variété sensible au psylle) greffés sur cognassier de Provence BA-29. Il est bordé au nord par une haie brise-vent composite et au sud par un chemin et une haie de cyprès servant de brise-vent à la culture suivante. L'irrigation se fait par micro-asperion sous frondaisons et asperion sur frondaisons. Depuis 1997, il n'y a plus aucun traitement insecticide dans cette parcelle

2.2 Le psylle commun du poirier : *Cacopsylla pyri* L.

Les psylles appartiennent à l'ordre des hémiptères et sont parmi les ravageurs clés en verger de poirier. Ils sont bien connus des arboriculteurs pour les dégâts qu'ils peuvent engendrer sur les parcelles. L'adulte, de forme massive, ressemble à une minuscule cigale. Il possède une tête large avec des antennes à dix articles, un thorax bien développé, des ailes membraneuses et inégales qui sont tenues en toit sur le dos lorsque l'insecte est au repos. L'abdomen se termine par des armatures génitales dont les caractères sont utiles à l'identification. L'adulte de *C. pyri* présente deux types morphologiques saisonniers : une forme d'hiver plus grande et de teinte foncée et une forme d'été plus petite de couleur claire.

Le psylle, *C. pyri* est présent dans une grande partie de la France. Comme tout les psylles, il est étroitement inféodé à sa plante hôte, le poirier. Les psylles sont phytophages, ils possèdent à l'extrémité de leur rostre des organes permettant de reconnaître leurs plantes hôtes, sans recourir aux piqûres. Ils se nourrissent principalement à partir du phloème, mais il a été montré, en particulier chez l'adulte, qu'ils étaient capables de se nourrir de toutes les catégories de tissus. En outre ils sont vecteurs d'une maladie à phytoplasme le « *pear decline* » [Garcia-Chapa, Sabate et al., 2005].

2.3 Les forficules : *Forficula auricularia* L. et *Forficula pubescens* Gené.

Les forficules « perce-oreilles » constituent un petit ordre d'insectes (Dermaptères) qui compte environ 1800 espèces dans le monde. Dans les vergers du sud de la France, nous rencontrons principalement deux espèces *F. auricularia* et *F. pubescens*. L'espèce la plus commune en France est *F. auricularia*; on la trouve dans de très nombreux milieux, espèce plus ou moins commensale de l'homme, elle se rencontre dans les jardins et parfois les habitations. Son activité est généralement nocturne, *F. auricularia* se réfugie sous les pierres, les écorces, les feuilles et les crevasses pendant la journée. Omnivore, il se nourrit de végétaux inférieurs (mousse, lichen) ainsi que de diverses parties des végétaux supérieurs (bourgeons, feuilles, fleurs, fruits). Il peut également consommer de petits arthropodes vivants ou morts et exerce ainsi un rôle de prédateur actif sur certains ravageurs des cultures, notamment en verger de poirier où il consomme des pucerons et des psylles.

Forficula pubescens est localisé dans les régions méditerranéennes, son activité est également nocturne ; on le trouve sur les arbustes, dans les zones herbacées, dans les jardins, sous les pierres et les débris divers, en revanche, il n'existe que très peu de données sur son mode d'alimentation.

Les forficules sécrètent des phéromones d'agrégation grâce à leurs glandes tibiales ; la présence de cette phéromone entraîne un regroupement important des individus sous certains de leurs abris [Friedrich, Delate et al., 2003].

2.4 *Suivi des populations et marquage traumatique des forficules*

2.4.1 *Les psylles*

Le suivi des psylles est réalisé de façon hebdomadaire du 24 avril au 10 juillet 2006 selon la méthode du contrôle visuel et à raison de trois rameaux poussants par arbre et trois arbres par rang, soit 90 rameaux au total. Chaque rameau est marqué avec de la rubalise (ruban de plastique avec impression rouge et blanc). Les rangs du verger sont notés de « A à J », le rang proche de la haie composite étant le rang « A ». Les larves sont dénombrées chaque semaine à l'aide d'une loupe (x.10) directement sur l'arbre en partant du haut du rameau jusqu'à sa base. On différencie les larves jeunes (stades 1, 2 et 3) des larves âgées (stade 4 et 5).

2.4.2 *Les forficules*

Le suivi des populations est réalisé par piégeage. Le piège se compose d'une bande de carton ondulé de 15 cm de largeur et d'une longueur qui varie en fonction de la largeur du tronc de l'arbre [Helsen, Vaal et al., 1998] (photographie n° 19). Cette bande de carton enroulée 2 à 3 fois autour du tronc est maintenue avec du fil de fer. Les forficules qui sont montés dans l'arbre durant la nuit, se réfugient sous et dans les bandes de cartons durant la journée. Les pièges sont installés sur tous les arbres de chacun des rangs moins les deux arbres de bordures, soit un total de 16 pièges par rang. Au total il y a 48 pièges installés qui se répartissent de la façon suivante : 16 dans la haie, 16 dans les rang "B" et "D" du verger.



Photographie n° 20 : Marquage traumatique des forficules (photo Debras)

Les pièges sont relevés 2 fois par semaine et sont remplacés s'ils sont trop abîmés. Le marquage est traumatique et s'effectue à l'aide d'une paire de ciseaux fins avec lesquels on coupe l'extrémité des cerques des individus récoltés. Les deux cerques sont coupées chez les individus présents dans la haie, la cerque gauche est coupée chez les individus récoltés sur le rang "B" et la cerque droite est coupée chez les individus présents dans le rang "D" (photographie n° 20). Le marquage est effectué entre le 31 mai et le 6 juin 2006. Le bilan des déplacements des forficules est réalisé pour la haie, en faisant la différence entre les individus marqués, retrouvés dans la haie, en provenance des rangs "B" et "D" (immigrants) et les individus marqués dans la haie que l'on retrouve dans le verger (émigrants). On utilise le même principe pour les rangs "B" et "D".

2.5 Etude du comportement alimentaire de *F. pubescens*

Pour en préciser le caractère omnivore, nous avons isolé 20 larves de *F. pubescens* dans 20 tubes contenant chacun 10 pucerons mauves, *Dysaphis pyri* L. et 10 larves de *C. pyri*, le contrôle est journalier, le renouvellement des forficules, pucerons et psylles est hebdomadaire, l'expérimentation est conduite pendant 4 semaines.

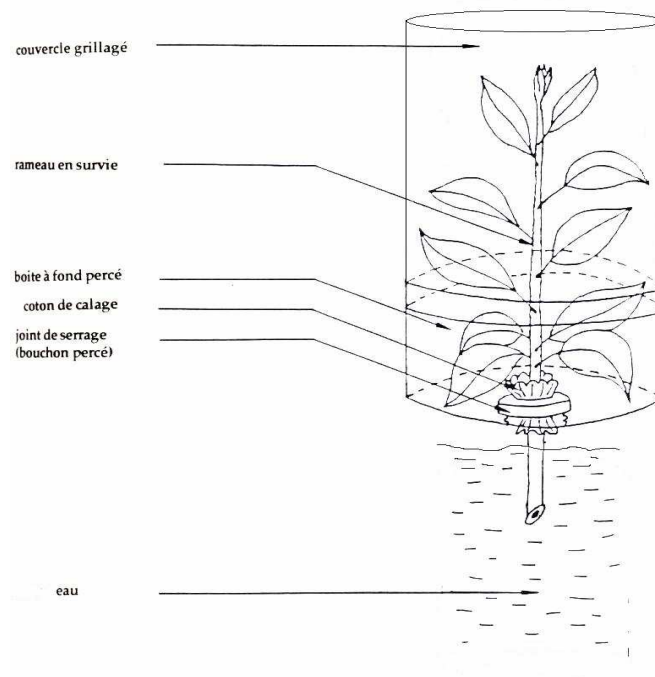


Figure 29 : Montage pour l'observation de la nutrition chez *F. pubescens*

Pour connaître le préférendum, nous avons effectué en parallèle, une deuxième expérimentation qui consiste à mettre 20 forficules dans 20 cages (10 x 5 cm) dans lesquelles sont introduits des jeunes rameaux infestés de psylles (œufs et larves) et de pucerons mauves (figure 29). Le contrôle est journalier, toutes les semaines et pendant 4 semaines on renouvelle les rameaux ainsi que les forficules.

3 RESULTATS

3.1 *Suivi des populations*

Pendant la durée de l'expérimentation 20 273 larves de psylles ont été comptées, 13 838 larves jeunes et 6 435 larves âgées. La population augmente régulièrement et le pic de pullulation des psylles est atteint le 17 mai. A partir du 23 mai et jusqu'au 7 Juin 2006, la région d'Avignon a subi un épisode de mistral violent qui décime les populations larvaires. En effet, durant cette période qui dure une quinzaine de jours, la température et l'humidité relative chutent à tel point que le miellat des psylles cristallise, entraînant une forte mortalité des larves.

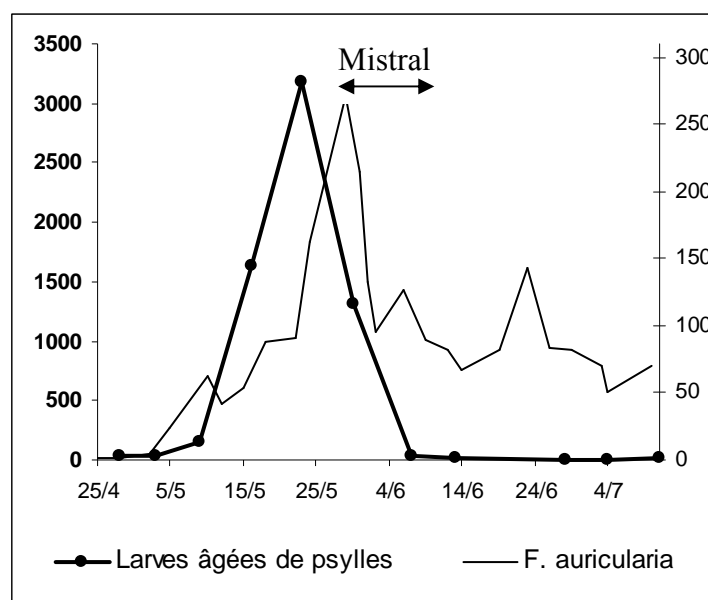


Figure 30 : Evolution globale des populations de larves âgées de *C. pyri* et *F. auricularia*

Un test du Khi deux effectué sur la répartition des larves des psylles dans les rangs du verger montre que la population est répartie de façon significativement non homogène dans le verger (annexe 22). Les 3 premiers rangs proches de la haie et le rang "J" sont moins peuplés que ceux du reste du verger.

5 086 forficules ont été piégés dont 2 191 *F. auricularia* et 2 895 *F. pubescens*. La population augmente régulièrement à partir du 01/05. Il y a une chute de la population du 28/05 au 02/06 qui correspond à l'épisode de mistral de 15 jours. Le pic des effectifs de *F. auricularia* a lieu le 29/05, celui de *F. pubescens* a lieu le 22/05.

Les deux populations chutent après l'épisode de mistral (figure 30 et 31). Par la suite, *F. pubescens* reste présent dans le verger avec un deuxième pic le 09/06, alors que *F. auricularia* disparaît presque totalement du verger. Au total 1894 forficules sont piégés dans le rang "B", 1 749 forficules dans le rang "D" et 1 443 dans la haie (figure 32 et 33). Le test de Khi deux effectué sur la répartition des effectifs montre une population répartie de façon non homogène dans la haie et le verger pour les deux espèces (annexe 23 et 24).

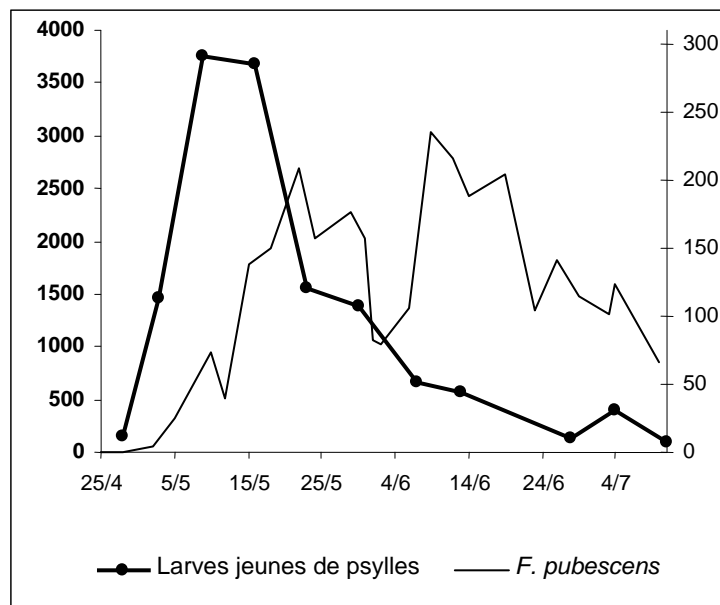


Figure 31 : Evolution globale des populations de larves jeunes de *C. pyri* et *F. pubescens*

3.2 Caractère omnivore de *F. pubescens*

Lors de la première expérience en laboratoire, toutes les larves de *C. pyri* et *D. pyri* ont été consommées. Lors de la seconde expérience sur le préférendum, les larves *F. pubescens* ont consommé 89% des pucerons, 95% des œufs de psylles et 75% des jeunes larves de psylles (stade 1 à 3), seul 10% des larves âgées sont consommées, en revanche, aucun dégât n'est constaté sur les rameaux.

3.3 Etude des déplacements

3.3.1 Déplacements globaux

A partir du 31/05 et jusqu'au 06/06, 754 forficules sont capturés, marqués et relâchés. Par la suite 460, seront capturés à nouveau soit 60% du total des individus marqués et plus de 9 % de la population totale piégée. D'une façon globale, le rang "D" cède des forficules au profit de la haie alors que les effectifs dans le rang « B » ne varient pas.

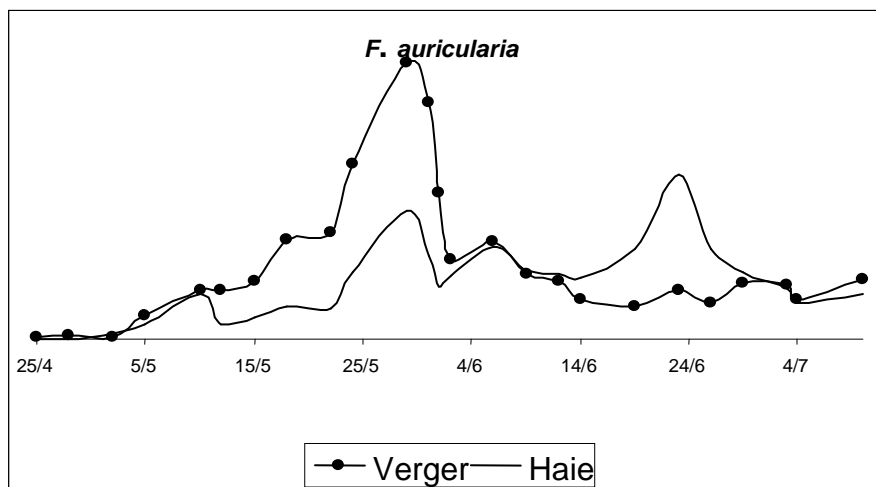


Figure 32 : Evolution des populations *F. auricularia* dans la haie et le verger

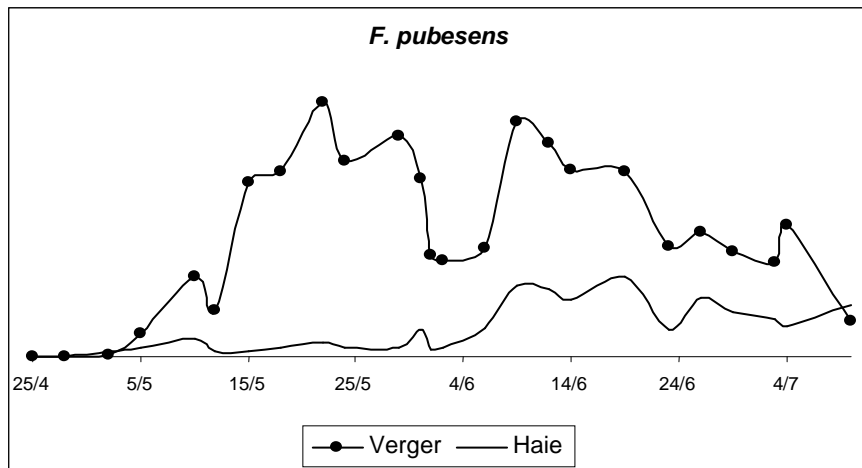


Figure 33 : Evolution des populations *F. pubescens* dans la haie et le verger

3.3.2 Déplacements espèce par espèce

Un effectif de 452 *F. auricularia* a été marqué et relâché, 241 seront à nouveau capturés soit 53% des effectifs marqués et 11% des effectifs totaux piégés. Pour *F. pubescens*, 219 individus sur les 302 marqués sont capturés à nouveau, soit 73% des effectifs marqués et 7,6% des effectifs totaux.

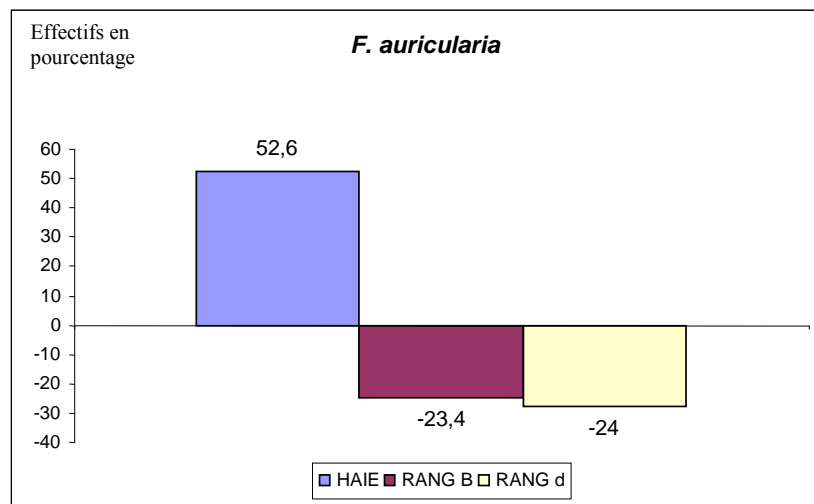


Figure 34 : Bilan des déplacements de *F. auricularia* en pourcentage

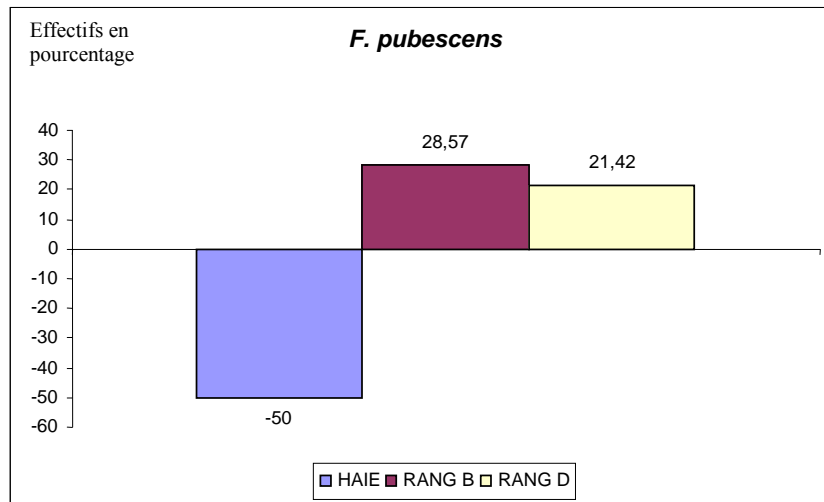


Figure 35 : Bilan des déplacements de *F. pubescens* en pourcentage

Un test de conformité de moyenne effectué sur les effectifs de chaque espèce recapturés dans la haie montre que les déplacements, espèce par espèce, ne sont pas nuls ; *F. auricularia* ; $P < 0.0001$ et *F. pubescens* ; $P < 0.001$. Le test d'homogénéité de moyenne effectué sur les effectifs des deux espèces recapturées dans la haie montre qu'il y a bien une différence significative entre les mouvements de *F. auricularia* et ceux de *F. pubescens*, $P < 0.0001$. Les deux espèces ont des déplacements en sens contraires. Les déplacements de *F. auricularia* s'effectuent du verger vers la haie (figure 34), alors que les déplacements *F. pubescens* s'effectuent de la haie vers le verger (figure 35).

Les tests d'homogénéité effectués sur les effectifs des deux espèces dans le verger montrent que, quelle que soit l'espèce considérée, les déplacements effectués à partir de chaque rang sont identiques entre eux, *F. auricularia* ; p-value = 0.927 et *F. pubescens* ; p-value = 0.703. Autrement dit, aucun des rangs ne cède ou ne récupère plus d'effectif. Ces mouvements sont également observables grâce à l'évolution de la répartition des deux espèces dans le verger et la haie. *F. auricularia* est présent majoritairement dans le verger du 25/04 au 06/06. Après le pic de pullulation sa répartition change et *F. auricularia* est principalement capturé dans la haie du 09/06 au 03/07 alors que pour *F. pubescens* la répartition ne varie pas, il y a toujours un effectif plus élevé capturé dans le verger que dans la haie.

4 DISCUSSION

Les populations de psylles et de forficules présentent des caractéristiques spécifiques dans leur répartition. Pour les psylles : les résultats obtenus montrent un gradient croissant des effectifs allant des rangs proches de la haie vers les rangs les plus éloignés.

Si il y a action de la faune auxiliaire, elle agit plus facilement dans les rangs proches de la haie, puis chacun des rangs du verger parallèles à la haie agirait comme une barrière qui freinerait la dispersion des prédateurs et donc la régulation des effectifs de psylles.

Le dernier rang est peu peuplé, mais ce déficit d'effectif peut s'expliquer d'une part par la présence du chemin à proximité : les engins agricoles, passant en moyenne deux fois par jour sur ce chemin, soulèvent de fines particules d'argile qui se déposent sur les poiriers et agissent comme une barrière physique en protégeant les feuilles des phytophages [Delate, Mackern et al., 2005 ; Saour, 2005]. D'autre part, la haie de cyprès peut, localement, occasionner des changements microclimatiques (écran au rayonnement, ombre portée) qui entraînent une baisse de la densité de feuillage des poiriers dans ce rang [Guyot, 1986]. Or, les effectifs de psylles sont dépendants de l'état de leurs plantes hôtes. Les poiriers présentant un feuillage moins important sont délaissés par le ravageur [Lyoussoufi, 1994].

L'évolution des effectifs de psylles est marquée dans cette étude par une perturbation climatique. Une chute importante de la population de psylle s'est produite à partir du 30 mai ; elle correspond à un fort épisode de mistral qui a duré 15 jours, du 23 mai au 7 juin.

Durant cette période le miellat des psylles s'est cristallisé et les larves sont mortes à l'intérieur. La population de larves âgées est alors pratiquement détruite ; elle passe de 3 187 individus durant le pic à 36 individus le 7 juin, soit une perte de 99%. La population de jeunes larves subit moins de perte ; elle passe de 3 756 individus durant le pic à 660 individus le 7 juin, soit une perte de 82%. Cette différence s'explique par la présence toujours importante des adultes durant cette période. Les adultes toujours présents dans le verger ont continué à pondre. Les nouvelles larves qui éclosent après cette période reconstituent un effectif de jeunes larves.

Les effectifs de forficules capturés dans la haie sont plus faibles que ceux capturés dans le verger (figure 32 et 33). Cela traduit en fait une plus grande complexité de la haie qui offre plus de micro-habitats que le verger. En conséquence, la probabilité pour qu'un forficule y soit piégé est moindre dans la haie que dans le verger. Dans des études similaires, certains auteurs ayant utilisé la même méthode de piégeage font état d'une interaction compétitive entre les abris et l'habitat environnant. Ils trouvent des effectifs de forficules inférieurs dans les vergers enherbés que dans ceux desherbés à l'aide d'herbicides chimiques [Lamb, 1975 ; Landais and Deffontaines, 1988 ; Burnip, Daly et al., 2002].

Dans cette étude, *F. auricularia* et *F. pubescens* sont présents tous les deux dans le verger, les deux espèces pourraient donc entrer en compétition. Cependant, le pic de *F. auricularia* concorde avec celui des larves âgées de psylles alors que le pic de *F. pubescens*, concorde lui, avec celui des larves jeunes de psylles. Ainsi, il y aurait une spécialisation du régime alimentaire des deux espèces, confirmée en laboratoire pour *F. pubescens*, cette spécialisation leur permettrait de cohabiter sans entrer en compétition lorsqu'elles sont présentes en même temps dans le verger. Plus qu'une spécialisation, on peut penser que *F. pubescens* restreint la niche écologique de *F. auricularia* aux larves âgées de psylles. Diverses hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce phénomène, entre autre un comportement de prédation journalier, décalé et plus précoce pour *F. pubescens* que pour *F. auricularia*. La constatation d'une spécialisation alimentaire est aussi appuyée par le comportement de *F. auricularia* durant la période de mistral qui a provoqué une chute importante de la population larvaire des psylles. En effet cette chute des effectifs a surtout affecté le comportement de *F. auricularia*, en revanche, *F. pubescens* reste bien présent dans le verger avec un deuxième pic en date du 9 juin, pic qui ne semble cependant pas lié aux psylles dont les effectifs sont en phase de régression à cette date, mais plutôt à la présence de pucerons sur les plantes de l'inter-rang. Lors de cette période, nous observons des effectifs importants de pucerons *Aphis fabae* Scopoli et *Brachycaudus spp.* bien visibles sur diverses composées, principalement le cirse (*Cirsium arvense* L.), le Crepis (*Crepis foetida* L.) et les picris (*Picris echioides* L., *Picris hieracioides* L.).

Une étude récente menée à la fois sur l'herbe de Guinée *Panicum maximum* Jacquemin, graminée pérenne touffue et vigoureuse et le ravageur *Chilo partellus* Swinhoe a

montré le double rôle de cette plante en bordure de culture, d'abord comme réservoir d'auxiliaire mais aussi puit pour le ravageur [Koji, Khan et al., 2007]. Des allers-retours entre la « plante piège » et la culture ont lieu. Dans notre étude, les déplacements de *F. auricularia* et *F. pubescens* ne s'effectuent pas dans le même sens et à la même période. Pour *F. auricularia* on constate qu'ils s'effectuent majoritairement du verger vers la haie et que le sens de ce mouvement est en relation avec la chute, dans le verger, des effectifs de larves âgées de psylles. Le verger est déserté par *F. auricularia*, qui n'aurait plus assez de proies. Par ailleurs, si dans la haie, nous avons retrouvé des individus marqués dans le verger, nous en avons aussi retrouvé dans un verger d'abricotiers distant de 150 m du verger de poirier (43 *F. auricularia* marqués dans les rangs "B" et "D" ont ainsi été retrouvés dans ce verger d'abricotiers). L'augmentation des effectifs de *F. auricularia* piégés dans la haie durant cette période témoigne du fait que l'espèce quitte le verger à cette période. On peut concevoir que la haie, et ses alentours, qui abritent de nombreux autres phytophages sont à nouveau explorés par le prédateur quand le verger n'offre plus assez de proies, la haie retrouve alors sa fonction de réservoir. Quant à *F. pubescens* le mouvement s'effectue surtout de la haie vers le verger et s'explique par la présence constante de larves jeunes de psylles puis par la présence des pucerons observées sur les adventices, le verger reste un milieu attractif pour *F. pubescens* qui y trouve sa nourriture, et c'est cette fois la fonction de « source » qui est jouée par la haie.

5 CONCLUSIONS

L'application de la méthode de marquage traumatique expérimentée ici montre que les deux espèces sont inféodées aux psylles du Poirier. Elle confirme le caractère entomophage de *F. pubescens* et met en évidence une spécialisation alimentaire. Les deux espèces peuvent ainsi coloniser le verger et cohabiter sans entrer en compétition. Cette étude souligne un rôle important de la haie, non seulement celui déjà connu du maintien près du verger de poirier de prédateurs tels que les forficules, mais aussi celle de « source » d'auxiliaires pour le verger. La haie permet aux forficules de "coloniser" le verger lorsqu'il offre des effectifs de proies suffisants, elle peut servir aussi d'abri, si les conditions dans le verger deviennent défavorables. Cette expérimentation devra être reconduite sur un nombre plus important de parcelles afin de confirmer les premiers résultats obtenus.

CHAPITRE V : DISCUSSION GENERALE

Chapitre 5 : Discussion Générale

Les travaux de recherches exposés dans ce mémoire ont été conduits principalement dans un cadre expérimental mais s'attachent cependant à proposer des résultats qui permettent aux aménageurs de mieux prendre en compte l'écologie des haies dans leurs pratiques professionnelles et aux arboriculteurs de mieux en comprendre les rôles dans la gestion des ravageurs des cultures.

De nombreux travaux se sont intéressés à l'utilité des haies dans les agrosystèmes. Ces travaux commencent, dès 1962, par l'étude de l'influence des brise-vents sur les facteurs climatiques et leurs conséquences agronomiques, ont mis en évidence la modification des contraintes physiques et des conditions climatiques apportées par les haies dans les parcelles environnantes. Dans les années 1980, de nouvelles approches ont vu le jour, et parmi ces dernières, l'écologie du paysage dont l'un des principaux objectifs est « ...*élucider les causes et variations des peuplements et leur diversité spécifique*⁸ dans l'espace et le temps... » [Auger et al., 1992] ou encore au niveau appliqué, l'agriculture écosystémique et/ou mimétique [Jackson and Piper, 1989 ; Soule and Piper, 1992]. Il s'agit de tenir compte des connaissances acquises sur les agroécosystèmes pour en tirer le meilleur parti dans une approche préventive. La prise de conscience qu'un champ cultivé puisse être considéré comme un écosystème est récente. L'agronomie systémique a permis ce virage. Elle postule, comme cela a été souligné dans l'introduction générale, que les écosystèmes matures seraient plus stables et plus durables que les agrosystèmes [Jackson and Piper, 1989 ; Lefroy et al., 1999 ; Jackson, 2002]. Cette stabilité serait due à la structure de ces écosystèmes et l'enjeu est donc de réduire les risques de pullulations de ravageurs en limitant le recours à des traitements phytosanitaires préjudiciables à l'environnement. Si ce postulat est vrai, alors la

⁸ La *diversité spécifique* du peuplement, animal ou végétal, d'un écosystème est une notion qui fait intervenir à la fois le nombre d'espèces et leurs effectifs, elle se mesure avec différents indices, dont le plus utilisé est celui de Shannon.

biodiversité des auxiliaires induite par une augmentation de leur richesse spécifique⁹ aux abords des champs cultivés peut contribuer significativement à la protection des cultures contre les ravageurs.

En considérant les haies comme des systèmes plus matures [Odum, 1969] ou pour le moins plus diversifiés que les agrosystèmes, nous faisons l'hypothèse que cette diversité biologique peut, dans certaines conditions, favoriser la productivité et la résilience des agrosystèmes. Nous avons donc cherché à analyser le rôle de la fonctionnalité des haies en bordure des vergers de poirier pour améliorer la stabilité pluriannuelle de leur fonctionnement, optimiser l'utilisation des ressources et diminuer les risques face à la variabilité de la dynamique des populations de ravageurs. Pour cela nous nous sommes fixés comme objectif d'identifier les facteurs explicatifs de leurs fonctionnalités dans le cadre précis d'une agriculture durable, dont un des objectifs est une réduction des produits phytosanitaires utilisés dans la régulation des bioagresseurs des cultures. A l'échelle de la parcelle, cela implique une meilleure connaissance de la dynamique des bioagresseurs en relation avec celle de la dynamique du milieu. Pour répondre à notre objectif, nous nous sommes posés quatre questions :

1°) Quel est l'impact des pratiques culturales en verger de poirier sur la composition et la structuration des peuplements d'arthropodes des vergers en système bocager par rapport aux effets écologiques liés à la distance et à la structure des haies ?

2°) Quel est l'impact de la haie sur la distribution des communautés d'arthropodes prédateurs du psylle en dehors de tous traitements phytosanitaires ? Peut on identifier un rôle de la haie dans le temps et l'espace ?

3°) La distribution du ravageur et de son entomofaune auxiliaire associée dans une parcelle est elle corrélée à un effet de la haie différent des autres effets de bordure ou de lisière ?

⁹ La *richesse spécifique* d'un peuplement est le nombre d'espèces qui le constituent. Elle doit être ramenée à une unité de surface

4°) Les auxiliaires proviennent-ils bien de la haie et quelles sont les modalités qui régissent les déplacements des auxiliaires de la haie vers le verger et plus particulièrement pour le modèle forficule ?

L'objectif de cette discussion est de faire ressortir les points forts des résultats obtenus ainsi que d'en préciser les apports en agronomie.

1 UN EFFET HAIE MASQUE PAR LES TRAITEMENTS PHYTOSANITAIRES...

De nombreux travaux soulignent la relation entre la complexité végétale des ligneux et l'abondance [Southwood, Brown et al., 1979 ; Strong, Lawton et al., 1984 ; Halley, Thomas et al., 1996 ; Marino and Landis, 1996 ; Menalled, Lee et al., 1999] ou la diversité [Pollard, Hooper et al., 1974 ; Bowden and Dean, 1977 ; Gut, Jochums et al., 1982 ; Bommarco, 1998] des auxiliaires des cultures. Les ligneux, de par leurs nombreuses répétitions de structures et leur composition (tronc, charpentièrre, sous-charpentièrre, rameaux, différents types de bourgeons, structure de feuilles, fleurs...) sont des végétaux complexes. Peuplés de phytophages dont certains sont spécifiques, ils sont susceptibles d'héberger une entomofaune auxiliaire d'une grande diversité spécifique [Lawton, 1983 ; Cortesero, Stapel et al., 2000]. Cela est confirmé par les travaux de Rieux non encore publiés sur le peuplement de plus de 60 espèces ligneuses.

Les ligneux, lorsqu'ils entrent dans la composition de haies multi-spécifiques et pluri-stratifiés forment une structure qui assure non seulement une fonction de couloir de circulation (corridors) pour de nombreuses espèces entre les massifs forestiers [Forman and Baudry, 1984 ; Burel, 1996], mais qui est aussi souvent décrite comme une double lisière forestière augmentant la diversité des peuplements d'invertébrés par la multiplication des habitats [Morris and Webb, 1987 ; Dennis, Young et al., 1998].

La diversité animale des haies est déjà démontrée et n'est plus controversée. Les haies sont des éléments incontournables d'études dont le but est de promouvoir une agriculture

durable basée sur la réduction des intrants, notamment les insecticides, dans la maîtrise des ravageurs. La plupart des études réalisées sur la faune auxiliaire ont eu pour modèle celle des carabes, parmi lesquels se trouvent d'actifs prédateurs de la faune du sol [Wright, R.D. et al., 1960 ; Lovei and Sunderland, 1996]. Ces études ont confirmé l'importance des haies comme zones refuges hébergeant de nombreuses espèces pouvant participer à la régulation des bioagresseurs des cultures [Lewis, 1969 ; Bowden and Dean, 1977 ; Ostman, Ekblom et al., 2001], mais aussi sur la nécessité d'une réduction de l'intensité des pratiques agricoles vis-à-vis de la diversité entomologique des haies [Clark, Cage et al., 1997 ; Schweiger, Maelfait et al., 2005]. En effet, les agrosystèmes arboricoles sont des milieux maintenus ouverts, simplifiés, perturbés, à faible diversité spécifique et faible richesse végétale. Ils sont fortement dépendants des pratiques anthropiques telles que la taille, l'irrigation, la fumure ou encore le nombre de traitements phytosanitaires et ils sont prédisposés aux phénomènes explosifs de la dynamique de leurs populations. Les pratiques actuelles peuvent cependant être interprétées comme autant de perturbations agissant sur le peuplement entomologique de la parcelle cultivée et des haies environnantes [Longley, Cilgi et al., 1997 ; Carlsen, Spliid et al., 2006]. Cependant et dans certains cas, un rôle « tampon » des haies, diminuant l'aspect négatif des traitements sur le peuplement des cultures est mis en évidence [Lee, Fabián et al., 2001].

Dans le cas des vergers commerciaux, la biodiversité des auxiliaires est réduite en terme de richesse et d'effectif. Au premier rang des pratiques agricoles à fort impact sur la diminution de l'entomofaune auxiliaire se trouve le nombre et l'efficacité des traitements insecticides utilisés pour lutter contre les ravageurs des cultures. Or, plus le verger est grand et plus le nombre de traitements s'accroît : augmentation de 71% quand le verger passe de 2 à 50 ha (source SOLAGRO, <http://www.solagro.org/>). Si l'effet recherché de ces traitements est bien une diminution de la pression des phytophages, ils sont aussi extrêmement toxiques pour l'ensemble des composantes de l'entomofaune, celle des auxiliaires ou encore celle des détritivores même réfugiés dans les haies.

Les résultats obtenus sur les cinq sites étudiés confirment ces données et montrent que l'intensité des pratiques influence de manière significativement négative la diversité des peuplements d'arthropodes des parcelles ainsi que celle des haies.

- Dans les parcelles conduites en agriculture conventionnelle dans lesquelles le nombre et la répétition des traitements sont importants, les peuplements d'arthropodes sont appauvris en richesse et en effectif.
- Dans la parcelle conduite en agriculture biologique, une plus grande diversité des espèces est observée, en relation avec des effectifs de proies plus nombreux que dans les parcelles en agriculture conventionnelle.

Il est cependant difficile de conclure à un effet positif de la haie sur le peuplement de la parcelle. En effet les résultats de l'ACC partielle révèlent une relation significative entre la composition du peuplement et la totalité des variables étudiées. Cependant la haie n'explique que 2% de la variabilité totale du peuplement.

Si les résultats obtenus sont en contradiction avec ceux de travaux antérieurs montrant un possible rôle tampon des haies, diminuant l'impact négatif des traitements phytosanitaires [Lee, Fabián et al., 2001], ils confirment néanmoins d'autres études sur l'effet de ces traitements sur les peuplements de prédateurs. Ainsi Nicholas (2005), observe que la prédation des pucerons lanigères (*Eriosoma lanigerum* Hausmann) (Hemiptera: Aphididae) par les forficules (*Forficula auricularia* L.) (Dermaptera: Forficulidae) est augmentée lorsque le nombre de traitements insecticides est réduit [Nicholas, Spooner-Hart et al., 2005]. Raudonis (2004) travaillant lui aussi en verger de pommier arrive aux mêmes conclusions et montre que le nombre de traitements est déterminant sur les peuplements d'auxiliaires [Raudonis, Surviliene et al., 2004]. Cet effet tampon des haies ne peut donc pas être généralisé à tous les agrosystèmes. Nos résultats suggèrent qu'en contexte intensif comme extensif, les mesures conduisant à une diminution des traitements et une limitation de la dérive des pesticides, due aux vents, doivent être considérées pour augmenter l'efficacité du rôle des haies [Longley, Cilgi et al., 1997 ; Carlsen, Spliid et al., 2006].

A ce stade de la réflexion, différents facteurs peuvent intervenir pour optimiser le rôle de régulateur des haies. La technicité de l'agriculteur et sa sensibilité vis-à-vis des mesures de régulations naturelles sont importantes. Ainsi, certains facteurs climatiques, tel le vent, ou techniques, comme la taille des buses de pulvérisation, méritent d'être pris en compte lors des traitements insecticides. Ces facteurs peuvent être tout aussi déterminants pour optimiser le

rôle des haies que ne le sont d'autres facteurs intrinsèques aux haies tels leur structure ou leur diversité végétale. La compréhension des interactions entre les haies, zones refuges tamponnant l'effet des pratiques, zones réservoirs augmentant la diversité des auxiliaires et les pratiques agricoles néfastes à la biodiversité ne semble pas encore être parfaitement maîtrisée et demande que d'autres travaux soient réalisés en la matière. En effet la compréhension du rôle des pratiques agricoles sur les populations d'arthropodes est maintenant incontournable d'une agriculture envisageant une plus grande maîtrise des bioagresseurs des cultures par des principes de régulations naturelles.

D'autres solutions peuvent être envisagées. Parmi celles-ci, les prés-vergers peuvent être intéressants. Le pré-verger est une prairie fauchée ou pâturée, plantée de fruitiers de haute tige. La densité des arbres doit être inférieure à 100 arbres/ha. Un fruitier est dit de "haute tige" dès lors que son tronc mesure plus de 1,60m. L'âge d'or des prés-vergers remonte au siècle dernier. Dans une économie rurale où dominaient l'autoconsommation et la commercialisation de proximité, le pré-verger apparut comme un progrès technique indéniable. Il permettait d'associer dans les régions d'élevage plusieurs productions sur la même surface. Ils sont encore bien présents sur notre territoire. La Normandie concentre un bon tiers de ces prés-vergers mais d'autres régions en sont encore bien pourvues : la Bretagne, les Pays de Loire et le nord-est de la France (Lorraine, Alsace). En 1998 il en restait encore 160 000 hectares contre certainement plus d'un million au début du siècle [Grousset , 2005], avec une régression de plus d'un tiers entre 1982 et 1998.

La disparition des prés-vergers se poursuit à un rythme élevé. Plusieurs facteurs ont contribué à ce déclin et, entre autre, l'obligation faite aux propriétaires de choisir entre deux "métiers", celui d'arboriculteur ou d'éleveur. L'absence de prise en compte des systèmes mixtes au niveau des aides communautaires, hormis les récentes mesures agri-environnementales, ne permet pas aux agriculteurs de conjuguer prime à l'herbe et aides à l'arboriculture. Malgré un recul très important, ils constituent toujours un modèle intéressant pour une production de pomme ou de poire.

La faible densité des arbres, l'utilisation conjointe de plusieurs variétés, la couverture permanente du sol, la présence de haies, la mixité des productions (herbe et fruit) permettent une production sans traitement. Certes les rendements sont plus faibles (10 tonnes au lieu de

30 tonnes pour la pomme) mais ils peuvent être compensés par de très faibles charges et dans certaines régions par la production de viande ou de lait (1UGB/ha). Ce système de production, capable de répondre au cahier des charges de l'agriculture biologique, pourrait être amélioré (mécanisation de la récolte, greffage de nouvelles variétés, conduite du pâturage, etc).

Ces vergers à faibles intrants sont aussi les promoteurs de cette tendance à la multifonctionnalité de l'agriculture tant recherchée et qui se décline au travers de l'hétérogénéité des paysages, d'une identité forte, d'une biodiversité élevée, de produits typés et de la préservation des ressources (eau, énergie).

2 ... MAIS QUI EXISTE BIEN EN VERGER EXPERIMENTAL

L'ensemble des espèces présentes dans un lieu donné, l'ensemble des interactions qu'elles entretiennent entre elles et avec le milieu physique, et l'ensemble des flux de matière et d'énergie qui parcourent les espèces et leur environnement, constituent un écosystème. Un écosystème naturel peut donc s'interpréter comme un ensemble biologique et physique dynamique, constamment traversé par un flux d'énergie, d'éléments et d'organismes et capable d'autorégulation. Dans les agrosystèmes, les haies font figure d'écosystèmes plus matures. Elles ont des propriétés qui leur sont propres, [Pollard, Hooper et al., 1974 ; Hooper, 1976 ; Burel, 1996 ; Maudsley, 2000 ; Le Coeur, Baudry et al., 2002] et qui peuvent interférer avec les écosystèmes moins matures que sont les vergers. L'approche systémique intègre deux notions : celle de régulation et celle d'homéostasie¹⁰ [Landais, 1998]. Cette approche nous enseigne que les systèmes naturels, en majorité plus matures que les agrosystèmes, sont traversés par des flux d'énergie, de matière et d'informations, qui sont intégrés et transformés, puis les déchets sont rejetés par le système dans l'environnement. Régulations, aménagement et équilibre dynamique appelant, non des actions ponctuelles, mais multiples et coordonnées dans le temps. Les propriétés des haies peuvent se décliner de différentes manières. Elles peuvent agir sur les facteurs abiotiques ; modification des

¹⁰ 1er principe de dynamique du vivant, le terme vient du grec homéos (le même) et stasie (rester) : demeurer le même tout en changeant et conserver tout en transformant

conditions climatiques dans les parcelles adjacentes ou sur les facteurs biotiques ; augmentation des peuplements en bordure des parcelles, rôle de refuge, d'abri, de réservoir ou encore un rôle dans la circulation des espèces animales et végétales.... L'augmentation des peuplements d'arthropodes corrélée à celle de la diversité végétale caractérisant les haies est soulignée par de nombreux auteurs. Plantées aux abords des cultures, on attend des haies une interaction positive sur la maîtrise des ravageurs des cultures. Cependant, l'effet positif d'une diversité végétale accrue sur l'augmentation de la diversité des auxiliaires en verger n'est pas expérimentalement démontré. En outre, l'impact des pratiques agricoles semble un frein à l'expression de cette interaction comme nous avons pu le démontrer au chapitre I.

Dans le chapitre deux, nous nous sommes attachés à rechercher un effet haie en nous libérant de l'impact des traitements et de celui des variations dues à l'organisation paysagère, par le suivi sur trois années du peuplement global des arthropodes présent dans une parcelle expérimentale et de la haie composite associée. Le « rôle haie » attendu devant se traduire par i) une augmentation de la diversité des auxiliaires dans le secteur du verger proche de la haie avec éventuellement un gradient décroissant alors que la distance à la haie augmente, ii) l'augmentation de cette diversité devant être en lien avec celle des effectifs de la ressource, c'est-à-dire une baisse des effectifs des psylles à proximité de la haie.

Nos résultats vérifient les hypothèses de départ et montrent une corrélation entre la distance à la haie et les auxiliaires avec une modulation temporelle de leur diversité selon les saisons liée aux fluctuations des effectifs de psylles. Cette corrélation s'exprime au travers d'un gradient décroissant de la diversité des auxiliaires pendant les périodes de pullulation du psylle *C. pyri*.

Le système haie/verger n'est donc pas un ensemble d'interactions figées puisque certaines espèces de la haie semblent se déplacer dans le verger et modifient les interactions biotiques proches en créant les conditions d'une régulation. Ainsi, dans notre site atelier, l'agrosystème haie/verger change régulièrement, à un rythme qui lui est propre, dans un sens le plus souvent prévisible, à partir de la variation des densités de psylles et des autres ravageurs. La richesse spécifique élevée de la haie procure à l'agrosystème une capacité à moduler les perturbations que sont les pullulations de ravageurs, et induit par conséquent une

certainne stabilité de son fonctionnement. Cet effet est connu sous le nom de l'hypothèse de l'assurance biologique [Yachi, 1999]. Néanmoins il ne se fait pas sentir avec la même intensité suivant que l'on est proche ou non de la haie. L'action de la haie sur la régulation des ravageurs a une limite dans l'espace et la conséquence concrète est que dans la partie du verger proche de la haie, la richesse spécifique est plus élevée que dans la partie éloignée.

Dans notre cas, il existe une liaison positive entre biodiversité et stabilité-résilience, de l'agrosystème ou, plus exactement, entre biodiversité et capacité de l'agrosystème à amortir les perturbations. Le terme de stabilité a plusieurs sens [Holling, 1973], la rémanence correspond à la persistance d'une biocénose dans le temps, la résistance concerne l'aptitude d'un écosystème à résister aux changements et à maintenir intacte sa structure ; enfin la résilience ou homéostasie est l'aptitude à récupérer un fonctionnement normal après une perturbation. Le concept de stabilité dépendante de la diversité proposé pour la première fois par McArthur [McArthur, 1955] et Elton [Elton, 1958] a été remis en cause par May [May, 1973]. Cependant l'étude de Pollis [Pollis, 1994] sur les réseaux trophiques amène à la conclusion que la complexité entraîne la stabilité. Mais l'idée que la biodiversité est nécessaire au maintien de la stabilité des écosystèmes résulte d'observations et d'expériences encore débattues à l'heure actuelle [Naeem, Thompson et al., 1994 ; Tilman, 1994 ; Tilman, 1997a].

Les recherches sur la biodiversité ont un intérêt en agronomie. La pratique des cultures associées est fréquente en agriculture tropicale et souvent le rendement de deux cultures associées est supérieur à la somme des rendements des deux cultures isolées. Il semble maintenant établi que, dans de nombreux cas, la biodiversité a un effet bénéfique sur les écosystèmes, notamment en ce qui concerne la stabilité et la productivité primaire des écosystèmes herbacés [Tilman, 1997a].

3 UN EFFET DE LA HAIE DIFFERENT D'UN EFFET DE BORDURE...

La parcelle expérimentale sur laquelle nous avons travaillé est bordée au nord par une haie pluri-spécifique composée d'une dizaine d'essences végétales, au sud par une haie mono

variétale formée de *Cupressus sempervirens*. Les côtés est et ouest du verger sont bordés de cultures céréalières et arboricoles. L'analyse cartographique des peuplements d'arthropodes réalisée sur les 210 arbres de la parcelle pendant trois années a tenté de répondre à deux questions.

- Au sein d'une parcelle agricole, la nature de l'occupation du sol de la matrice paysagère proche est-elle un facteur déterminant pour expliquer la diversité de son peuplement en arthropodes ?
- L'augmentation de la diversité constatée dans la partie du verger proche de la haie composite est-elle un simple effet de bordure ou un effet fonctionnel d'écotone dû à la présence de la haie composite ?

L'écotone est défini par Clément comme « *une zone de tension où les principales espèces des communautés adjacentes atteignent leurs limites* » [Clements, 1905]. Il complète cette définition, en 1907, par « *une ligne de tension qui connecte les points d'accumulation de changements ou de changement abrupt* ». Odum y ajoute la contrainte d'être de largeur inférieure à celle des communautés adjacentes [Odum, 1953]. Certains auteurs observent que les écotones sont riches en espèces : ils contiennent celles des deux communautés adjacentes et des espèces spécifiques [Livingston, 1903 ; Di Castri, Hansen et al., 1988] et jusqu'en 1982, à part les propositions de distinguer écotone et écocline, il y a peu d'évolution de la définition de l'écotone. L'écocline est quant à lui, une transition douce (un changement graduel) au sein d'un continuum de végétation selon un gradient environnemental. Il arrive que les écotones soient moins diversifiés que les biocénoses en contact pour la raison que, le plus souvent, seules les espèces les plus tolérantes aux facteurs écologiques caractérisant chacun des écosystèmes abritant les biocénoses peuvent y prospérer [Van der Maarel, 1990].

La haie définie comme corridor de circulation implique un fonctionnement globalement orienté dans le sens de sa longueur. Par exemple, pour une rivière, les flux majeurs suivent l'écoulement de l'eau. Le rôle de barrière que le corridor peut opposer à des déplacements transversaux renforce les déplacements longitudinaux. Le rôle majeur du corridor dans le fonctionnement du paysage est la mise en relation de deux taches non juxtaposées, la création de réseaux permettant des mouvements d'organismes (déplacement, colonisation ...). Cependant, un grand nombre de corridors (particulièrement les corridors

linéaires et fluviaux) sont des écotones : le cas le plus étudié est celui des ripisylves. L'écotone implique, en effet, un fonctionnement en largeur, il est traversé par des flux perpendiculaires et il induit souvent une discontinuité ou une variation d'intensité du flux. C'est ce qui a été observé dans l'étude réalisée au chapitre II où l'effet haie peut être assimilé à un effet d'écotone dans la mesure où sa structure est assimilable à celle d'une double lisière forestière [Baudry, Jouin et al., 2003]. Toutefois, nous ne parlons ici que d'un effet d'écotone, gardant à l'esprit les réserves de Le Coeur « *...Il me semble peu réaliste de rechercher un quelconque écotone au sein d'une structure d'un mètre de large, coincée entre deux parcelles de maïs...* » [Le Coeur, 1996]. Au cours des siècles passés, de nombreux systèmes écologiques ont intégré et se sont adaptés à l'action perturbatrice, directe ou indirecte, de l'homme. C'est le cas en particulier des prairies de fauche ou des pâturages qui sont en équilibre instable avec la pression exercée par l'homme ou par ses animaux domestiques. Ces milieux ne se maintiennent dans cet état d'équilibre, atteint depuis des siècles d'utilisation, que si les pressions continuent de s'exercer de la même manière. Dans ces conditions, la contrainte due à la fauche (qui peut être considérée comme un cas particulier de prédation) ou au pâturage n'est plus vraiment une contrainte pour l'écosystème prairial, mais est un des facteurs de régulation de cet écosystème, aussi appelé "régime constant de perturbation" [Balent, Duru et al., 1993]. En revanche, l'arrêt de la fauche ou du pâturage devient une perturbation, puisque cela déplace un équilibre établi de longue date. Vanpeene-Bruhier (1998) parle alors d'écotone contraint et le définit comme étant la limite entre deux écosystèmes anthropisés ou entre un écosystème semi- naturel (ex : la haie) et un écosystème cultivé (ex : le verger).

L'effet observé dans l'expérimentation précédente est-il à rapprocher d'un effet d'écotone contraint au sens défini par Vanpeene-Bruhier (1998) ou d'un effet de bordure comme l'entend Frochot ? Ce dernier considère qu'un écotone vrai n'est pas uniquement caractérisé par la présence de nouvelles espèces mais aussi par de nouvelles propriétés et que dans le cas contraire l'augmentation du nombre d'espèces n'est pas un effet d'écotone et se doit d'être appelé « effet de bordure » [Frochot, 1987]. Dans cette étude, la mise en évidence de structurations spatiales de peuplement caractérisant une organisation basée sur une augmentation significative de la richesse, la diversité ou les effectifs à proximité de la haie nous intéressent particulièrement. Ces structurations spatiales, associées à l'émergence de

fonctions écologiques telles la régulation des ravageurs, confirmeraient l'effet d'écotone décrit par Odum (1953) où, plus précisément, d'écotone contraint au sens de Vanpeene-Bruhier (1998).

Nos résultats montrent que des structurations spatiales de populations différentes existent aux différents bords de la parcelle. Ces structures apparaissent pour les auxiliaires dans une zone proche de la haie composite et abritée du vent dominant. Rien de comparable n'est observé pour les autres bordures, particulièrement celle située en lisière de la haie de cyprès. L'indice d'Hellinger comparant la similitude des peuplements de ces différentes zones du verger montre une différence significative entre le peuplement de la zone proche de la haie composite et celui proche de la haie de cyprès. Cette première observation suggère que ce n'est pas seulement la présence d'une haie qui induit une augmentation des peuplements mais bien sa composition spécifique. En ce qui concerne les populations de psylles, elles sont significativement plus faibles là où les populations d'auxiliaires sont importantes et plus élevées, là où la régulation climatique de la haie induit un effet de rabattement du vent. Ces différents résultats suggèrent qu'il y a bien une modification de certaines caractéristiques, de la parcelle expérimentale, induites par la haie. Dans le cas de la zone au vent, la haie ne joue pas un rôle refuge, mais en accentuant un effet de rabattement du vent la diversité, la richesse et les effectifs des auxiliaires sont réduits alors que la densité des psylles est augmentée. Ainsi, la diminution des effectifs d'auxiliaires permet les pullulations de psylles d'autant plus importantes que ces derniers semblent s'agréger sous l'action du vent [Lyoussoufi, 1994]. Le phénomène inverse est observé dans la zone protégée.

4 ... ET CERTAINES ESPECES PROVIENNENT BIEN DE LA HAIE

Les résultats obtenus au chapitre précédent montrent un effet induit par la haie. Les modifications climatiques provoquées semblent être un facteur important mais la réalité d'une influence de la composition végétale de la haie sur la structuration spatiale du peuplement d'arthropodes de la parcelle est aussi plausible. Cela fait de cette haie une composante intéressante du système haie / verger dans la lutte contre les bioagresseurs et des échanges entre la haie et le verger peuvent alors être mis à jour.

Les mouvements d'arthropodes ont déjà été étudiés :

- D'une façon globale, au travers de l'étude des corridors écologiques dans les paysages agraires et du fonctionnement des populations dans les paysages fragmentés. Les corridors sont des éléments linéaires du paysage et peuvent être naturels (les rivières) ou artificiels (les haies). Ils ont un rôle spécifique sur les espèces végétales ou animales de par leurs fonctions particulières ; habitat, conduit, filtre, source, puits [Forman, 1995]. Ils sont organisés en réseaux, définis par un linéaire, un nombre d'intersections, une qualité des connexions, l'ensemble de ces caractéristiques détermine des routes et des probabilités de déplacement, [Burel, 2000].

- D'une façon plus spécifique dans les agrosystèmes et pour les ravageurs ayant un impact économique important comme le carpocapse des pommes. Les études montrent que ces derniers se déplacent généralement à courte distance à l'intérieur du verger et dans les milieux adjacents (de l'ordre de 100 à 200m) [Nagy and Jermy, 1972]. L'importance de ces milieux adjacents sur les mouvements de populations a été révélée par Altieri et Schmidt, (1985). Les auteurs soulignent leurs effets sur la colonisation par les insectes. Il conclut que plus la différence structurale entre le verger et le milieu adjacent est grande plus les échanges sont importants.

En ce qui concerne les haies, les nombreuses études réalisées dans l'ouest de la France et en Angleterre depuis les années 1976 ont mis à jour les fonctions d'habitats pour les espèces forestières, de source de graines pour la recolonisation de cultures abandonnées [Baudry, 1993], de filtres, barrières ou conduits [Petit and Burel, 1998a] pour les arthropodes. Les mouvements de population chez les arthropodes comme pour d'autres organismes sont des phénomènes naturels. Ils peuvent être induits à l'intérieur des corridors par la taille de la population, par exemple la ponte de l'araignée *Dolomedes plantarius* donne naissance à plus de 200 individus, une telle densité oblige les individus à se disperser. Entre deux éléments du paysage, exemple haie / verger, la recherche de nourriture peut être source de déplacement. La plupart des travaux réalisés sur l'entomofaune auxiliaire l'a été sur la faune des carabes « ... *Many studies have examined the arthropod fauna of hedge bases. However, few studies have concentrated on the hedge itself, despite the apparent diversity of invertebrate fauna therein ...* » [Pollard and Holland, 2006]. Ainsi peu de travaux se rapportent à la faune des

auxiliaires des frondaisons. Nous nous sommes intéressés aux déplacements des forficules (omnivores) qui sont d'actifs prédateurs dans les vergers de fruits à pépins [Solomon, Cross et al., 2000], et plus précisément qui réduisent les effectifs des populations de psylles en verger de poirier [Phillips, 1981 ; Lenfant, Lyoussoufi et al., 1994].

Les forficules sont univoltins. Au printemps les femelles pondent environ une cinquantaine d'œufs qui donnent naissance à des larves. Celles ci se développent en passant par quatre stades larvaires. Les premiers adultes apparaissent au début de l'été. Un petit nombre de femelles peut par la suite donner à nouveau naissance à un groupe d'individus au début de l'été de la même année [Gobin, Marien et al.]. Les organismes univoltins sont sensibles aux pratiques agricoles et un traitement insecticide peut avoir des répercussions sur leur population pendant toute la saison [Miliczky, Calkins et al., 2000]. Enfin, la complexité et l'hétérogénéité de l'habitat peuvent constituer des facteurs structurant les peuplements de forficules qui présentent un fort potentiel colonisateur (mobilité, régimes alimentaires diversifiés) et dont les larves de premier stade, chez *F. auricularia*, quittent le nid à la recherche de nourriture chaque nuit [Zhibin, 1991]. L'ensemble de ces éléments fait du forficule un auxiliaire potentiellement efficace en verger de poirier et une meilleure connaissance de ses déplacements entre les haies et les vergers peut s'avérer être un atout supplémentaire pour des arboriculteurs envisageant une réduction du nombre d'applications insecticides. Enfin, le suivi du déplacement des larves est relativement facile grâce à la possibilité d'un marquage traumatique sans danger pour les individus [Albouy and Caussanel, 1990].

Selon Croft (1983), la théorie de la biogéographie insulaire peut aussi s'appliquer au verger. Dans ce cas, le degré d'immigration et d'émigration dépend de : (i) la diversité et la capacité à se disperser des espèces colonisatrices ; (ii) la distance entre le ou les écosystèmes sources et le verger ; (iii) la surface du verger. Nos résultats montrent des mouvements de forficules de la haie vers le verger associés aux effectifs de psylles pour les deux espèces, avec la mise en évidence d'une spécificité alimentaire pour chacune des espèces. Le rôle source des haies est ainsi validé. En effet, selon certains auteurs, la principale fonction d'un déplacement est d'aller d'un environnement défavorable vers des milieux plus propices [Dingle, 1972 ; 1989]. Un autre auteur souligne que les migrations sont plus souvent

observées de ou vers des milieux "temporaires" ou éphémères, à évolution rapide, comme peuvent l'être des vergers, par comparaison avec les écosystèmes plus "stables" et prévisibles, à évolution lente, comme les haies [Southwood, 1962].

Conclusions et perspectives de recherche

Le concept d'agriculture durable est défini par Hardwood, (1990) comme : « *an agriculture that evolve indefinitely toward greater human utility, greater efficiency of resource use, and a balance with environment that is favourable both to humans and to most other species* ». Il convient de remarquer qu'une agriculture plus respectueuse de l'environnement n'est pas synonyme de retour à des méthodes archaïques. A titre d'exemple, l'agriculture biologique qui constitue l'une des voies de l'agriculture durable, a recours à des techniques phytosanitaires naturelles, pour éviter l'usage de pesticides de synthèse [Zehnder, Gurr et al., 2007]. Le vivant constitue un formidable outil pour modifier ou restaurer certaines caractéristiques de l'environnement qui nous posent problème. Mais l'action sur le milieu via l'ingénierie écologique dans un contexte systémique explicite, n'en est encore qu'à ses balbutiements.

La régulation de nombreux ravageurs par l'augmentation de leurs ennemis naturels au travers l'augmentation de la diversité végétale est connue sous le nom de « *Conservative biological control* » [Barbosa, 1997 ; Eilenberg, Hajek et al., 2001]. Cette pratique peut s'avérer efficace en agriculture biologique ou il y a une utilisation réduite des pesticides à large spectre d'action [Stark and Banks, 2003 ; Desneux, Decourtye et al., 2007]. En effet, une augmentation de la diversité végétale fournit aux auxiliaires des cultures, des conditions favorables à une augmentation de leur diversité (abri, ressources...), et, au sein des niveaux trophiques, une augmentation de leur efficacité sur la régulation des ravageurs [Root, 1973]. L'ensemble des résultats obtenus dans un verger expérimental et présentés dans les chapitres 2, 3 et 4 montre qu'au sein d'un agrosystème haie/verger, l'augmentation des auxiliaires de la parcelle est la conséquence de la combinaison de deux facteurs :

- a) l'augmentation de la diversité végétale aux abords du verger par une haie pluri-spécifique,
- b) la diminution de l'intensité des pratiques agricoles par la suppression des traitements insecticides.

Ces résultats suggèrent que l'augmentation de la diversité végétale aux abords du verger, due à la haie composite, est bénéfique à l'augmentation des ennemis naturels des ravageurs dans la culture. Ils sont conformes avec ceux déjà cités d'une influence favorable des conditions environnementales [Thomas, Wratten et al., 1992 ; Hossain, Gurr et al., 2002]. Il apparaît certain que l'augmentation de la diversité végétale aux abords du champ cultivé a des effets positifs attendus sur l'augmentation de la prédation naturelle dans les agrosystèmes [Kean, Wratten et al., 2003 ; Gurr, Wratten et al., 2004] lorsqu'elle est associée à la diminution de la pression phytosanitaire.

Cependant nos résultats ont été obtenus dans une parcelle expérimentale et actuellement, peu d'études réalisées en arboriculture conventionnelle font état d'un effet positif de ces mesures dites de « *Conservative Biological Control* » sur la régulation des bioagresseurs des cultures. En grandes cultures, des mesures telles les plantes pièges ou les cultures pièges « *Trap cropping* » [Hokkanen, 1991] sont des stratégies qui peuvent être utilisées avec l'application de traitements chimiques, mais ces méthodes n'ont pas été testées dans le cadre de l'arboriculture conventionnelle.

Les résultats présentés au chapitre 1 et obtenus dans des parcelles commerciales font état d'une situation quelque peu différente. Le rôle des haies, sur l'augmentation des populations d'auxiliaires des vergers, est masqué par l'impact de la protection phytosanitaire qui semble prépondérant. Dans une précédente étude réalisée sur 8 vergers conduits en agriculture conventionnelle ou agriculture biologique, l'auteur arrive à des conclusions similaires s'agissant de l'impact négatif des traitements phytosanitaires empêchant l'environnement végétal du verger d'exprimer un potentiel régulateur [Simon, 1999]. Or, si certains écosystèmes plus matures tels les haies peuvent avoir un rôle dans la régulation des bioagresseurs des agrosystèmes, l'équilibre entre les pratiques et la préservation de la faune auxiliaire s'avère cependant difficile à trouver.

La protection nécessaire contre certains ravageurs a une incidence sur le cortège d'auxiliaires en verger et c'est bien là où se situe la clé du problème. En effet, la parcelle agricole est un milieu modifié qui force la présence d'un producteur primaire (la

plante cultivée) et s'oppose à la concurrence de consommateurs primaires (les bioagresseurs). Cette élimination d'un échelon trophique constitue une perturbation forte [Naeem, Thompson et al., 1994] qui, lorsqu'elle recourt à la lutte chimique, altère également les consommateurs secondaires (les auxiliaires). Ces altérations s'atténuent lorsqu'en remplacement des insecticides sont mises à profit des interactions trophiques en cascade, qui agissent à la fois sur la ressource nutritive *via* la conduite de la plante et sur les auxiliaires *via* le raisonnement de la lutte et la structure paysagère. En effet, l'aménagement de la mosaïque des parcelles agricoles est un facteur essentiel de conservation des antagonistes des bioagresseurs [Thies and Tschamtkke, 1999 ; Landis, Wratten et al., 2000], comme les pratiques limitant le recours aux pesticides chimiques [Hole, Perkins et al., 2005]. Si nos connaissances actuelles nous empêchent de nous affranchir de ces traitements, deux axes de recherche permettant en revanche d'en diminuer ou d'en appréhender les impacts sont à développer :

- 1°) Le premier est de comprendre la chaîne de causalité qui relie les pratiques culturales et les caractères du paysage agricole, au fonctionnement des agrosystèmes puis aux performances de ces systèmes (production, santé des plantes et atteintes environnementales). L'introduction de l'étude du paysage est liée à l'importance reconnue, sur des bioagresseurs et auxiliaires souvent très mobiles, de l'effet de la composition en habitats de l'espace dans lequel ils évoluent. Il s'agit d'étudier à différentes échelles les composantes de la dynamique des populations de bioagresseurs, leur réponse adaptative et le potentiel de régulation des auxiliaires. Ces éléments analysés en lien avec la distribution spatiale de la phytoprotection et des plantes hôtes d'une part, et la configuration du paysage d'autre part s'inscrivent dans le programme 'ECOVERGER' de l'équipe EPI dirigée par Françoise Lescouret de l'INRA d'Avignon. La réponse adaptative des bioagresseurs à ces environnements modifiés est également à considérer pour gérer durablement leurs populations. Elle est bien caractérisée lorsqu'elle résulte de contraintes fortes comme la pression phytosanitaire [Brown, 1996]. Des modèles de gestion de la résistance aux insecticides considérant à la fois les facteurs de sélection et de migration, comme établis pour les moustiques [Lenormand and Raymond, 2000], restent à développer pour les milieux agricoles faits de mosaïques d'espèces de plantes hôtes et de pratiques [Vacher, Bourguet et al., 2003]. Diverses avancées en écologie des populations et du paysage associant explicitement l'espace aux études de dynamique de population sont à ce titre exploitables [Burel and Baudry, 1999 ; Tilman and Kareiva, 1997].

Certains de ces modèles ont fait l'objet d'interactions fécondes entre études de terrain, études théoriques et simulation [Antonovics, Thrall et al., 1997 ; Bianchi and van der Werf, 2004].

- 2°) Le second serait de développer l'étude des méthodes qui permettent de réduire le nombre d'applications, ou leur toxicité sur l'entomofaune auxiliaire. Ainsi, par exemple tous les pucerons dioéciques, comme *D. pyri* effectuent leur vol de retour vers l'hôte primaire en fin d'été pour y déposer l'oeuf d'hiver. Des études du GRAB (2004) montrent l'efficacité d'une méthode d'intervention automnale de défoliation qui ne semble pas engendrer de modifications physiologiques des arbres. D'autres travaux du même organisme ont consisté en la recherche de produits naturels ayant un effet de barrière physique, limitant ainsi l'appétence des feuilles et le dépôt des oeufs de pucerons. Ainsi, la conséquence de l'ensemble de ces résultats obtenus a été une réduction de l'intensité des traitements d'hiver. Enfin, au Canada, la punaise translucide *Hyaliodes vitripennis* Say est un auxiliaire de plus en plus important des vergers de pommiers. En effet, des observations sur pommiers nains encagés ont permis de noter une prédation significative de la part de cette punaise envers des tétranyques rouges. Son utilisation pourrait être optimisée soit par des lâchers, soit en plantant aux abords des vergers les espèces végétales qui l'hébergent. L'intérêt majeur de cette punaise est d'être plus tolérante à certains insecticides organophosphorés utilisés en verger [Bostanian, Larocque et al., 2000].

En dépit de résultats peu significatifs sur le rôle des haies sur les populations de ravageurs en arboriculture conventionnelle, mais au regard de ceux obtenus dans la parcelle expérimentale, c'est sur une stratégie combinant une réduction du nombre de traitements, une meilleure connaissance de la biologie et de l'écologie des auxiliaires et la prise en compte des facteurs paysagers que devraient maintenant se focaliser les futures recherches dans ce domaine.

Perspectives de recherches :

Une des principales limites de ce travail est d'avoir été effectuée pour la partie concernant les vergers commerciaux durant une seule année d'échantillonnage et pour la

partie concernant la parcelle expérimentale dans plusieurs années mais sur une seule parcelle. Cependant, nous pouvons dire que dans le contexte d'une arboriculture intensive et conventionnelle telle qu'elle est pratiquée actuellement, si la plantation de haie en bordure des cultures augmente la diversité et l'hétérogénéité de la mosaïque paysagère cela ne se traduit pas en terme d'efficacité par une augmentation des auxiliaires à l'intérieur de l'agrosystème. L'impact sur la régulation des populations de ravageurs des auxiliaires hébergés par les haies est masqué par l'effet des insecticides sur le peuplement global. Il serait donc nécessaire de reprendre des études complémentaires qui seraient effectuées dans un environnement de traitement insecticide avec gradient d'intensité et qui pourraient ainsi fournir une partie importante de la réponse sur l'impact exact de ces traitements en fonction de leur intensité.

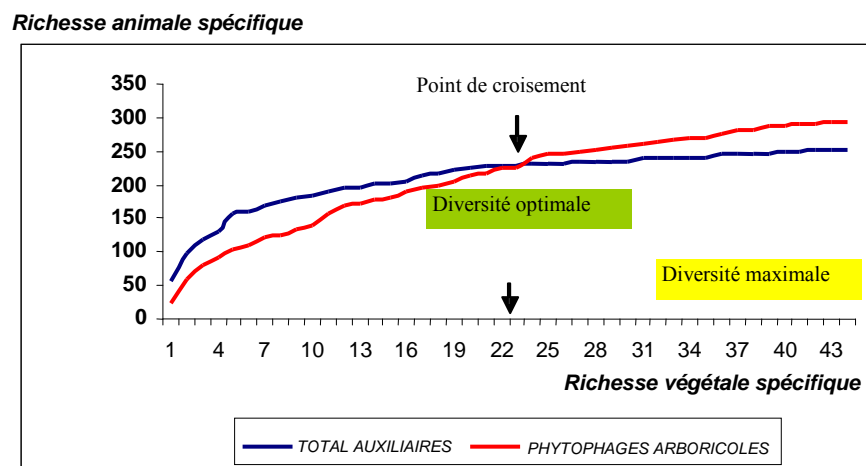


Figure 36 : Relation entre la diversité taxonomique des prédateurs et des phytophages avec celle de la diversité taxonomique végétale (d'après Rieux, inédit), le point de croisement indique le nombre d'essences végétales à partir desquelles la richesse spécifique des auxiliaires devient inférieure à celle des phytophages

Nos résultats obtenus dans la parcelle expérimentale font état d'une action de la haie sur la distribution de l'entomofaune du verger et soulignent que cette action est décroissante en fonction de la distance à la haie. Cependant, les mécanismes qui régulent les relations entre la diversité biologique et les processus écologiques ne sont que partiellement élucidés et suscitent de nombreux débats [Grime, Thompson et al., 1997 ; Tilman, 1997c]. La compréhension des relations entre la diversité et la productivité des écosystèmes a émergé comme un thème majeur en écologie [Grime, Thompson et al., 1997 ; Tilman, 1997c ; Tilman, 2001] mais la définition de l'optimum écologique des espèces est complexe et dépend de nombreux facteurs, biotiques ou abiotiques [Grime, 1988]. En tout état de cause,

l'existence d'une interaction positive ou négative entre les deux entités est encore très discutée. La biodiversité peut être considérée selon son aspect structurel (diversité structurelle) en étant appréhendée comme une simple estimation du nombre et des proportions des espèces dans les communautés [Samuels and Drake, 1997]. Cependant, toutes les espèces ne sont pas fonctionnellement équivalentes dans un écosystème [Tilman, 1997a]. Des mesures alternatives de la biodiversité ont été proposées pour compléter les informations apportées par les mesures de diversité structurelle simplement basées sur la présence et l'abondance des espèces. Elles ont permis de reconnaître d'autres dimensions de la biodiversité [Huston, 1994]. Ces mesures sont basées soit sur :

- la diversité fonctionnelle ; variété des réponses que les espèces de l'écosystème apportent à un changement touchant leur environnement ou encore, variété des réponses que l'écosystème lui-même peut apporter à un tel changement, [Lavorel, McIntyre et al., 1997],
- la diversité compositionnelle ; identité des espèces et leur «comportement écologique » [Scheiner, 1992].

Actuellement, ces deux dernières approches de la diversité considérant les espèces sous l'angle de leur fonction et de leur réponse écologique sont privilégiées. Ainsi, une étude complémentaire pourrait être réalisée afin de mesurer, la distance d'efficacité optimum d'une structure végétale comme une haie. En effet, ce n'est pas une diversité maximale (diversité taxonomique) qui permettra la gestion des ravageurs mais bien plutôt une diversité optimale (diversité fonctionnelle) (figure 36) et cet optimum passe par la connaissance de la distance pour laquelle une haie peut être considérée comme efficace.

Enfin, nous avons mis en évidence des mouvements d'auxiliaires entre la haie et le verger, mais une étape essentielle serait de s'assurer que ces déplacements sont bien réalisés dans le but d'une prédation des phytophages par les auxiliaires de la haie. En effet la diversité des proies dans la haie assure la stabilité de celle des prédateurs, et la diversité des prédateurs ainsi obtenue en bordure de la culture doit assurer la stabilité de la population des proies dans le verger. Ces différentes études devront être réalisées sur la faune des frondaisons qui est celle qui regroupe, dans le cas des phytophages arboricoles, le plus de prédateurs et parasitoïdes, capable d'en maîtriser les pullulations.

Bibliographie (343)

- [1] Agger, P. and J. Brandt (1998). Dynamic of small biotopes in Danish agricultural landscapes. *Landscape Ecology* **1**: 227 - 240.
- [2] Albouy, V. and C. Caussanel (1990). Faune de France - Dermaptères ou perce-oreilles, Paris.
- [3] Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74**(1-3): 19-31.
- [4] Altieri, M. A. and L. L. Schmidt (1985). Cover crop manipulation in Northern California orchards and vineyards: effects on arthropods communities. *Biological Agriculture & Horticulture* **3**: 1-24.
- [5] Andow, D. (1991). Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology* **36**: 561 - 585.
- [6] Antonovics, J. A., P. H. Thrall and A. M. Jarosz (1997). The role of space in population dynamics and interspecific interactions. Princeton University Press, Princeton (NJ).
- [7] Armand, E. (1985). Etude du cortège de parasitoïdes du psylle du poirier *Psylla pyri* (L.) (Homoptera: Psyllidae) au cours de la période hivernale, printanière et estivale. *Mémoire de DEA*. Avignon (FR), Avignon.
- [8] Asante, S. K. (1995). Functional-Responses of the European Earwig and 2 Species of Coccinellids to Densities of *Eriosoma-Lanigerum* (Hausmann) (Homoptera, Aphididae). *Journal of the Australian Entomological Society* **34**: 105-109.
- [9] Askew, R. R. and M. R. Shaw (1986). Parasitoïd communities: their size, structure and development. Insect Parasitoïds. J. K. Waage and D. Greathead. London, Academic Press: 225-264.
- [10] Atger, P. (1979). Les psylles du poirier. *Phytoma* **311**: 19-32.
- [11] Auger, P., J. Baudry, F. Fournier and J. C. Menaut (1992). Echelles et hiérarchies en écologie. B. Auger, Fournier. Neuilly-sur-Seine (FRA).
- [12] Aviron, S., F. Burel, J. Baudry and N. Scherman (2005). Carabid assemblages in agricultural landscapes: do farming activities help? *Agriculture, Ecosystem & Environment* **108**: 205-217.
- [13] Aviron, S., F. Burel, J. Baudry, C. Thenail and C. Codet (2003). Carabid diversity in agricultural landscapes: effects of spatial heterogeneity and farming intensity. 6. International Association for Landscape Ecology World Congress, Darwin (AUS).

- [14] Balent, G., M. Duru and D. Magda (1993). Pratiques de gestion et dynamique de la végétation des prairies permanentes. *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement* **27**: 283-301.
- [15] Balmford, A., L. Bennun, B. T. Brink, D. Cooper, I. M. Cote, P. Crane, A. Dobson, N. Dudley, I. Dutton, R. E. Green, R. D. Gregory, J. Harrison, E. T. Kennedy, C. Kremen, N. Leader-Williams, T. E. Lovejoy, G. Mace, R. May, P. Mayaux, P. Morling, J. Phillips, K. Redford, T. H. Ricketts, J. P. Rodriguez, M. Sanjayan, P. J. Schei, v. J. A.S. and B. A. Walther (2005). The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science* **307**: 212-213.
- [16] Barbault, R. (1995). Biodiversity dynamics: from population and community ecology approaches to a landscape ecology point of view. *Landscape and Urban Planning* **31**(1-3): 89-98.
- [17] Barbault, R., B. Chevassus-au-Louis and A. Teyssède (2005). Biodiversité et changements globaux : enjeux de société et défis pour la recherche, Paris.
- [18] Barbosa, R. (1997). Conservation Biological Control. Academic Press, San Diego CA.
- [19] Barr, C. and S. Petit (2001). Hedgerows of the world: their ecological functions in different landscapes., Proceedings of the 2001 Annual IALE (UK).
- [20] Baudry, J. (1988). La haie et la richesse écologique des espaces agricoles. Les brise-vent, réservoirs de faune auxiliaire. *Bulletin de Vulgarisation forestiere*. **52**: 26-27.
- [21] Baudry, J. (1993). Ecologie et friche dans les paysages agricoles. La documentation française, Ministère de l'Environnement.
- [22] Baudry, J. and F. Burel (1982). La mesure de la diversité spatiale. Utilisation dans les évaluations d'impact. *Acta Oecologica Applicata* **3**: 177-190.
- [23] Baudry, J. and F. Burel (1998). Dispersal, movement, connectivity and land use processes. European congress of the International Association for landscape ecology, Preston (GBR), Dover, J.W. Bunce, R.G.H.
- [24] Baudry, J., F. Burel and S. Aviron (2003). Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help? *Landscape Ecology* **18**: 303-314.
- [25] Baudry, J., A. Jouin, S. de Blois, R. Bonet, F. Burel, A. Cotonnec, Y. Luginbühl, B. Martin, P. Mérot, P. Morant, N. Morvan, G. Pain, S. Petit, G. Trovera, T. Tatoni, C. Thenail and M. Toubanc (2003). De la haie aux bocages: Organisation, dynamique et gestion. INRA, Paris.
- [26] Baudry, J., A. Jouin and C. Thenail (1998). La diversité des bordures de champ dans les exploitations agricoles de pays de bocage. *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires* **31**: 117-134.

- [27] Bedford, S. E. and M. B. Usher (1994). Distribution of arthropod species across the margins of farm woodlands. *Agriculture, Ecosystem & Environment* **48**: 295-305.
- [28] Bianchi, F., C. J. H. Booij and T. Tscharntke (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences* **273**(1595): 1715-1727.
- [29] Bianchi, F. and W. van der Werf (2004). Model evaluation of the function of prey in non-crop habitats for biological control by ladybeetles in agricultural landscapes. *Ecological Modelling* **171**(1-2): 177-193.
- [30] Blommers, L. H. (1994). Integrated pest management in European apple orchards. *Annual Review of Entomology* **39**: 213-224.
- [31] Blondel, J. (2003). Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* **100**: 223-231.
- [32] Bohan, D. A., A. C. Bohan, D. M. Glen, W. O. C. Symondson, C. W. Wiltshire and L. Hughes (2000). Spatial dynamics of predation by carabid beetles on slugs. *Journal of Animal Ecology* **69**: 367-379.
- [33] Bommarco, R. (1998). Reproduction and energy reserves of a predatory carabid beetle relative to agrosystem complexity. *Ecological Applications* **8**: 846-853.
- [34] Bonnemaïson, L. and J. Missonier (1956). Le psylle du poirier. Morphologie et biologie. *Ann. Epiphyt.* **7**(2): 263-331.
- [35] Bostanian, N. J., N. Larocque, C. Vincent, G. Chouinard and Y. Morin (2000). Effects of five insecticides used in apple orchards on *Hyaliodes vitripennis* (Say) (Hemiptera: Miridae). *Journal of Environmental Sciences and Health*. **35**: 143-155.
- [36] Bowden, J. and G. J. W. Dean (1977). The distribution of insects in and near a tall hedgerow. *Journal of Applied Ecology* **14**: 343-354.
- [37] Brenner, A. J. (1996). Microclimate modifications in agroforestry. CAB International, Oxon.
- [38] Brenner, A. J., P. G. Jarvis and R. J. Vandenbeldt (1995). Windbreak-Crop Interactions in the Sahel .1. Dependence of Shelter on Field Conditions. *Agricultural and Forest Meteorology* **75**(4): 215-234.
- [39] Brown, T. M. (1996). Molecular Genetics and Evolution of Pesticide Resistance. American Chemical Society, Washington.
- [40] Bugg, R. L. and C. Waddington (1994). Using cover crops to manage arthropod pests of orchards. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **50**: 11-28.

- [41] Burdon, J. J. and G. A. Chilvers (1982). Host density as a factor in plant disease ecology. *Annual Review of Phytopathology* **20**: 143-166.
- [42] Burel, F. (1989). Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France. *Landscape Ecology* **2**(4): 215-226.
- [43] Burel, F. (1991). Dynamique d'un paysage réseaux et flux biologiques. *Thèse de Doctorat d'Etat*. Université Rennes I, Rennes.
- [44] Burel, F. (1996). Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical Reviews in Plant Sciences* **15**(2): 169-190.
- [45] Burel, F. (2000). Strategies of dispersal and recolonisation in today's agricultural landscapes. Workshop on the Ecological Corridors for Invertebrates, Neuchâtel Switzerland.
- [46] Burel, F. and J. Baudry (1994). Reaction of ground beetles to vegetation changes following grassland derelictions. *Acta Oecologica* **15**(4): 401-415.
- [47] Burel, F. and J. Baudry (1999). *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Tec & Doc, Paris.
- [48] Burel, F., J. Baudry, A. Butet, P. Clergeau, Y. Delettre, D. Le Coeur, F. Dubs, N. Morvan, G. Paillat, S. Petit, C. Thenail, E. Brunel and J. C. Lefeuvre (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta oecologica-International Journal of Ecology* **19**(1): 47-60.
- [49] Burnip, G. M., J. M. Daly, J. K. Hackett and D. M. Suckling (2002). European earwig phenology and effect of understorey management on population estimation. *N.Z. Plant. Prot.* **55**: 390-395.
- [50] Burts, E. C. and A. R. Retain (1973). *Detection of Pear Psylla*. Washington.
- [51] Buxton, J. (1974). The biology of the European earwig, *Forficula auricularia* L. with references to its predatory activities on the danson-hop aphid, *Phorodon humuli* (Shrank). University of London, London.
- [52] Carillo, J. R. (1985). Ecology of an aphid predation by the european earwig, *Forficula auricularia* L. in grassland and barley. *Ph.D. Thesis*. Southampton, Southampton (UK).
- [53] Carlsen, S. C. K., N. H. Spliid and B. Svensmark (2006). Drift of 10 herbicides after tractor spray application. 2. Primary drift (droplet drift). *Chemosphere* **64**(5): 778-786.
- [54] Carriere, Y., P. Dutilleul, C. Ellers-Kirk, B. Pedersen, S. Haller, L. Antilla, T. J. Dennehy and B. E. Tabashnik (2004). Sources, sinks, and the zone of influence of refuges for managing insect resistance to Bt crops. *Ecological Applications* **14**(6): 1615-1623.

- [55] Carrol, D. P. and S. C. Hoyt (1984). Augmentation of European earwig (Dermaptera, Forficulidae) for biological control of apple aphid (Homoptera, Aphididae) in an apple orchard. *Journal of Economic Entomology* **77**: 738-740.
- [56] Caubel, V. (2001). Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate. *Thèse de Doctorat*. Ecole Nationale supérieure d'agronomie, Rennes (FR).
- [57] Chaubet, B. (1992). Diversité écologique, aménagement des agro-écosystèmes et favorisation des ennemis naturels des ravageurs: cas des aphidiphages. *Courrier de l'environnement de l'INRA* **18**: 45-63.
- [58] Chinery, M. (1988). Insectes d'Europe occidentale. Arthaud, Paris.
- [59] Clark, M. S., S. H. Cage and J. R. Spence (1997). Habitats and management associated with common ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a Michigan agricultural landscape. *Environmental Entomology* **26**: 519-527.
- [60] Clements, F. E. (1905). Research Methods in Ecology. University Publishing Company, Lincoln.
- [61] Cleugh, H. A., J. Miller and M. Bohm (1998). Direct mechanical effects of wind on crop. *Agroforestry Systems* **41**: 85-112.
- [62] Cohen, A. and J. T. Carlton (1998). Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science* **279**: 555 - 558.
- [63] Cole, L. J., D. I. McCracken, P. Dennis, I. S. Downie, A. L. Griffin, G. N. Foster, K. J. Murphy and T. Waterhouse (2002). Relationships between agricultural management and ecological groups of ground beetles (Coleoptera : Carabidae) on Scottish farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **93**(1-3): 323-336.
- [64] Coli, M. E., R. A. Ciurlino and T. Hosmer (1994). Effect of understory and border vegetation composition on phytophagous and predatory mites in Massachussets commercial apple orchard. *Agriculture, Ecosystem & Environement* **50**: 49-60.
- [65] Colinvaux, P. (1997). The campaign for biodiversity. *Nature* **385**: 591-592.
- [66] Coll, M. and D. G. Bottrel (1996). Movement of an insect parasitoid in simple and diverse plant assemblages. *Ecological Entomology* **21**(2): 141-149.
- [67] Coombes, D. S. and N. W. Sotherton (1986). The dispersal and distribution of polyphagous predatory Coleopteran in Cereals. *Annals of Applied Biology* **108**: 461-474.
- [68] Cortesero, A. M., J. O. Stapel and W. J. Lewis (2000). Understanding and manipulating plant attributes to enhance biological control. *Biological Control* **17**(1): 35-49.

- [69] Croft, B. A. and L. A. Hull (1983). The orchard as an ecosystem. Integrated management of insect pests of pome and stone fruits,. B. A. Croft and S. C. Hoyt. New York., Wiley and Sons.
- [70] Dawson, D. (1994). Are habitat corridors conduits for animals and plants in fragmented landscapes? E. N. R. Report. Peterborough, UK.
- [71] Debras, J. F. (2001). Optimisation du choix des essences d'une haie composite pour lutter contre le psylle du poirier *Cacopsylla pyri* L. *Mémoire (Ingénieur Diplômé par l'Etat) option Agriculture*. ENSA-Ecole Nationale Supérieure Agronomique
- [72] Debras, J. F., M. Cousin and R. Rieux (2002). Choix des essences végétales pour la mise en place d'une haie composite destinée à lutter contre le psylle du poirier *Cacopsylla pyri* (L.) (Hemiptera : Psyllidae). Conférence internationale, Lille (FRA), Région Nord Pas-de-Calais.
- [73] Debras, J.-F., F. Torre, R. Rieux, S. Kreiter, M. S. Garcin, M. van Helden, E. Buisson and T. Dutoit (2006). Discrimination between agricultural management and the hedge effect in pear orchards (south-eastern France). *Annals of Applied Biology* **149**(3): 347-355.
- [74] Deckers, B., M. Hermy and B. Muys (2004). Factors affecting plant species composition of hedgerows: relative importance and hierarchy. *Acta Oecologica - International Journal of Ecology* **26**(1): 23-37.
- [75] Deguine, J. P. and P. Ferron (2004). Protection des cultures et développement durable. *Courrier de l'environnement de l'INRA* **52**: 57-65.
- [76] Delate, K., A. Mackern and D. Rosmann (2005). An examination of kaolin particle film for insect pest management in organic winter squash.
- [77] Delvare, G. and H. P. Aberlenc (1989). Les insectes d'Afrique et d'Amérique tropicale, clé pour la reconnaissance des familles. CIRAD Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Montpellier
- [78] Dennis, P. and G. L. A. Fry (1992). Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **40**(1-4): 95-115.
- [79] Dennis, P., M. R. Young and C. Bentley (2001). The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **86**(1): 39-57.
- [80] Dennis, P., M. R. Young and I. J. Gordon (1998). Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology* **23**: 295-303.
- [81] Denys, C. and T. Tschardtke (2002). Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. *Oecologia* **130**(2): 315-324.

- [82] Desneux, N., A. Decourtye and J. M. Delpuech (2007). The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annual Review of Entomology* **52**: 81-106.
- [83] Di Castri, F., A. J. Hansen and M. M. Holland (1988). A new look at ecotones: emerging international projects on landscape boundaries. *Biology International* **17**: 17-23.
- [84] Dingle, H. (1972). Migration strategies of insects. Migration is an environmentally modified syndrome adapted for dispersal and colonization. *Science* **175**: 1327-1335.
- [85] Dingle, H. (1989). The evolution and significance of migratory flight. Insect flight. G. W. Goldworthy, C.H., CRC Press.
- [86] Dix, M. E. and D. Leatherman (1988). Insect management in windbreaks. *Agriculture, Ecosystems & Environements* **22**: 513-538.
- [87] Doak, D. F., D. Bigger, E. K. Harding, M. A. Marvier, R. E. O'Malley and D. Thomson (1998). The statistical inevitability of stability-diversity relationships in community ecology. *American Naturalist* **151**(3): 264-276.
- [88] Domange, A.-L. (1993). Des haies pour vos vergers. *Alter Agri*. **6**: 36-37.
- [89] Dowdeswell, W. H. (1987). Hedgerows and verges. Allen & Unwin, London.
- [90] Duelli, P. and M. K. Obrist (1998). In search of the best correlates for local organisal biodiversity in cultivated aeras. *Biodiversity and Conservation* **7**: 297-309.
- [91] Duelli, P., M. Studer, L. Marchand and S. Jakob (1990). Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* **54**: 193-207.
- [92] Ehanno, B. (1976). Aperçu sur la faune entomologique du bocage breton : punaise *Miridae* (Heteroptères) inféodés à des végétaux des talus. Les bocages : histoire, écologie, économie, Rennes, CNRS, INRA, ENSAR, Université de Rennes.
- [93] Eilenberg, E., A. Hajek and C. Lomer (2001). Suggestions for unifying the terminology in biological control. *BioControl* **46**: 387-400.
- [94] Elton, C. (1958). Ecology of invasions by animals and plants. Chapman & Hall, London.
- [95] Erler, F. (2004). Natural enemies of the pear psylla *Cacopsylla pyri* L. in treated vs untreated pear orchards in Antalya, Turkey. *Phytoparasitica* **32**(3): 295-304.
- [96] Fauvel, G. and D. Cotton (1974). Sur l'alimentation pollinique d'un anthocoride prédateur *Orius vicinus* Rib. *Annales de Zoologie et Ecologie Animale* **6**(2): 245-258.
- [97] Fauvel, G., A. Rambier and R. Balduque-Martin (1981). La technique du battage pour la surveillance des ravageurs en cultures fruitière et florale. I. comparaison des résultats obtenus

en verger de pommiers avec des entonnoirs rigides de taille moyenne et avec des entonnoirs en toile. Etude de l'influence de quelques facteurs sur l'efficacité du battage. *Agronomie* **1**(2): 105-103.

[98] Ferron, P. (2000). Bases écologiques de la protection des cultures gestion des populations et aménagement de leurs habitats. *Courrier de l'environnement de l'INRA* **41**: 12-25.

[99] Finke, D. L. and R. F. Denno (2005). Predator diversity and the functioning of ecosystems: the role of intraguild predation in dampening trophic cascades. *Ecology Letters* **8**(12): 1299-1306.

[100] Forman, R. T. T. (1995). Land mosaic. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge.

[101] Forman, R. T. T. and J. Baudry (1984). Hedgerows and hedgerows networks in landscape ecology. *Environmental Management* **8**: 449-510.

[102] Fournier, E. and M. Loreau (2001). Respective roles of recent hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* **16**: 17-32.

[103] Fournier, E. and M. Loreau (2002). Foraging activity of the carabid beetle *Pterostichus melanarius* H1. in field margin habitat. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**: 253-259.

[104] Friedrich, H., K. Delate, P. Domoto, G. Nonnecke and L. Wilson (2003). Effect of organic pest management practices on apple productivity and apple food safety. *Biological Agriculture & Horticulture* **21**(1): 1-14.

[105] Frochot, B. (1987). Synergism in bird communities: a method to measure edge effect. *Acta Oecologica* **8**: 253-528.

[106] Fuller, R. J., R. D. Gregory, D. W. Gibbons, J. H. Marchant, J. D. Wilson, S. R. Baillie and N. Carter (1995). Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology* **9**(6): 1425-1441.

[107] Garcia, A. F., G. J. K. Griffiths and C. F. G. Thomas (2000). Density, distribution and dispersal of the carabid beetle *Nebria brevicollis* in two adjacent cereal fields. *Annals of Applied Biology* **137**(2): 89-97.

[108] Garcia-Chapa, M., J. Sabate, A. Lavin and A. Batlle (2005). Role of *Cacopsylla pyri* in the epidemiology of pear decline in Spain. *European Journal of Plant Pathology* **111**: 9-17.

[109] Gay, E., J. Barnouin and R. Senoussi (2006). Spatial and temporal patterns of herd somatic cell score in France. *Journal of Dairy Science* **89**(7): 2487-2498.

[110] Gibbs, A. L. and F. E. Su (2002). On choosing and bounding probability metrics. *Int. Stat. Rev* **70**(3): 419-435.

- [111] Gobin, B., A. Marien, S. Davis and H. Leirs Enhancing Earwig populations in Belgian orchards. *Communications in agricultural and applied biology sciences* **71**: 269-273.
- [112] Gonzales, A., Descamps-Julien, B., (2004). Population and community variability in randomly fluctuating environments. *Oikos* **106**: 105 - 116.
- [113] Grashof-Bokdam, C. J. and F. Langevelde van (2004). Green veining: landscape determinants of biodiversity in European agricultural landscapes. *Landscape Ecology* **20**: 417-439.
- [114] Greaves, M. P. and E. J. P. Marshall (1987). Field margins: definitions and statistic. Field margins: definitions and statistic, Farnham, UK, British Crop Protection Council.
- [115] Greenleaf, S. S. and C. Kremen (2006). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**(37): 13890-13895.
- [116] Grime, J. P. (1988). The C-S-R model of primary plant strategies - origins, implications and tests. Plant Evolutionary Biology. L. D. J. Gottlieb, S.K. London, Chapman & Hall.
- [117] Grime, J. P., K. Thompson, R. Hunt, J. G. Hodgson, J. H. C. Cornelissen, I. H. Rorison, G. A. F. Hendry, T. W. Ashenden, A. P. Askew, S. R. Band, R. E. Booth, C. C. Bossard, B. D. Campbell, J. E. L. Cooper, A. W. Davison, P. L. Gupta, W. Hall, D. W. Hand, M. A. Hannah, S. H. Hillier, D. J. Hodgkinson, A. Jalili, Z. Liu, J. M. L. Mackey, N. Matthews, M. A. Mowforth, A. M. Neal, R. J. Reader, K. Reiling, W. RossFraser, R. E. Spencer, F. Sutton, D. E. Tasker, P. C. Thorpe and J. Whitehouse (1997). Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. *Oikos* **79**(2): 259-281.
- [118] Grousset, E. and P. Ph. (2005). Evolution et situation du verger de pommiers hautes tiges, Normandie, Mayenne, Sarthe. *document de travail, Solagro*.
- [119] Grum, L. (1971). Remarks on the differentiation in Carabidae mobility. *Ekologia Polska* **19**: 47-59.
- [120] Gurr, G. M., S. Wratten and M. A. Altieri (2004). Ecological Engineering for Pest Management: Advances in Habitat Manipulation for Arthropods. CABI Publ., Wallingford (UK).
- [121] Gurr, G. M., S. D. Wratten and J. M. Luna (2003). Multi-function agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology* **4**(2): 107-116.
- [122] Gut, L. J., C. E. Jochums, P. H. Westigard and W. J. Liss (1982). Variations in pear psylla (*Psylla pyricola* Forester) densities in Southern Oregon orchards and its implications. *Acta Horticultura* **124**: 101-111.
- [123] Guyot, G. (1986). Brise-vent et rideaux abris avec référence particulière aux zones sèches. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.

- [124] Habib, R., S. Bellon, J. M. Codron, J. P. Gendrier, F. Jacquet, F. Lescourret, P. E. Lauri, Y. Lespinasse, M. Navarrete and D. Plenet (2000). Integrated fruit production in France : a new challenge for horticultural research. 5. International conference on integrated fruit production, Lerida (ESP).
- [125] Habib, R. and F. Lescourret (1999). Highlights on integrated production system : current research and proposal for the future. World Conference, Rome (ITA), ISHS-International Society for Horticultural Science (NLD).
- [126] Haddad, N. M., D. K. Rosenberg and B. R. Noon (2000). On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. *Conservation Biology* **14**: 1543.
- [127] Halley, J. M., C. F. G. Thomas and P. C. Jepson (1996). A model for the spatial dynamics of linyphiid spiders in farmland. *Journal of Applied Ecology* **33**(3): 471-492.
- [128] Hardwood, R. R. (1990). An history of sustainable agriculture. Sustainable agricultural systems. C. A. Edward: 3-19.
- [129] Harwood, R. W. J., S. D. Wratten and Nowakoski M. (1992). The effect of managed fields margin on hoverfly (Diptera : Syrphidae) distribution and within fields abundance. Brighton Crop Protection Conference - Pest and diseases, Brighton, UK.
- [130] Haycock, N. E., G. Pinay and C. Walker (1993). Nitrogen-Retention in River Corridors - European Perspective. *Ambio* **22**(6): 340-346.
- [131] Helsen, M., F. Vaal and L. Blommers (1998). Phenology of the common earwig *Forficula auricularia* L (Dermaptera : Forficulidae) in an apple orchard. *International Journal of Pest Management* **44**(2): 75-79.
- [132] Herard, F. (1985). Analysis of parasite and predator populations observed in pear orchards infested by *Psylla pyri* (L.) (HEM.: Psyllidae) in France. *Agronomie* **5**(9): 773-778.
- [133] Herzog, F., S. Dreier, G. Hofer, C. Marfurt, B. Schupbach, M. Spiess and T. Walter (2005). Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **108**(3): 189-204.
- [134] Hokkanen, M. T. (1991). Trap cropping in pest management. *Annual Review of Entomology* **36**: 119-138.
- [135] Hole, D. G., A. J. Perkins, J. D. Wilson, I. H. Alexander, P. V. Grice and A. D. Evans (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* **122**(1): 113-130.
- [136] Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **4**: 1-24.

- [137] Honek, A. (1998). The effect of crop density and microclimate on pitfall trap catches of Carabidae, Staphylinidae (Coleoptera) and Lycosidae (Araneae) in cereal fields. *Pedobiologia* **32**: 233-242.
- [138] Hooper, D. U. and P. M. Vitousek (1997). The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* **277**: 1302-1305.
- [139] Hooper, M. D. (1976). Historical and biological studies on English hedges. Les bocages, Histoire, Economie, Ecologie, Rennes.
- [140] Horton, D. R. and T. M. Lewis (2000). Seasonal distributions of *Anthocoris* spp. and *Deraeocoris brevis* (Heteroptera: Anthocoridae, Miridae) in orchard and non orchard habitats of central Washington. *Annals of the Entomological Society of America* **94**: 476-485.
- [141] Hossain, Z., G. M. Gurr, S. Wratten and A. Raman (2002). Habitat manipulation in lucerne (*Medicago sativa* L.): arthropod population dynamics in harvested and "refuge" crop strips. *Journal of Applied Ecology* **39**: 445-454.
- [142] Hovemeyer, K. (1999). Diversity patterns in terrestrial dipteran communities. *Journal of Applied Ecology* **68**: 400-416.
- [143] Huang, J., C. Pray and S. Rozelle (2002). Enhancing the crops to feed the poor. *Nature* **418**: 678-684.
- [144] Hughes, J. B., Daily G.C. and P. R. Ehrlich (2000). Conservation of insect diversity: a habitat approach. *Conservation Biology* **14**(6): 1788-1797.
- [145] Hulot, F. D., G. Lacroix, F. O. Lescher-Moutoué and M. Loreau (2000). Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature* **405**: 340-344.
- [146] Huston, M. A. (1994). Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, New York, USA.
- [147] Iperti, G. (1974). Les Coccinelles. Les organismes auxiliaires en verger de pommier. OILB/SROP. **3**: 111-121.
- [148] Ives, A. R., Klug, J.L., Cross, K., (2000). stability and species richness in complex community. *Ecology Letters* **3**: 339 - 411.
- [149] Jackson, C. G. (2002). Natural systems agriculture: a truly radical alternative. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **88**: 111-117.
- [150] Jackson, W. and J. Piper (1989). The necessary marriage between ecology and agriculture. *Ecology* **70**: 1591-1593.

- [151] Jana, C. L., D. M. Fabián and D. A. Landis (2001). Refuge habitats modify impact of insecticide disturbance on carabid beetle communities. *Journal of Applied Ecology* **38**(2): 472-483.
- [152] Jeanneret, P. (2000). Interchanges of a common pest guild between orchards and surrounding ecosystems: a multivariate analysis of landscape influence. Interchanges of Insects between Agricultural and Surrounding Landscapes. B. Ekbom, M. Irwin and Y. Roberts. London, Kluwer Academic.
- [153] Jeanneret, P., B. Schupbach, A. Lips, J. Harding, J. Steiger, M. Walburger, F. Bipler and P. M. Fried (1999). Biodiversity patterns in cultivated landscapes: modelling and mapping with GIS and multivariate statistics. Heterogeneity in Landscape Ecology. M. J. Maudsley and E. J. P. Marshall, UK: IALE Publications.
- [154] Jervis, M. A. and N. A. C. Kidd (1996). Insect Natural Enemies. Insect Natural Enemies, Practical Approaches in Their Study and Evaluation. M. Jervis and N. Kidd. London, Chapman & Hall.
- [155] Joyce, K. A. (1998). The role of hedgerows in the ecology of invertebrates in Arable landscapes. *PhD Thesis*. Southampton, Southampton.
- [156] Kaloostian, G. (1970). Transitory hosts of the *pear psylla*. *Journal of Economic Entomology* **63**: 1039-1041.
- [157] Kean, J., S. Wratten, J. M. Tylianakis and N. Barlow (2003). The population consequences of natural enemy enhancement, and implications for conservation biological control. *Ecological Letters* **6**: 604-612.
- [158] Kennedy, C. E. J. and T. R. E. Southwood (1984). The number of species of insects associated with British trees. *Journal of Animal Ecology* **53**: 455-478.
- [159] Koji, S., Z. R. Khan and C. A. O. Midega (2007). Field boundaries of *Panicum maximum* as a reservoir for predators and a sink for *Chilo partellus*. *Journal of Applied Entomology* **131**(3): 186-196.
- [160] Kreiter, P. and I. Dijoux (1997). Les cochenilles en verger de pêcher dans le Gard. *Exploitant Agricole* **857**: 7.
- [161] Kreiter, P. and A. Panis (1988). Inventaire de la cochenille blanche du murier *Pseudaaulacapsis pentagona* (Homoptera, Diaspididae) dans le monde. *Bulletin de la société entomologique de France* **103**(3): 263-271.
- [162] Kreiter, S. (1991). Les caractéristiques biologiques des acariens prédateurs d'acariens et leur utilisation en lutte biologique. *Progrès Agricole et Viticole* **108**(11): 247-262.
- [163] Kreiter, S. and F. Brian (1987). Les acariens phytophages sur vigne en France. Perspectives offertes par la lutte biologique contre les ravageurs. *Adalia* **5**: 65-68.

- [164] Kreiter, S., G. Sentenac, M. Weber and G. Valentin (1993). Les phytoseiides (Acari) des vignobles Français. Synthèse de 8 années de recensement. 3rd International Conference on Pests in Agriculture, Annales ANPP., Fr: Montpellier.
- [165] Kreiter, S., M.-S. Tixier, B. Croft, P. Auger and D. Barret (2002). Plants and leaf characteristics influencing the predaceous mite *Kampimodromus aberrans* in habitats surrounding vineyards. *Environmental Entomology* **31**(4): 648-660.
- [166] Lamb, R. (1975). Life history and population characteristics of the European earwig, *Forficula auricularia* (Dermaptera, Forficulidae), at Vancouver, British Columbia. . *Canadian Entomologist* **107**: 819-824.
- [167] Lamotte, M. (1995). A propos de la biodiversité. *Le courrier de l'environnement de l'INRA* **24**: 5 - 12.
- [168] Landais, E. (1998). Agriculture durable : les fondements d'un nouveau contrat social. *Le courrier de l'environnement de l'INRA* **33**: 4-11.
- [169] Landais, E. and J. P. Deffontaines (1988). Les pratiques des agriculteurs, point de vue sur un courant nouveau de la recherche agronomique. *Etudes rurales* **109**: 53-65.
- [170] Landis, D. A., S. D. Wratten and G. M. Gurr (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* **45**: 175-201.
- [171] Lavorel, S., S. McIntyre, J. Landsberg and T. D. A. Forbes (1997). Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends Trends in Ecology & Evolution* **17**: 474-477.
- [172] Lawton, J. H. (1983). Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology* **28**: 23-39.
- [173] Lawton, J. H. and V. K. Brown (1993). Redundancy in ecosystems. Biodiversity and Ecosystem Function, Ecological studies. E. D. Schultze and H. A. Mooney. Berlin, Germany, Springer-Verlag.
- [174] Le Coeur, D. (1996). La végétation des éléments linéaires non cultivés des paysages agricoles : Identification à plusieurs échelles spatiales des facteurs de la richesse et de la composition floristiques des peuplements. *Thèse de Doctorat*. Université de Rennes I, Rennes.
- [175] Le Coeur, D., J. Baudry, F. Burel and C. Thenail (2002). Why and how we should study field boundary biodiversity in an agrarian landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**(1-2): 23-40.

- [176] Lee, J. C., D. M. Fabián and D. A. Landis (2001). Refuge habitats modify impact of insecticide disturbance on carabid beetle communities. *Journal of Applied Ecology* **38**(2): 472-483.
- [177] Lefroy, E. C., R. J. Hobbs, M. H. O'Connor and J. S. Pate (1999). Agriculture as a mimic of natural ecosystems., Williams, Western Australia.
- [178] Lefroy, E. C., R. J. Hobbs, M. H. O'Connor and J. S. Pate (1999). What can agriculture learn from natural ecosystems? *Agroforestry Systems* **45**(1-3): 423-436.
- [179] Lehman, C., Tilman, D., (2000). Biodiversity, stability and productivity in competitive communities. *American Naturalist* **156**: 534 - 552.
- [180] Lenfant, C., A. Lyoussoufi, C. X., F. Faivre d'Arcier and B. Sauphanor (1994). Potentialités prédatrices de *Forficula auricularia* sur le psylle du poirier *Cacopsylla pyri*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **73**: 51-60.
- [181] Lenormand, T. and M. Raymond (2000). Analysis of clines with variable selection and variable migration. *American Naturalist* **155**: 70-82.
- [182] Leon, M. C. and C. A. Harvey (2006). Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* **68**(1): 15-26.
- [183] Letourneau, D. K. (1997). Plant-Athropod Interactions in Agroecosystems. Ecology in Agriculture. San Diego, Jackson, L.E., ed., Academic Press, San Diego, CA, USA: 239 - 290.
- [184] Letourneau, D. K. (1998). Conservation biology: lessons for conserving natural enemies. Conservation Biological Control. P. Barbosa. San Diego, Academic Press.
- [185] Lewis, T. (1969). The diversity of the insect fauna in a hedgerow and neighbouring fields. *Journal of Applied Ecology* **6**: 443-452.
- [186] Liss, W. J., L. J. Gut, P. H. Westigard and C. E. Warren (1986). Perspectives on arthropod community structure, organization and development in agricultural crops. *Annual Review of Entomology* **31**: 455-478.
- [187] Livingston, B. E. (1903). The Distribution of the Upland Plant Societies of Kent County, Michigan. *Botanical Gazette* **35**(1): 36-55.
- [188] Longley, M., T. Cilgi, P. C. Jepson and N. W. Sotherton (1997). Measurements of pesticide spray drift deposition into field boundaries and hedgerows: 1 summer applications. *Environmental Toxicology and Chemistry* **16**(2): 165-172.
- [189] Loreau, M., N. Mouquet and A. Gonzales (2003). Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.

- [190] Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, D. Schmid, D. Tilman and D. A. Wardle (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* **294**: 804-808.
- [191] Lovei, G. L. and K. D. Sunderland (1996). Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabida). *Annual Review of Entomology* **12**: 1068-1072.
- [192] Lyoussoufi, A. (1994). Bioécologie et dynamique de population du psylle du Poirier *Cacopsylla pyri* L. Influence de la phénologie et de la structure de l'arbre. *Thèse de Doctorat*. Université de Droit, Economie et Sciences. Aix-Marseille, France., Avignon.
- [193] Lyoussoufi, A., R. Rieux, E. Armand and B. Sauphanor (1994). La faune entomophage des psylles du poirier (Homoptera: Psyllidae) en Europe. *Bull. OILB/SROP* **17**(2): 86-92.
- [194] Lys, J. A. and W. Nentwig (1994). Improvement of the Overwintering Sites for Carabidae, Staphylinidae and Araneae by Strip-Management in a Cereal Field. *Pedobiologia* **38**(3): 238-242.
- [195] McArthur, R. H. (1955). Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* **36**: 533 - 536.
- [196] McDonald, M. A. (2003). The role of corridor in biodiversity conservation in production forest landscapes. *Tasforests* **14**: 41-52.
- [197] McLeod, A. (1999). Attraction and retention of *Episyrphus balteatus* (Diptera, Syrphidae) at an arable field margin with rich and poor floral resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **73**: 237-244.
- [198] Manly, B. F. J. (1991). Randomization and Monte Carlo Methods in Biology. Chapman & Hall, New York.
- [199] Marino, P. C. and D. A. Landis (1996). Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecolo-systems. *Ecological Applications* **6**: 276-284.
- [200] Marshall, E. J. P. and G. M. Arnold (1995). Factors Affecting Field Weed and Field Margin Flora on a Farm in Essex, Uk. *Landscape and Urban Planning* **31**(1-3): 205-216.
- [201] Marshall, E. J. P. and A. C. Moonen (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**(1-2): 5-21.
- [202] Marshall, E. J. P. and A. C. Moonen (2002). Introducing field margin ecology in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**(1-2): 1-4.
- [203] Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power and M. J. swift (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* **277**: 504 - 536.

- [204] Maudsley, M., B. Seeley and O. Lewis (2002). Spatial distribution patterns of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**(1-2): 77-89.
- [205] Maudsley, M. J. (2000). A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management* **60**(1): 65-76.
- [206] Maudsley, M. J., T. West, H. R. Rowcliffe and E. J. P. Marshall (1998). Approaches to the restoration of degraded field boundary habitats in agricultural landscapes. Key concept in Landscape Ecology. J. W. Dover and R. G. H. Bunce. Preston (UK), International Association for Landscape Ecology.
- [207] May, R. M. (1973). Stability and complexity in model ecosystems. Princeton Univ. Press
- [208] McCann, K. S. (2000). The diversity stability debate. *Nature* **405**: 228-233.
- [209] McCollin, D. (2000). Hedgerow policy and protection - changing paradigms and the conservation ethic. *Journal of Environmental Management* **60**: 3-6.
- [210] McGrady-Steed, J. and P. J. Morin (2000). Biodiversity, density compensation, and the dynamics of populations and functional groups. *Ecology* **81**(2): 361-373.
- [211] McNaughton, S. J. (1977). Diversity and Stability of Ecological Communities: A Comment on the Role of Empiricism in Ecology. *American Naturalist* **111**(979): 515-525.
- [212] Meener, R. (1994). Wildlife Revival in Cornish Hedges. Redruth: Dyllansow Truran Publications.
- [213] Meeus, J. H. A. (1993). The Transformation of Agricultural Landscapes in Western-Europe. *Science of the Total Environment* **129**(1-2): 171-190.
- [214] Menalled, F. D., J. C. Lee and D. A. Landis (1999). Manipulating carabid beetle abundance alters prey removal rates in corn fields. *BioControl* **43**: 441-456.
- [215] Merot, P., C. Gascuel-Oudou, C. Walter, X. Zhang and J. Molenat (1999). Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement des eaux de surface. *Revue Scientifique Eau* **12**(1): 23 - 44.
- [216] Michel, N., F. Burel and A. Butet (2006). How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta oecologica-International Journal of Ecology* **30**(1): 11-20.
- [217] Milaire, H. G. (1986). De la lutte intégrée à la production agricole intégrée, application aux cultures fruitières. *Adalia* **3**: 76-78.

- [218] Miliczky, E. R., C. O. Calkins and D. R. Horton (2000). Spider abundance and diversity in apple orchards under three insect pest management programmes in Washington State, U.S.A. *Agricultural and Forest Entomology* **2**: 203-215.
- [219] Miliczky, E. R. and D. R. Horton (2005). Densities of beneficial arthropods within pear and apple orchards affected by distance from adjacent native habitat and association of natural enemies with extra-orchard host plants. *Biological Control* **33**(3): 249-259.
- [220] Moore, N. W., H. M.D. and B. M. K. Davis (1967). Hedges I : Introduction and reconnaissance studies. *Journal of Applied Ecology* **4**(201-220).
- [221] Morris, M. G. and N. R. Webb (1987). The importance of field margins for the conservation of insects. Field margins. M. J. Way and P. W. Grieg-Smith, Thornton Heath: British Crop Protection Council Monograph. **35**: 53-65.
- [222] Morvan, N. (1996). Structure et biodiversité des paysages de bocage: le cas des empidides (Diptera, Empidoidea). *Thèse de Doctorat*. Rennes I, Rennes.
- [223] Naeem, S. and S. Li (1997). Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* **390**: 507-509.
- [224] Naeem, S., L. J. Thompson, S. P. Lawler, J. H. Lawton and R. M. Woodfin (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* **368**: 734-737.
- [225] Nagy, B. and T. Jermy (1972). On the host plants and distribution of the codling moth in Hungary with special regard to the sterile release method. *Acta Phytopathologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **7**(421-425).
- [226] Nguyen, T. X. (1975). Evolution et élimination de la diapause ovarienne de *psylla pyri* L. dans des conditions naturelles de la région Toulousaine. *Bulletin de la Societe Zoologique de France* **100**(2): 241-246.
- [227] Nguyen, T. X. and J. Merzoug (1994). Recherches sur l'emploi rationnel du prédateur *Anthocoris nemoralis* (Heteroptera-Anthocoridae), Toulouse (FRA), IOBC/WPRS.
- [228] Nicholas, A. H., R. N. Spooner-Hart and R. A. Vickers (2005). Abundance and natural control of the woolly aphid *Eriosoma lanigerum* in an Australian apple orchard IPM program. *Biocontrol* **50**(2): 271-291.
- [229] Noss, R. F. (1987). Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* **1**: 159-164.
- [230] Nuberg, I. (1998). Effect of shelter on temperate crops, a review to define research for Australian conditions. *Agroforestry Systems* **41**: 3-34.
- [231] Odum, E. P. (1953). *Fundamental of Ecology*. Saunders, Philadelphia.

- [232] Odum, E. P. (1969). The Strategy of Ecosystem Development. An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. *Science* **126**: 262-270.
- [233] Ormerod, S. J., E. J. P. Marshall, G. Kerby and S. P. Rushton (2003). Meeting the ecological challenges of agriculture change. *Journal of Applied Ecology* **40**: 939-946.
- [234] Ortiz, R. (1998). Critical role of plant biotechnology for the genetic improvement of food crops: perspectives for the next millenium. *Journal of Biotechnology* **1**: 1-8.
- [235] Ostman, O., B. Ekbom, J. Bengtsson and A. C. Weibull (2001). Landscape complexity and farming practice influence the condition of polyphagous carabid beetles. *Ecological Applications* **11**(2): 480-488.
- [236] Paoletti, M. G., P. Boscolo and D. Sommaggio (1997). Beneficial insects in fields surrounded by hedgerows in north eastern Italy. *Biological Agriculture & Horticulture* **15**(1-4): 311-323.
- [237] Parfait, G. and M. Jarry (1987). Diversité végétale et impact des insectes phytophages: une revue bibliographique des méthodes appliquées au cas des cultures associées. *Acta Oecologica* **8**(3): 365-378.
- [238] Pearsall, I. and J. Myers (2001). Spatial and temporal patterns of dispersal of western flower thrips (Thysanoptera: Thripidae) in nectarine orchards in British Columbia. *Journal of Economic Entomology* **94**: 831-843.
- [239] Perner, J., W. Voigt and R. Bahrman (2003). Response of arthropods to plant diversity: changes after pollution cessation. *Ecography* **98**: 169-181.
- [240] Petchey, O. L., Casey, T., Jiang, L., McPhearson, P.T., Price, J., (2002). Species richness, environmental fluctuations and temporal change in total community biomass. *Oikos* **99**: 231 - 240.
- [241] Petit, S. and F. Burel (1993). Movements of *Abax ater*: do forest species survive in hedgerow networks? *Vie et Milieu* **43**: 1119-224.
- [242] Petit, S. and F. Burel (1998a). Connectivity in fragmented populations: *Abax parallelepedus* in a hedgerow network landscape. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences* **321**: 55-61.
- [243] Petit, S. and F. Burel (1998b). Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecostsems & Environement* **69**: 243-252.
- [244] Pfisterer, A. B., Schmid,D., 2002. Nature 416, 84-86. (2002). Diversity-dependent production can increase the stability of ecosystem functioning. *Nature* **416**: 84 - 86.

- [245] Phillips, M. L. (1981). The ecology of the common earwig *Forficula auricularia* in apple orchards. *PhD Thesis*. University of Bristol
- [246] Pielou, E. C. (1975). Ecological diversity. John Wiley and Sons, New York.
- [247] Pimm, S. L. and J. H. Lawton (1981). On feeding on more than one trophic level. *Nature* **275**: 542 - 544.
- [248] Pointereau, P. and D. Bazile (1995). Arbres des champs. SOLAGRO
- [249] Pollard, E., D. U. Hooper and N. W. Moore (1974). Hedges. Collins, London.
- [250] Pollard, K. A. and J. M. Holland (2006). Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agricultural and Forest Entomology* **8**(3): 203-211.
- [251] Pollis, G. A. (1994). Food webs, trophic cascade and community structure. *Australian Journal of Ecology* **19**: 121-136.
- [252] Poschold, P., J. P. Bakker and S. Kahmen (2005). Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic and Applied Ecology* **6**: 93 - 98.
- [253] Principi, M. and M. Canard (1974). Les Névroptères. Les organismes auxiliaires en verger de pommier. *OILB/SROP*. **3**: 151-162.
- [254] Pywell, R. F., K. L. James, I. Herbert, W. R. Meek, C. Carvell, D. Bell and T. H. Sparks (2005). Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland. *Biological Conservation* **123**(1): 79-90.
- [255] Ramade, F. (1984). Eléments d'écologie: Ecologie fondamentale. McGraw-Hill, Paris.
- [256] Rands, M. R. W. (1986). Effect of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. *Journal of Applied Ecology* **23**: 479 - 487.
- [257] Rasplus, J. Y. (1995). Diversité des arthropodes auxiliaires. ANPP: Journée d'information sur les auxiliaires entomophages, Valence.
- [258] Rathman, R. J. and J. F. Brunner (1988). Abundance and composition of predators on young apple. *Malus domestica* Borkhausen, within sagebrush and riparian species pools in north central Washington. *Melandria* **46**: 66-81.
- [259] Raudonis, L., E. Surviliene and A. Valiuskaite (2004). Toxicity of pesticides to predatory mites and insects in apple-tree site under field conditions. *Environmental Toxicology* **19**(4): 291-295.
- [260] Riba, G. (2005). L'agriculture doit se réapproprié la biodiversité. Biodiversité, science et gouvernance, Paris, Institut International du Développement Durable (IIDD).

- [261] Rieux, R. (1983). Etude de la dynamique et de la repartition spatiale des populations estivales de *Psylla pyri* L. et de quelques uns de ses predateurs en verger de poiriers., Toulouse (FRA), OILB SROP.
- [262] Rieux, R., S. Simon and H. Defrance (1999). Role of hedgerows and ground cover management on arthropod populations in pear orchards. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **73**(2): 119-127.
- [263] Robinson, R. A. and W. J. Sutherland (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* **39**(1): 157-176.
- [264] Root, R. B. (1973). Organisation of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats ; The fauna of collards (*Brassicae oleracea*). *Ecological Monographs* **43**: 95 - 124.
- [265] Roscher, C., J. Schumacher, J. Baade, W. Wilcke, G. Gleixner, W. W. Weisser, B. Schmid and E. D. Schulze (2004). The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. *Basic and Applied Ecology* **5**(2): 107-121.
- [266] Russel, P. E. (1989). Enemies hypothesis: A review of the effect of vegetational diversity on predatory insects and parasitoides. *Environmental Entomology* **18**(4): 590-599.
- [267] Sabbagh, C. and N. de Menthière (2005). Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. J. N. Aubertot, J. M. Barbier, A. Carpentier et al, INRA, CEMAGREF (France): 64.
- [268] Sakata, H. (1999). Indirect interactions between two aphid species in relation to ant attendance. *Ecological Research* **14**(4): 329-340.
- [269] Sakata, H. and Y. Hashimoto (2000). Should aphids attract or repel ante? Effect of rival aphids and extrafloral nectaries on ant-aphid interactions. *Population Ecology* **42**(2): 171-178.
- [270] Samuels, C. L. and J. A. Drake (1997). Divergent perspectives on community convergence. *Trends in Ecology & Evolution* **12**: 427-432.
- [271] Sanderson, R. A., S. P. Rushton, A. J. Cherril and J. P. Byrne (1995). Soil, vegetation and space: an analysis of their effects on the invertebrate communities of a moorland in north-east England. *Journal of Applied Ecology* **30**(506-518).
- [272] Saour, G. (2005). Efficacy of kaolin particle film and selected synthetic insecticides against pistachio psyllid *Agonoscaena targionii* (Homoptera : Psyllidae) infestation. *Crop Protection* **24**(8): 711-717.
- [273] Sauphanor, B. (1992). An Aggregation Pheromone in the European Earwig, *Forficula-Auricularia*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **62**(3): 285-291.

- [274] Sauphanor, B., J. C. Bouvier and V. Brosse (1998). Spectrum of Insecticide Resistance in *Cydia pomonella* (Lepidoptera: Tortricidae) in Southeastern France. *Journal of Economic Entomology* **91**: 1225-1231.
- [275] Sauphanor, B. and F. Sureau (1993). Aggregation behaviour and interspecific relationships in Dermaptera. *Oecologia* **96**: 360-364.
- [276] Scheiner, S. M. (1992). Measuring pattern diversity. *Ecology* **73**: 1860-1867.
- [277] Schweiger, O., J. P. Maelfait, W. Van Wingerden, F. Hendrickx, R. Billeter, M. Speelmans, I. Augenstein, B. Aukema, S. Aviron, D. Bailey, R. Bukacek, F. Burel, T. Diekotter, J. Dirksen, M. Frenzel, F. Herzog, J. Liira, M. Roubalova and R. Bugter (2005). Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* **42**(6): 1129-1139.
- [278] Scutareanu, P., R. Lingeman, B. Drukker and M. W. Sabelis (1999). Cross-correlation analysis of fluctuations in local populations of pear psyllids and anthocorid bugs. *Ecological Entomology* **24**(3): 354-363.
- [279] Shaltiel, L. and M. Coll (2004). Reduction of pear psylla damage by the predatory bug *Anthocoris nemoralis* (Heteroptera: Anthocoridae): The importance of orchard colonization time and neighboring vegetation. *Biocontrol Science and Technology* **14**(8): 811-821.
- [280] Simon, S. (1999). Incidence de l'environnement vegetal sur les populations d'arthropodes du verger de poiriers. *Thèse de Doctorat*. Montpellier, Avignon.
- [281] Sisterson, M. S., Y. Carriere, T. J. Dennehy and B. E. Tabashnik (2007). Nontarget effects of transgenic insecticidal crops: Implications of source-sink population dynamics. *Environmental Entomology* **36**(1): 121-127.
- [282] Solomon, M. G., J. V. Cross, J. D. Fitz Gerald, C. A. M. Campbell, R. L. Jolly, R. W. Olszak, E. Niemczyk and H. Vogt (2000). Biocontrol of pests of apples and pears in northern and central Europe - 3. Predators. *Biocontrol Science and Technology* **10**(2): 91-128.
- [283] Sorensen, J. T., B. C. Campbell, R. J. Gill and J. D. S. Campbell (1995). Non-monophyly of auchenorrhyncha (Homoptera) based upon 18S rDNA phylogeny: Evolutionary and cladistic implications within pre-Heteropteroidea Hemiptera (S.L.) and a proposal for new monophyletic suborders. *Pan-Pacific Entomologist* **71**(1): 31-60.
- [284] Sotherton, N. W. (1984). The distribution of predatory arthropods overwintering on farmland. *Annals of Applied Biology* **105**: 423-429.
- [285] Sotherton, N. W., S. Wratten, S. B. Price and R. J. White (1981). Aspects of hedge management and their effects on hedgerow fauna. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **92**: 425-432.

- [286] Soule, J. D. and J. Piper (1992). Farming in Nature's image: An ecological approach to agriculture. Island Press, Washington, DC.
- [287] Southwood, T. R. E. (1962). Migration of terrestrial arthropods in relation to habitat. *Biological Review* **37**: 171-214.
- [288] Southwood, T. R. E., V. K. Brown and P. M. Reader (1979). The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biological Journal of the Linnean Society* **12**: 327-348.
- [289] Stark, J. D. and J. E. Banks (2003). Population-levels of pesticides and other toxicants on arthropods. *Annual Review of Entomology* **48**: 505-519.
- [290] Strong, D. R., J. H. Lawton and T. R. E. Southwood (1984). Insects on plants: Community Patterns and Mechanisms. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- [291] Suckling, D. M., G. M. Burnip, J. Hackett and J. C. Daly (2006). Frass sampling and baiting indicate European earwig (*Forficula auricularia*) foraging in orchards. *Journal of Applied Entomology* **130**(5): 263-267.
- [292] Sutton, R. D. (1984). The effects of host plant flowering on the distribution and growth of hawthorn psyllids (Homoptera, Psylloidea). *Journal of Animal Ecology* **53**: 185-192.
- [293] Swift, M. J., A. Izac and M. van Noordwijk (2004). Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes - Are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystem & Environment* **104**: 113-134.
- [294] Tansley, A. G. (1935). The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* **16**: 284-307.
- [295] Ter Braak, C. J. F. and I. G. Prentice (1987). A theory of gradient analysis. *Ecological Researches* **18**: 271-317.
- [296] Terrell, G. R. and D. W. Scott (1992). Variable Kernel Density-Estimation. *Annals of Statistics* **20**(3): 1236-1265.
- [297] Thebault, E. and M. Loreau (2006). The relationship between biodiversity and ecosystem functioning in food webs. *Ecological Research* **21**(1): 17-25.
- [298] Thiele, H. U. (1997). Carabid Beetles in their Environments. Springer Verlag, Berlin.
- [299] Thies, C. and T. Tschardt (1999). Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* **285**(5429): 893-895.
- [300] Thistlewood, H. M. A., J. Borden and R. McMullen (1990). Seasonal distribution of the mullein bug, *Campylomma verbasci* (Meyer) (Heteroptera: Miridae), on apple and mullein in the Okanogan valley. *Canadian Entomologist* **122**: 1045-1058.

- [301] Thomas, C. F. G., N. J. Brown and D. A. Kendall (2006). Carabid movement and vegetation density: Implications for interpreting pitfall trap data from split-field trials. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **113**(1-4): 51-61.
- [302] Thomas, C. F. G. and E. J. P. Marshall (1999). Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **72**(2): 131-144.
- [303] Thomas, C. F. G., L. Parkinson, G. J. K. Griffiths, A. F. Garcia and E. J. P. Marshall (2001). Aggregation and temporal stability of carabid beetle distributions in field and hedgerow habitats. *Journal of Applied Ecology* **38**(1): 100-116.
- [304] Thomas, M. B., H. J. Mitchell and S. D. Wratten (1992). Abiotic and Biotic Factors Influencing the Winter Distribution of Predatory Insects. *Oecologia* **89**(1): 78-84.
- [305] Thomas, M. B., N. W. Sotherton, D. S. Coombes and S. D. Wratten (1992). Habitat Factors Influencing the Distribution of Polyphagous Predatory Insects between Field Boundaries. *Annals of Applied Biology* **120**(2): 197-202.
- [306] Thomas, M. B., S. D. Wratten and N. W. Sotherton (1992). Creation of Island Habitats in Farmland to Manipulate Populations of Beneficial Arthropods - Predator Densities and Species Composition. *Journal of Applied Ecology* **29**(2): 524-531.
- [307] Tilman, D. (1994). Competition and Biodiversity in Spatially Structured Habitats. *Ecology* **75**(1): 2-16.
- [308] Tilman, D. (1997a). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* **277**: 1300 - 1302.
- [309] Tilman, D. (1997c). Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* **78**: 81-92.
- [310] Tilman, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity; a search for general principles. *Ecology* **80**: 1455 - 1474.
- [311] Tilman, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*. S. A. Levin. CA: San Diego, Academic press. **3**: 109-120.
- [312] Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor and S. Polasky (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* **418**(6898): 671-677.
- [313] Tilman, D. and J. A. Downing (1994). Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* **367**: 363-365.
- [314] Tilman, D. and P. Kareiva (1997). *Spatial ecology. The role of space in population dynamics and interspecific interactions*. Princeton University Press, Princeton, (NJ).

- [315] Tilman, D., C. L. Lehman and C. E. Bristow (1998). Diversity-stability relationship: statistical inevitability or ecological consequence. *American Naturalist* **151**: 277-282.
- [316] Tilman, D., D. Wedin and J. Knops (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystem. *Nature* **379**: 718 - 720.
- [317] Tixier, M. S., S. Kreiter, P. Auger and M. Weber (1998). Colonization of Languedoc vineyards by phytoseiid mites (Acari : Phytoseiidae): influence of wind and crop environment. *Experimental and Applied Acarology* **22**(9): 523-542.
- [318] Tsitsilas, A., S. Stuckey, A. A. Hoffmann, A. R. Weeks and L. J. Thomson (2006). Shelterbelts in agricultural landscapes suppress invertebrate pests. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **46**(10): 1379-1388.
- [319] Vacher, C., D. Bourguet, F. Rousset, C. Chevillon and M. E. Hochberg (2003). Modelling the spatial configuration of refuges for a sustainable control of pests: a case study of Bt cotton. *Evolutionary Biology* **16**: 378-387.
- [320] Van der Maarel, E. (1990). On the establishment of plant community boundaries. *Bericht der Deutschen Botanischen Gesellschaft*. **5**: 473-498.
- [321] van Emden, H. F. (1963). A preliminary study of insect numbers in field and hedgerow. *Entomologists Monthly Magazine* **98**: 255-259.
- [322] Vandermeer, J., M. van Noordwijk, J. H. Anderson, C. K. Ong and I. Perfecto (1998). Global change and multispecies agroecosystems: Concept and issues. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **67**: 1-22.
- [323] Vanpeene-Buhier, S. (1998). Transformations des paysages et dynamique de la biodiversité végétale. Les écotones, un concept clé pour l'étude des végétations post-culturelles. L'exemple de la commune d'Aussois (Savoie). *Thèse de Doctorat*. ENGREF; CEMAGREF, Grenoble (FRA).
- [324] Voigt, W., J. Perner and A. J. Davis (2003). Trophics levels are differentially sensitive to climate. *Ecology* **84**: 2444-2453.
- [325] Wallace, J. B. and J. R. Webster (1996). The role of macro-invertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* **41**: 115 - 139.
- [326] Wardle D.A. (1999). Plants removals in perennial grassland : vegetation dynamics, decomposers, soil biodiversity, and ecosystem properties. *Ecological Monographs* **69**: 535 - 568.
- [327] Wardle, D. A. (2002). Islands as model systems for understanding how species affect ecosystem properties. *Journal of Biogeography* **29**(5-6): 583-591.

- [328] Way, M. J. and K. C. Khoo (1992). Role of ants in pest management. *Annual Review of Entomology* **37**: 479-503.
- [329] Wegner, J. F. and G. Merriam (1979). Movements by birds and small mammals between a wood and a joining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology* **16**: 349-358.
- [330] Weibull, A. C., Ö. Östman and A. Granqvist (2003). Species composition in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation* **12**: 1335-1355.
- [331] Weiss, M. J. and G. McDonald (1998). European earwig, *Forficula auricularia* L. (Dermaptera : Forficulidae), as a predator of the redlegged earth mite, *Halotydeus destructor* (Tucker) (Acarina : Penthaleidae). *Australian Journal of Entomology* **37**: 183-185.
- [332] White, P. C. L. and M. Hassal (1994). Effects of management on spider communities of headlands in cereal fields. *Pedobiologia* **38**: 169-184.
- [333] Williams, P. and J. G. Kevin (1994). Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* **67**: 211-217.
- [334] Woolhouse, M. E. J. and R. Harmsen (1997). Just how instable are agroecosystems? *Canadian Journal of Zoology* **65**: 1577-1580.
- [335] Wratten, S., J. R. Mauremooto, S. P. Worner and G. L. A. Fry (1995). Permeability of hedgerows to predator carabid beetles. *Agriculture, Ecosystem & Environment* **52**: 141-148.
- [336] Wright, D. W., H. R.D. and J. Worrall (1960). The effect of certain predators on the numbers of cabbage root fly (*Erioschia brassicae* Bouche) and on the subsequent damage caused by the pest. *Annals of Applied Biology* **48**: 756-763.
- [337] Yachi, S., Loreau, M., (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci* **96**: 1463 - 1468.
- [338] Yodzis, P. (1981). The stability of real ecosystems. *Nature* **289**: 674 - 676.
- [339] Yu, S. X. and L. Orloci (1989). Species dispersions along soil gradients in a Cryptocaria community, Dinghushan, South China. *Coenoses* **4**: 39-45.
- [340] Zangger, A., J. A. Lys and W. Nentwig (1994). Increasing the Availability of Food and the Reproduction of *Poecilus cupreus* in a Cereal Field by Strip-Management. *Entomologica Experimentalis et Applicata* **71**(2): 111-120.
- [341] Zangger, A., J. A. Lys and W. Nentwig (1994). Increasing the Availability of Food and the Reproduction of *Poecilus-Cupreus* in a Cereal Field by Strip-Management. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* **71**(2): 111-120.

[342] Zehnder, G., G. M. Gurr, S. Kuhne, M. R. Wade, S. D. Wratten and E. Wyss (2007). Arthropod pest management in organic crops. *Annual Review of Entomology* **52**: 57-80.

[343] Zhibin, L. (1991). Le groupement familial chez *Forficula auricularia* L. (Insecte, Dermaptère) : étude causale et fonctionnelle. *Thèse de Doctorat*. Université de Rennes I, Rennes (FRA).

Liste des Annexes

Annexe n° 1 : Chapitre I Les Variables Environnementales.....	202
Annexe n° 2 : Chapitre I, Les variables de pratiques culturelles.....	209
Annexe n° 3 : Chapitre III, Effectif total et pourcentage des arthropodes collectés par frappage pendant trois années consécutives.....	216
Annexe n° 4 : Chapitre III, Evolution des populations de <i>C. pyri</i> en 2004.....	219
Annexe n° 5 : Chapitre III, Evolution des populations de <i>C. pyri</i> en 2005.....	220
Annexe n° 6 : Chapitre III, Evolution des populations de <i>C. pyri</i> en 2006.....	221
Annexe n° 7 : Chapitre III, Répartition annuelle des psylles en 2004.....	222
Annexe n° 8 : Chapitre III, Répartition annuelle des psylles en 2005.....	223
Annexe n° 9 : Chapitre III, Répartition annuelle des psylles en 2006.....	224
Annexe n° 10 : Chapitre III, Evolution de l'indice de Shannon en 2004.....	225
Annexe n° 11 : Chapitre III, Evolution de l'indice de Shanon en 2005.....	226
Annexe n° 12 : Chapitre III, Evolution de l'indice de Shanon en 2006.....	227
Annexe n° 13 : Chapitre III, Evolution des effectifs totaux en 2004.....	228
Annexe n° 14 : Chapitre III, Evolution des effectifs totaux en 2005.....	229
Annexe n° 15 : Chapitre III, Evolution des effectifs totaux en 2006.....	230
Annexe n° 16 : Chapitre III, Evolution de la richesse totale en 2004.....	231
Annexe n° 17 : Chapitre III, Evolution de la richesse totale en 2005.....	232
Annexe n° 18 : Chapitre III, Evolution de la richesse totale en 2006.....	233
Annexe n° 19 : Chapitre III, Carte de la diversité globale en 2004 (Indice de Shannon).....	234
Annexe n° 20 : Chapitre III, Carte de la diversité globale en 2005 (Indice de Shannon).....	235
Annexe n° 21 : Chapitre III, Carte de la diversité globale en 2006 (Indice de Shannon).....	236
Annexe n° 22 : Chapitre IV, Effectif total des larves de psylles échantillonnées dans le verger du 23/04 au 11/07 2006, et résultat du test de Chi deux sur la répartition des larves.....	237
Annexe n° 23 : Chapitre IV, Effectif total des larves des <i>F. auricularia</i> piégés dans le verger du 28/04 au 11/07 2006, et résultat du test de Chi deux sur la répartition des effectifs.....	238
Annexe n° 24 : Chapitre IV, Effectif total des larves des <i>F. pubescens</i> piégés dans le verger du 28/04 au 11/07 2006, et résultat du test de Chi deux sur la répartition des effectifs.....	239

Annexe n° 1: Chapitre I Les Variables Environnementales

Num	Id	orientation	dist à la haie	Hauteur de la haie	Epaisseur	% de linéaire	position de la haie	ruisseau	Laurier	noisetier	laurier tin	troène	arbre de judée	cornouiller	arbusier	frêne	Sureau	Charme	Saule madsudana	Alaterne
1	1 inra 10/10	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
2	1 inra 10/11	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
3	1 inra 11/6	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
4	1 inra 13/8	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
5	1 inra 15/5	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
6	1 inra 18/2	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
7	1 inra 18/3	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
8	1 inra 20/9	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
9	1 inra 22/10	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
10	1 inra 22/6	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
11	1 inra 28/7	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
12	1 inra 28/8	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
13	1 inra 30/4	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
14	1 inra 30/5	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
15	1 inra 6/2	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
16	1 inra 7/3	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
17	1 inra 9/4	1	7,5	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
69	1 pug 10/10	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
70	1 pug 11/6	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
71	1 pug 13/8	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
72	1 pug 15/11	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
73	1 pug 15/5	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
74	1 pug 18/2	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
75	1 pug 18/3	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
76	1 pug 20/9	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
77	1 pug 22/10	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
78	1 pug 22/6	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
79	1 pug 28/7	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
80	1 pug 28/8	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
81	1 pug 30/4	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
82	1 pug 30/5	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
83	1 pug 6/2	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
84	1 pug 7/3	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
85	1 pug 9/4	2	3,5	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
86	1 ren 10/10	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
87	1 ren 10/11	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
88	1 ren 11/6	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
89	1 ren 13/8	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
90	1 ren 15/5	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
91	1 ren 18/2	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
92	1 ren 18/3	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
93	1 ren 20/9	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
94	1 ren 22/10	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0

95	1 ren 22/6	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
96	1 ren 28/8	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
97	1 ren 30/4	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
98	1 ren 30/5	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
99	1 ren 6/2	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
100	1 ren 7/3	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
101	1 ren 9/4	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
102	1 ren28/7	1	2	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
103	1 rob para 10/10	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
104	1 rob para 10/11	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
105	1 rob para 11/6	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
106	1 rob para 13/8	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
107	1 rob para 15/5	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
108	1 rob para 18/2	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
109	1 rob para 18/3	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
110	1 rob para 20/9	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
111	1 rob para 22/10	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
112	1 rob para 22/6	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
113	1 rob para 28/7	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
114	1 rob para 28/8	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
115	1 rob para 30/4	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
116	1 rob para 30/5	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
117	1 rob para 6/2	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
118	1 rob para 7/3	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
119	1 rob para 9/4	1	4	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
120	1 rob perp 10/10	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
121	1 rob perp 10/11	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
122	1 rob perp 11/6	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
123	1 rob perp 13/8	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
124	1 rob perp 15/5	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
125	1 rob perp 18/2	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
126	1 rob perp 18/3	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
127	1 rob perp 20/9	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
128	1 rob perp 22/10	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
129	1 rob perp 22/6	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
130	1 rob perp 28/7	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
131	1 rob perp 28/8	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
132	1 rob perp 30/4	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
133	1 rob perp 30/5	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
134	1 rob perp 6/2	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
135	1 rob perp 7/3	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
136	1 rob perp 9/4	2	6	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
18	2 inra 10/10	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
19	2 inra 10/11	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
20	2 inra 11/6	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
21	2 inra 13/8	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
22	2 inra 15/5	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
23	2 inra 18/2	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
24	2 inra 18/3	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
25	2 inra 20/9	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
26	2 inra 22/10	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
27	2 inra 22/6	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
28	2 inra 28/7	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
29	2 inra 28/8	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
30	2 inra 30/4	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0

31	2 inra 30/5	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
32	2 inra 6/2	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
33	2 inra 7/3	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
34	2 inra 9/4	1	28	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
137	2 pug 10/10	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
138	2 pug 11/6	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
139	2 pug 13/8	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
140	2 pug 15/11	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
141	2 pug 15/5	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
142	2 pug 18/2	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
143	2 pug 18/3	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
144	2 pug 20/9	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
145	2 pug 22/10	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
146	2 pug 22/6	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
147	2 pug 28/7	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
148	2 pug 28/8	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
149	2 pug 30/4	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
150	2 pug 30/5	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
151	2 pug 6/2	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
152	2 pug 7/3	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
153	2 pug 9/4	2	21	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
154	2 ren 10/10	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
155	2 ren 10/11	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
156	2 ren 11/6	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
157	2 ren 13/8	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
158	2 ren 15/5	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
159	2 ren 18/2	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
160	2 ren 20/9	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
161	2 ren 22/10	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
162	2 ren 22/6	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
163	2 ren 28/7	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
164	2 ren 28/8	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
165	2 ren 30/4	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
166	2 ren 30/5	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
167	2 ren 6/2	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
168	2 ren 7/3	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
169	2 ren 9/4	1	13	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
170	2 ren18/3	1	13	8	3	39	1	0	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
171	2 rob para 10/10	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
172	2 rob para 10/11	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
173	2 rob para 11/6	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
174	2 rob para 13/8	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
175	2 rob para 15/5	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
176	2 rob para 18/2	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
177	2 rob para 18/3	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
178	2 rob para 20/9	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
179	2 rob para 22/10	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
180	2 rob para 22/6	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
181	2 rob para 28/7	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
182	2 rob para 28/8	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
183	2 rob para 30/4	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
184	2 rob para 30/5	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
185	2 rob para 6/2	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
186	2 rob para 7/3	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
187	2 rob para 9/4	1	35	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9

188	2 rob perp 10/10	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
189	2 rob perp 10/11	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
190	2 rob perp 11/6	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
191	2 rob perp 13/8	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
192	2 rob perp 15/5	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
193	2 rob perp 18/2	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
194	2 rob perp 18/3	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
195	2 rob perp 20/9	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
196	2 rob perp 22/10	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
197	2 rob perp 22/6	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
198	2 rob perp 28/7	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
199	2 rob perp 28/8	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
200	2 rob perp 30/4	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
201	2 rob perp 30/5	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
202	2 rob perp 6/2	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
203	2 rob perp 7/3	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
204	2 rob perp 9/4	2	70	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
35	3 inra 10/10	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
36	3 inra 10/11	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
37	3 inra 11/6	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
38	3 inra 13/8	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
39	3 inra 15/5	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
40	3 inra 18/2	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
41	3 inra 18/3	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
42	3 inra 20/9	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
43	3 inra 22/10	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
44	3 inra 22/6	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
45	3 inra 28/7	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
46	3 inra 28/8	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
47	3 inra 30/4	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
48	3 inra 30/5	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
49	3 inra 6/2	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
50	3 inra 7/3	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
51	3 inra 9/4	1	48	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
205	3 pug 10/10	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
206	3 pug 11/6	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
207	3 pug 13/8	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
208	3 pug 15/11	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
209	3 pug 15/5	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
210	3 pug 18/2	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
211	3 pug 18/3	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
212	3 pug 20/9	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
213	3 pug 22/10	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
214	3 pug 22/6	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
215	3 pug 28/7	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
216	3 pug 28/8	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
217	3 pug 30/4	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
218	3 pug 30/5	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
219	3 pug 6/2	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
220	3 pug 7/3	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
221	3 pug 9/4	2	42	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
222	3 ren 10/10	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
223	3 ren 10/11	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
224	3 ren 11/6	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
225	3 ren 13/8	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0

226	3 ren 15/5	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
227	3 ren 18/2	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
228	3 ren 18/3	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
229	3 ren 20/9	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
230	3 ren 22/10	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
231	3 ren 22/6	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
232	3 ren 28/7	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
233	3 ren 28/8	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
234	3 ren 30/4	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
235	3 ren 30/5	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
236	3 ren 6/2	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
237	3 ren 7/3	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
238	3 ren 9/4	1	24	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
239	3 rob para 10/10	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
240	3 rob para 10/11	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
241	3 rob para 11/6	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
242	3 rob para 13/8	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
243	3 rob para 15/5	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
244	3 rob para 18/2	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
245	3 rob para 18/3	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
246	3 rob para 20/9	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
247	3 rob para 22/10	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
248	3 rob para 22/6	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
249	3 rob para 28/7	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
250	3 rob para 28/8	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
251	3 rob para 30/4	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
252	3 rob para 30/5	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
253	3 rob para 6/2	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
254	3 rob para 7/3	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
255	3 rob para 9/4	1	70	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
256	3 rob perp 10/10	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
257	3 rob perp 10/11	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
258	3 rob perp 11/6	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
259	3 rob perp 13/8	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
260	3 rob perp 15/5	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
261	3 rob perp 18/2	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
262	3 rob perp 18/3	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
263	3 rob perp 20/9	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
264	3 rob perp 22/10	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
265	3 rob perp 22/6	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
266	3 rob perp 28/7	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
267	3 rob perp 28/8	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
268	3 rob perp 30/4	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
269	3 rob perp 30/5	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
270	3 rob perp 6/2	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
271	3 rob perp 7/3	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
272	3 rob perp 9/4	2	140	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
52	4 inra 10/10	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
53	4 inra 10/11	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
54	4 inra 11/6	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
55	4 inra 13/8	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
56	4 inra 15/5	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
57	4 inra 18/2	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
58	4 inra 18/3	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
59	4 inra 20/9	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0

60	4 inra 22/10	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
61	4 inra 22/6	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
62	4 inra 28/7	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
63	4 inra 28/8	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
64	4 inra 30/4	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
65	4 inra 30/5	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
66	4 inra 6/2	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
67	4 inra 7/3	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
68	4 inra 9/4	1	0	5	3	31	1	0	12	8	7	11	10	1	3	3	5	0	0	0
273	4 pug 10/10	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
274	4 pug 11/6	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
275	4 pug 13/8	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
276	4 pug 15/11	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
277	4 pug 15/5	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
278	4 pug 18/2	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
279	4 pug 18/3	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
280	4 pug 20/9	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
281	4 pug 22/10	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
282	4 pug 22/6	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
283	4 pug 28/7	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
284	4 pug 28/8	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
285	4 pug 30/4	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
286	4 pug 30/5	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
287	4 pug 6/2	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
288	4 pug 7/3	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
289	4 pug 9/4	2	0	4	4	20	2	0	15	0	0	0	0	0	0	6	0	16	0	0
290	4 ren 10/10	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
291	4 ren 10/11	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
292	4 ren 11/6	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
293	4 ren 13/8	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
294	4 ren 15/5	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
295	4 ren 18/2	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
296	4 ren 18/3	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
297	4 ren 20/9	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
298	4 ren 22/10	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
299	4 ren 22/6	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
300	4 ren 28/7	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
301	4 ren 28/8	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
302	4 ren 30/4	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
303	4 ren 30/5	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
304	4 ren 6/2	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
305	4 ren 7/3	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
306	4 ren 9/4	1	0	8	3	39	1	0	7	5	14	7	6	2	0	6	0	4	3	0
324	4 rob para 10/10	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
325	4 rob para 10/11	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
326	4 rob para 11/6	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
327	4 rob para 13/8	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
328	4 rob para 15/5	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
329	4 rob para 18/2	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
330	4 rob para 18/3	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
331	4 rob para 20/9	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
332	4 rob para 22/10	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
333	4 rob para 22/6	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
334	4 rob para 28/7	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
335	4 rob para 28/8	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9

336	4 rob para 30/4	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
337	4 rob para 30/5	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
338	4 rob para 6/2	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
339	4 rob para 7/3	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
340	4 rob para 9/4	1	0	6	3	23	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
307	4 rob perp 10/10	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
308	4 rob perp 10/11	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
309	4 rob perp 11/6	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
310	4 rob perp 13/8	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
311	4 rob perp 15/5	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
312	4 rob perp 18/2	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
313	4 rob perp 18/3	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
314	4 rob perp 20/9	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
315	4 rob perp 22/10	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
316	4 rob perp 22/6	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
317	4 rob perp 28/7	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
318	4 rob perp 28/8	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
319	4 rob perp 30/4	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
320	4 rob perp 30/5	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
321	4 rob perp 6/2	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
322	4 rob perp 7/3	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9
323	4 rob perp 9/4	2	0	6	3	16	1	1	0	16	0	0	10	4	0	16	0	0	0	9

Annexe n° 2 : Chapitre I, Les variables de pratiques culturales

Num	Id	Insecticides	fongicides	Fauche	Fertilisation	Gal	Guyot	Cascade	LB	PI	ST
15	1 intra 10/10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
17	1 intra 10/11	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
9	1 intra 11/6	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
12	1 intra 13/8	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
7	1 intra 15/5	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1
2	1 intra 18/2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
4	1 intra 18/3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
14	1 intra 20/9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
16	1 intra 22/10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
10	1 intra 22/6	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
11	1 intra 28/7	2	0	1	0	1	0	0	0	0	1
13	1 intra 28/8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
6	1 intra 30/4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1
8	1 intra 30/5	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1	1 intra 6/2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
3	1 intra 7/3	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
5	1 intra 9/4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
83	1 pug 10/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
77	1 pug 11/6	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
80	1 pug 13/8	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
85	1 pug 15/11	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0
75	1 pug 15/5	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0
70	1 pug 18/2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
72	1 pug 18/3	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
82	1 pug 20/9	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
84	1 pug 22/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
78	1 pug 22/6	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0
79	1 pug 28/7	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0
81	1 pug 28/8	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
74	1 pug 30/4	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
76	1 pug 30/5	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
69	1 pug 6/2	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
71	1 pug 7/3	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
73	1 pug 9/4	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0
151	1 ren 10/10	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
153	1 ren 10/11	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
145	1 ren 11/6	2	1	0	0	0	1	0	1	0	0
148	1 ren 13/8	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
143	1 ren 15/5	2	1	0	0	0	1	0	1	0	0
138	1 ren 18/2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
140	1 ren 18/3	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0
150	1 ren 20/9	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
152	1 ren 22/10	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
146	1 ren 22/6	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0

147	1 ren 28/8	2	0	1	0	0	1	0	1	0	0
149	1 ren 30/4	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
142	1 ren 30/5	2	1	0	1	0	1	0	1	0	0
144	1 ren 6/2	2	1	0	0	0	1	0	1	0	0
137	1 ren 7/3	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
139	1 ren 9/4	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
141	1 ren28/7	2	1	0	0	0	1	0	1	0	0
219	1 rob para 10/10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
221	1 rob para 10/11	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
213	1 rob para 11/6	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
216	1 rob para 13/8	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0
211	1 rob para 15/5	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
206	1 rob para 18/2	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
208	1 rob para 18/3	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
218	1 rob para 20/9	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
220	1 rob para 22/10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
214	1 rob para 22/6	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
215	1 rob para 28/7	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
217	1 rob para 28/8	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
210	1 rob para 30/4	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0
212	1 rob para 30/5	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
205	1 rob para 6/2	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
207	1 rob para 7/3	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0
209	1 rob para 9/4	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
287	1 rob perp 10/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
289	1 rob perp 10/11	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
281	1 rob perp 11/6	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
284	1 rob perp 13/8	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
279	1 rob perp 15/5	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
274	1 rob perp 18/2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
276	1 rob perp 18/3	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
286	1 rob perp 20/9	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
288	1 rob perp 22/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
282	1 rob perp 22/6	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
283	1 rob perp 28/7	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
285	1 rob perp 28/8	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
278	1 rob perp 30/4	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0
280	1 rob perp 30/5	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
273	1 rob perp 6/2	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
275	1 rob perp 7/3	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0
277	1 rob perp 9/4	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
32	2 intra 10/10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
34	2 intra 10/11	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
26	2 intra 11/6	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
29	2 intra 13/8	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
24	2 intra 15/5	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1
19	2 intra 18/2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
21	2 intra 18/3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
31	2 intra 20/9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
33	2 intra 22/10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
27	2 intra 22/6	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1

28	2	0	1	0	1	0	0	0	0	1
30	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
23	2	0	1	0	1	0	0	0	0	1
25	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
18	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
20	2	0	0	1	1	0	0	0	0	1
22	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
100	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0
94	2	1	0	0	1	0	1	0	1	0
97	2	2	0	0	0	1	0	0	1	0
102	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0
92	2	1	1	1	1	0	1	0	1	0
87	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0
89	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0
99	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0
101	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0
95	2	2	0	1	0	1	0	0	1	0
96	2	2	0	1	0	1	0	0	1	0
98	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0
91	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0
93	2	1	1	0	0	1	0	0	1	0
86	2	1	0	0	0	1	0	0	1	0
88	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0
90	2	1	1	1	1	0	1	0	1	0
168	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
170	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
162	2	2	1	0	0	1	0	1	0	0
165	2	2	0	0	0	1	0	1	0	0
160	2	2	1	0	0	1	0	1	0	0
155	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
157	2	0	1	0	0	1	0	1	0	0
167	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
169	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
163	2	2	0	0	0	1	0	1	0	0
164	2	2	0	1	0	1	0	1	0	0
166	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
159	2	2	1	0	1	1	0	1	0	0
161	2	2	1	0	0	1	0	1	0	0
154	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
156	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
158	2	2	1	0	0	1	0	1	0	0
236	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0
238	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0
230	2	1	1	0	0	0	1	0	1	0
233	2	0	0	1	0	0	1	0	1	0
228	2	0	1	0	1	0	1	0	1	0
223	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0
225	2	0	1	0	1	0	1	0	1	0
235	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0
237	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0
231	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0

232	2 rob para 28/7	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
234	2 rob para 28/8	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
227	2 rob para 30/4	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0
229	2 rob para 30/5	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
222	2 rob para 6/2	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
224	2 rob para 7/3	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0
226	2 rob para 9/4	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
304	2 rob perp 10/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
306	2 rob perp 10/11	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
298	2 rob perp 11/6	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
301	2 rob perp 13/8	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
296	2 rob perp 15/5	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
291	2 rob perp 18/2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
293	2 rob perp 18/3	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
303	2 rob perp 20/9	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
305	2 rob perp 22/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
299	2 rob perp 22/6	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
300	2 rob perp 28/7	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
302	2 rob perp 28/8	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
295	2 rob perp 30/4	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0
297	2 rob perp 30/5	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
290	2 rob perp 6/2	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
292	2 rob perp 7/3	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0
294	2 rob perp 9/4	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
49	3 infra 10/10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
51	3 infra 10/11	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
43	3 infra 11/6	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
46	3 infra 13/8	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
41	3 infra 15/5	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1
36	3 infra 18/2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
38	3 infra 18/3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
48	3 infra 20/9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
50	3 infra 22/10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
44	3 infra 22/6	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
45	3 infra 28/7	2	0	1	0	1	0	0	0	0	1
47	3 infra 28/8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
40	3 infra 30/4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1
42	3 infra 30/5	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
35	3 infra 6/2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
37	3 infra 7/3	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
39	3 infra 9/4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
117	3 pug 10/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
111	3 pug 11/6	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
114	3 pug 13/8	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0
119	3 pug 15/11	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
109	3 pug 15/5	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0
104	3 pug 18/2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
106	3 pug 18/3	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
116	3 pug 20/9	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
118	3 pug 22/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
112	3 pug 22/6	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0

113	3 pug 28/7	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0
115	3 pug 28/8	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
108	3 pug 30/4	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
110	3 pug 30/5	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
103	3 pug 6/2	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
105	3 pug 7/3	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
107	3 pug 9/4	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0
185	3 ren 10/10	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
187	3 ren 10/11	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
179	3 ren 11/6	2	1	0	0	0	1	0	1	0	0
182	3 ren 13/8	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
177	3 ren 15/5	2	1	0	0	0	1	0	1	0	0
172	3 ren 18/2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
174	3 ren 18/3	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0
184	3 ren 20/9	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
186	3 ren 22/10	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
180	3 ren 22/6	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0
181	3 ren 28/7	2	0	1	0	0	1	0	1	0	0
183	3 ren 28/8	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
176	3 ren 30/4	2	1	0	1	0	1	0	1	0	0
178	3 ren 30/5	2	1	0	0	0	1	0	1	0	0
171	3 ren 6/2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
173	3 ren 7/3	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
175	3 ren 9/4	2	1	0	0	0	1	0	1	0	0
253	3 rob para 10/10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
255	3 rob para 10/11	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
247	3 rob para 11/6	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
250	3 rob para 13/8	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0
245	3 rob para 15/5	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
240	3 rob para 18/2	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
242	3 rob para 18/3	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
252	3 rob para 20/9	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
254	3 rob para 22/10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
248	3 rob para 22/6	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
249	3 rob para 28/7	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
251	3 rob para 28/8	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
244	3 rob para 30/4	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0
246	3 rob para 30/5	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
239	3 rob para 6/2	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
241	3 rob para 7/3	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0
243	3 rob para 9/4	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
321	3 rob perp 10/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
323	3 rob perp 10/11	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
315	3 rob perp 11/6	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
318	3 rob perp 13/8	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
313	3 rob perp 15/5	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
308	3 rob perp 18/2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
310	3 rob perp 18/3	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
320	3 rob perp 20/9	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
322	3 rob perp 22/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
316	3 rob perp 22/6	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0

317	3 rob perp 28/7	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
319	3 rob perp 28/8	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
312	3 rob perp 30/4	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0
314	3 rob perp 30/5	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
307	3 rob perp 6/2	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
309	3 rob perp 7/3	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0
311	3 rob perp 9/4	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
66	4 intra 10/10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
68	4 intra 10/11	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
60	4 intra 11/6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
63	4 intra 13/8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
58	4 intra 15/5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
53	4 intra 18/2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
55	4 intra 18/3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
65	4 intra 20/9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
67	4 intra 22/10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
61	4 intra 22/6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
62	4 intra 28/7	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
64	4 intra 28/8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
57	4 intra 30/4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
59	4 intra 30/5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
52	4 intra 6/2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
54	4 intra 7/3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
56	4 intra 9/4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
134	4 pug 10/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
128	4 pug 11/6	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
131	4 pug 13/8	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
136	4 pug 15/11	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
126	4 pug 15/5	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
121	4 pug 18/2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
123	4 pug 18/3	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
133	4 pug 20/9	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
135	4 pug 22/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
129	4 pug 22/6	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
130	4 pug 28/7	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
132	4 pug 28/8	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
125	4 pug 30/4	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
127	4 pug 30/5	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
120	4 pug 6/2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
122	4 pug 7/3	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
124	4 pug 9/4	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
202	4 ren 10/10	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
204	4 ren 10/11	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
196	4 ren 11/6	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
199	4 ren 13/8	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
194	4 ren 15/5	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
189	4 ren 18/2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
191	4 ren 18/3	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
201	4 ren 20/9	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
203	4 ren 22/10	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
197	4 ren 22/6	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0

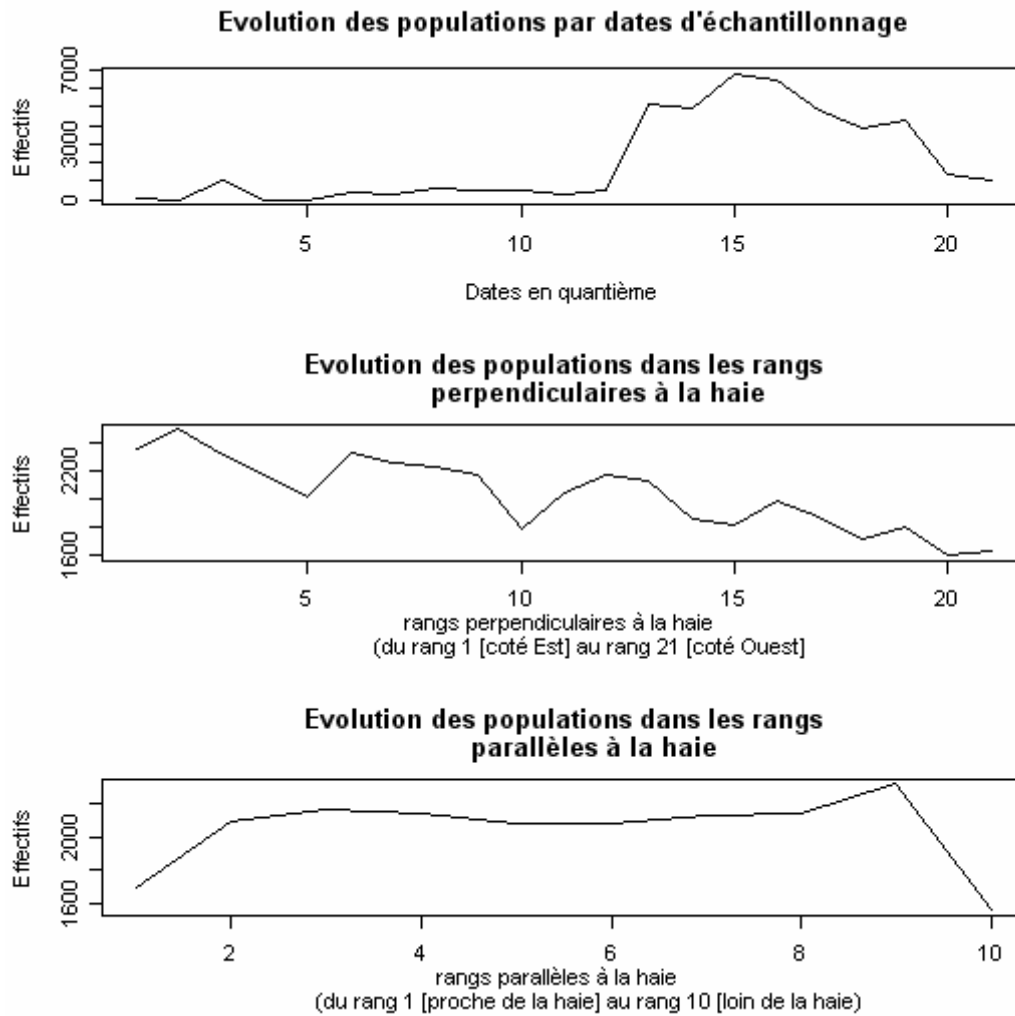
198	4 ren 28/7	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
200	4 ren 28/8	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
193	4 ren 30/4	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
195	4 ren 30/5	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
188	4 ren 6/2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
190	4 ren 7/3	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
192	4 ren 9/4	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
270	4 rob para 10/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
272	4 rob para 10/11	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
264	4 rob para 11/6	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
267	4 rob para 13/8	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
262	4 rob para 15/5	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
257	4 rob para 18/2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
259	4 rob para 18/3	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
269	4 rob para 20/9	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
271	4 rob para 22/10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
265	4 rob para 22/6	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
266	4 rob para 28/7	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
268	4 rob para 28/8	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
261	4 rob para 30/4	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0
263	4 rob para 30/5	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
256	4 rob para 6/2	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
258	4 rob para 7/3	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0
260	4 rob para 9/4	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
338	4 rob perp 10/10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
340	4 rob perp 10/11	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
332	4 rob perp 11/6	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
335	4 rob perp 13/8	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0
330	4 rob perp 15/5	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
325	4 rob perp 18/2	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
327	4 rob perp 18/3	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
337	4 rob perp 20/9	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
339	4 rob perp 22/10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
333	4 rob perp 22/6	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
334	4 rob perp 28/7	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
336	4 rob perp 28/8	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
329	4 rob perp 30/4	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0
331	4 rob perp 30/5	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
324	4 rob perp 6/2	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
326	4 rob perp 7/3	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0
328	4 rob perp 9/4	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0

Annexe n° 3 : Chapitre III, Effectif total et pourcentage des arthropodes collectés par frappage pendant trois années consécutives

Groupes	Ordres	Familles	Total 2004	. %. 2004	Total 2005	. %. 2005	Total 2006	. %. 2006
Fourmis	Hymenoptera	Dolichoderidae	25	0,02	0	0,00	0	0,00
"	"	Formicidae	16056	14,79	12994	33,82	10102	22,79
"	"	Mirmicidae	290	0,27	260	0,68	412	0,93
Coccinelles	Coleoptera	Coccinellidae	2893	2,67	540	1,41	1261	2,85
Autres prédateurs	"	Cantharidae	435	0,40	135	0,35	46	0,10
"	"	Carabidae	2	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Corylophidae	18	0,02	0	0,00	0	0,00
"	"	Dasytidae	43	0,04	26	0,07	9	0,02
"	"	Lathridiidae	248	0,23	474	1,23	0	0,00
"	"	Lebiidae	11	0,01	1	0,00	4	0,01
"	"	Silphidae	4	0,00	41	0,11	361	0,81
"	"	Staphylinidae	193	0,18	20	0,05	13	0,03
"	"	Trechidae	19	0,02	1	0,00	4	0,01
"	Dermaptera	Forficulidae	659	0,61	544	1,42	345	0,78
"	Diptera	Chloropidae	8	0,01	34	0,09	8	0,02
"	"	Dolichopodidae	4	0,00	1	0,00	0	0,00
"	"	Empididae	121	0,11	87	0,23	8	0,02
"	"	Syrphidae	102	0,09	25	0,07	33	0,07
"	Neuroptera	Chrysopidae	188	0,17	160	0,42	98	0,22
"	"	Coniopterygidae	36	0,03	15	0,04	13	0,03
"	"	Hemerobiidae	9	0,01	1	0,00	5	0,01
"	"	Mantispidae	5	0,00	0	0,00	0	0,00
"	Raphidioptera	Raphididae	8	0,01	10	0,03	4	0,01
"	Thysanoptera	Aeolothripidae	24	0,02	124	0,32	55	0,12
Parasitoïdes	Hymenoptera	Aphidinae	138	0,13	0	0,00	5	0,01
"	"	Eupelmidae	22	0,02	1	0,00	5	0,01
"	"	Scelionidae	5	0,00	17	0,04	5	0,01
"	"	micro hym	0	0,00	170	0,44	62	0,14
Phytophages	Coleoptera	Bruchidae	27	0,02	28	0,07	14	0,03
"	"	Cicindelidae	3	0,00	1	0,00	3	0,01
"	"	Cryptophagidae	4	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Curculionidae	572	0,53	75	0,20	176	0,40
"	"	Elateridae	3	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Lathridiidae	160	0,15	0	0,00	0	0,00
"	"	Phalacridae	155	0,14	25	0,07	69	0,16
"	"	Ramphidiade	2	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Scolytidae	21	0,02	5	0,01	9	0,02
"	"	Tenebrionidae	3	0,00	2	0,01	2	0,00
"	"	Anthicidae	37	0,03	5	0,01	139	0,31
"	"	Apionidae	31	0,03	4	0,01	1	0,00
"	"	Buprestidae	10	0,01	4	0,01	9	0,02
"	"	Chrysomelidae	30	0,03	9	0,02	12	0,03
"	"	Mordellidae	3	0,00	1	0,00	1	0,00
"	Diptera	Anthomyidae	6	0,01	0	0,00	0	0,00
"	"	Bibionidae	6	0,01	0	0,00	0	0,00

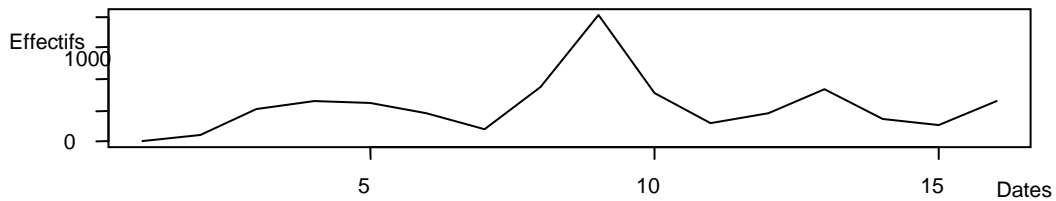
"	"	Bibionidae	5	0,00	26	0,07	4	0,01
"	"	Cecidomyiidae	29	0,03	178	0,46	1	0,00
Phytophages	Diptera	Ceratopogonidae	4	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Chloropidae	18	0,02	11	0,03	7	0,02
"	"	Drosophilidae	2	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Sarcophagidae	5	0,00	3	0,01	0	0,00
"	"	Scatopsidae	5	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Stratiomyidae	1	0,00	0	0,00	0	0,00
"	Ephemeroptera	Baetidae	5	0,00	0	0,00	0	0,00
"	Hemiptera	Aphididae	25897	23,86	746	1,94	4210	9,50
"	"	Cercopidae	7	0,01	0	0,00	0	0,00
"	"	Cicadellidae	1	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Cixiidae	441	0,41	156	0,41	0	0,00
"	"	Coreidae	1	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Flatidae	38	0,04	7	0,02	1	0,00
"	"	Fulgoridae	1	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Issidae	76	0,07	48	0,12	3	0,01
"	"	Jassidae	36	0,03	11	0,03	4	0,01
"	"	Lygeidae	9	0,01	7	0,02	5	0,01
"	"	Miridae	20	0,02	2	0,01	4	0,01
"	"	Pentatomidae	23	0,02	4	0,01	14	0,03
"	"	Psyllidae	42966	39,58	11153	29,03	17402	39,27
"	"	Tingitidae	7	0,01	0	0,00	1	0,00
"	"	Typhlocibidae	190	0,18	29	0,08	14	0,03
"	"	Pentatomidae	10	0,01	0	0,00	0	0,00
"	"	Tenthredinidae	8	0,01	198	0,52	6	0,01
"	Lepidoptera	Tortricidae	11	0,01	3	0,01	0	0,00
"	Orthoptera	Phaneropteridae	1	0,00	0	0,00	0	0,00
"	Tysanoptera	Thripidae	18	0,02	336	0,87	3	0,01
Punaises prédatrices	Hemiptera	Anthracoridae	4387	4,04	146	0,38	3148	7,10
"	"	Miridae	3893	3,59	3503	9,12	2268	5,12
"	"	Nabidae	5	0,00	0	0,00	0	0,00
Acariens prédateurs	Acari	Anystidae	2219	2,04	2727	7,10	2041	4,61
"	"	Bdellidae	75	0,07	6	0,02	8	0,02
"	"	Thrombidiidae	517	0,48	45	0,12	0	0,00
Visseurs et Détritiphages	Coleoptera	Dermestidae	1	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Ptinidae	3	0,00	0	0,00	0	0,00
"	Collembola	Entomobryidae	1119	1,03	742	1,93	145	0,33
"	Dictyoptera	Blattidae	3	0,00	1	0,00	10	0,02
"	Diptera	Chironomidae	75	0,07	213	0,55	0	0,00
"	"	Muscidae	5	0,00	4	0,01	10	0,02
"	"	Sciariidae	181	0,17	271	0,71	57	0,13
"	Hymenoptera	Vespididae	104	0,10	0	0,00	5	0,01
"	Orthoptera	Phaneropteridae	1	0,00	0	0,00	4	0,01
"	Psocoptera	Ectopsocidae	4	0,00	0	0,00	41	0,09
"	"	Psocidae	982	0,90	186	0,48	35	0,08
Araignées	Araneae	Juveniles indéterminés	104	0,10	0	0,00	0	0,00
"	"	Argiopidae	126	0,12	191	0,50	82	0,19
"	"	Clubionidae	258	0,24	183	0,48	181	0,41
"	"	Liniphiidae	37	0,03	7	0,02	3	0,01

"	"	Lithocoletidae	1	0,00	1	0,00	0	0,00
"	"	Oxyopidae	46	0,04	2	0,01	4	0,01
Araignées	"	Philodromidae	1135	1,05	914	2,38	611	1,38
"	"	Pisauridae	1	0,00	0	0,00	0	0,00
"	"	Salticidae	268	0,25	340	0,89	321	0,72
"	"	Sparassidae	1	0,00	0	0,00	3	0,01
"	"	Theridiidae	93	0,09	42	0,11	25	0,06
"	"	Thomisidae	412	0,38	135	0,35	344	0,78
"	Opilion	Phalangidae	11	0,01	1	0,00	0	0,00

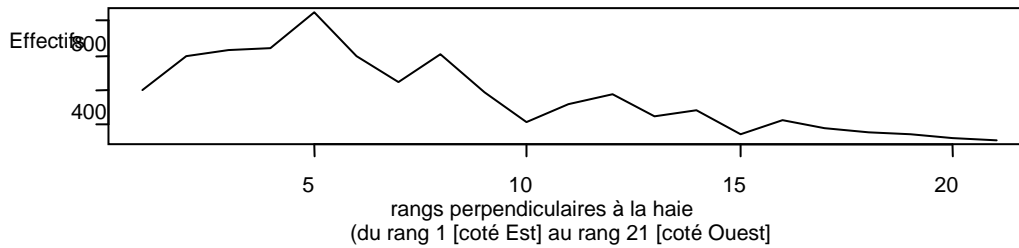
Annexe n° 4 : Chapitre III, Evolution des populations de *C. pyri* en 2004

Annexe n° 5 :Chapitre III, Evolution des populations de *C. pyri* en 2005

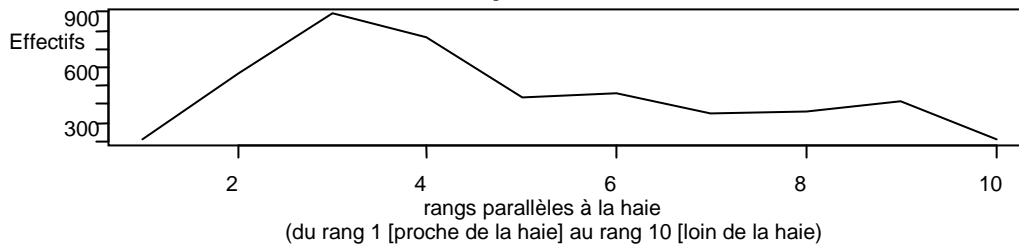
Evolution des populations par dates d'échantillonnage

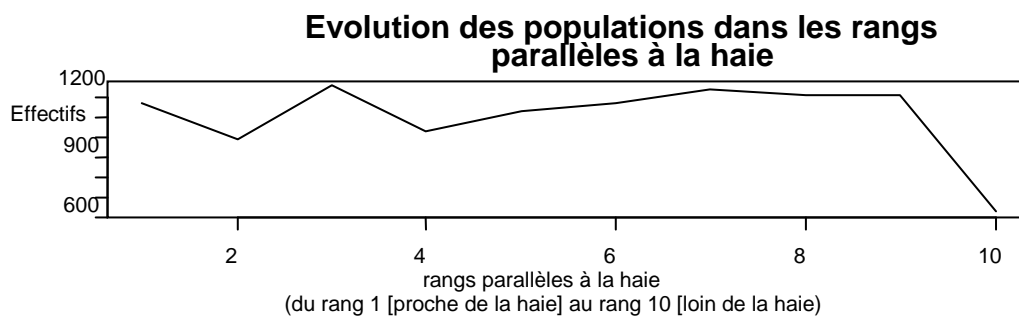
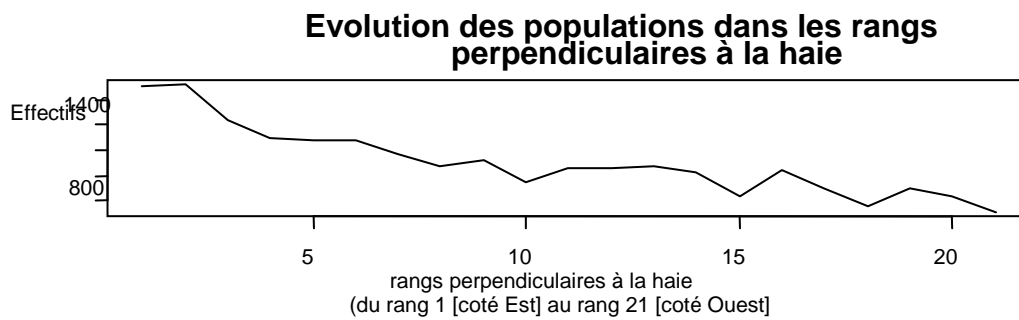
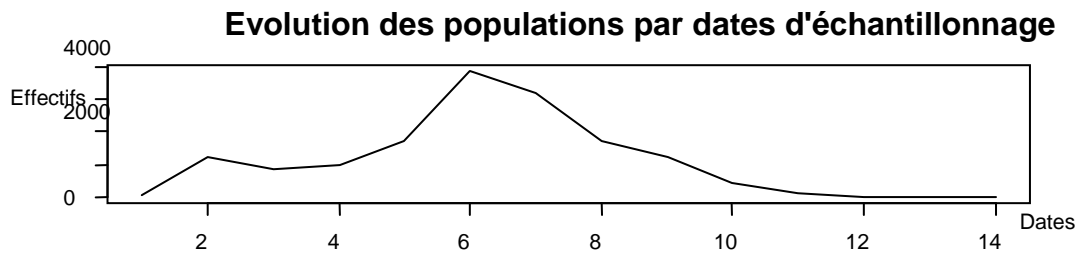


Evolution des populations dans les rangs perpendiculaires à la haie



Evolution des populations dans les rangs parallèles à la haie

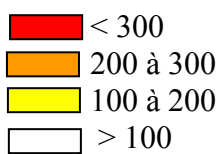
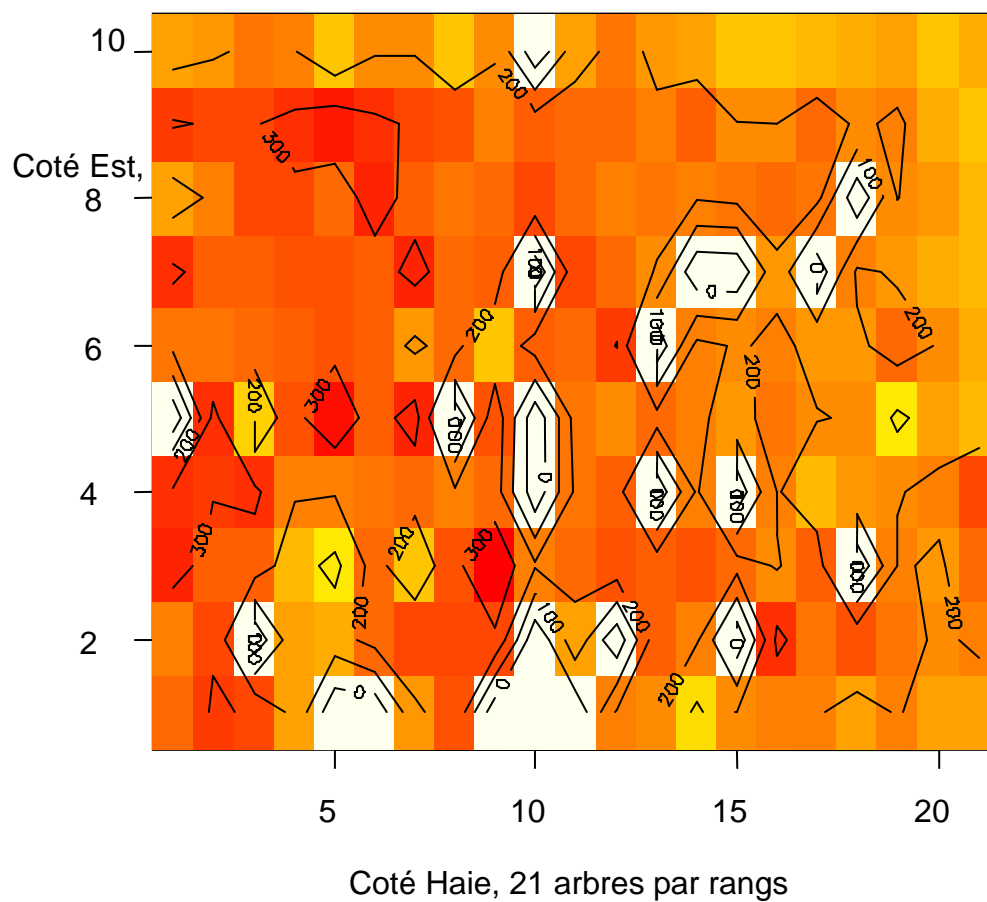


Annexe n° 6 :Chapitre III, Evolution des populations de *C. pyri* en 2006

Annexe n° 7 : Chapitre III, Répartition annuelle des psylles en 2004

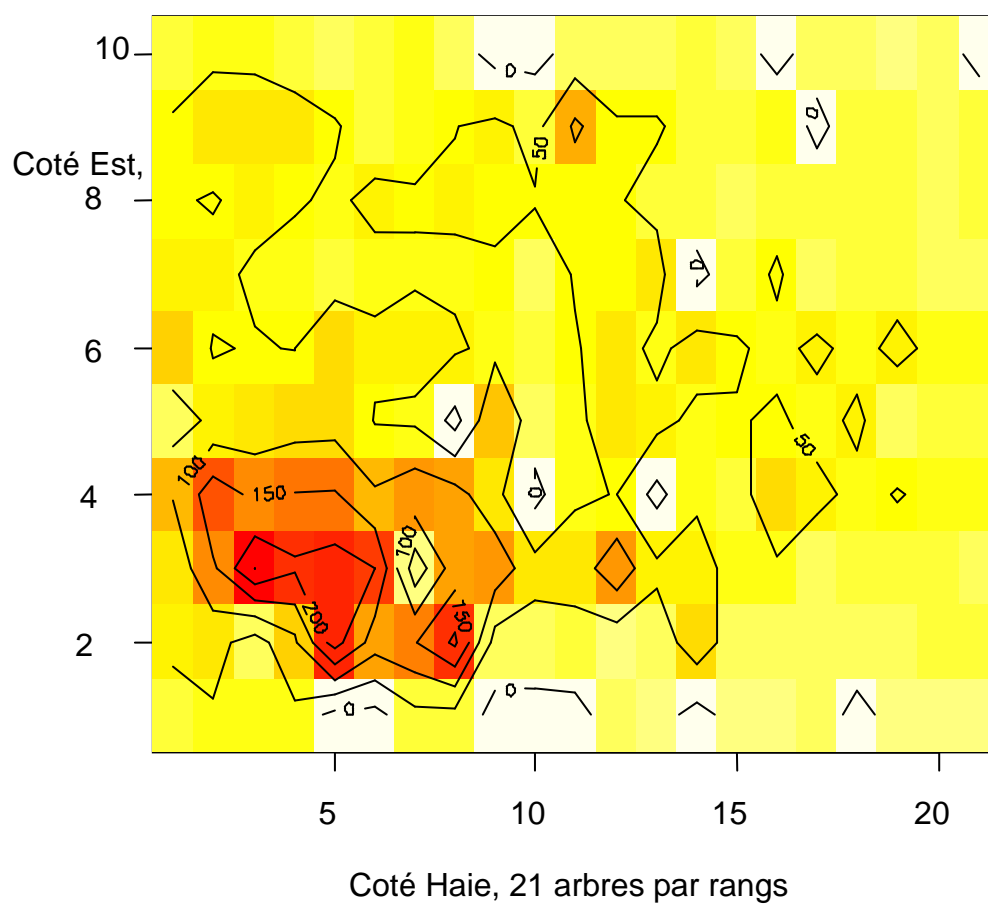
Pour cette carte et celles présentées ci-après, l'origine représente le point nord-est de la parcelle. Les valeurs indiquées sur les axes des abscisses et celui des ordonnées représentent les numéros des arbres, de 1 à 21 coté haie composite et de 1 à 10 coté "Est". La légende indique les effectifs de psylles.

Répartition annuelle des psylles en 2004



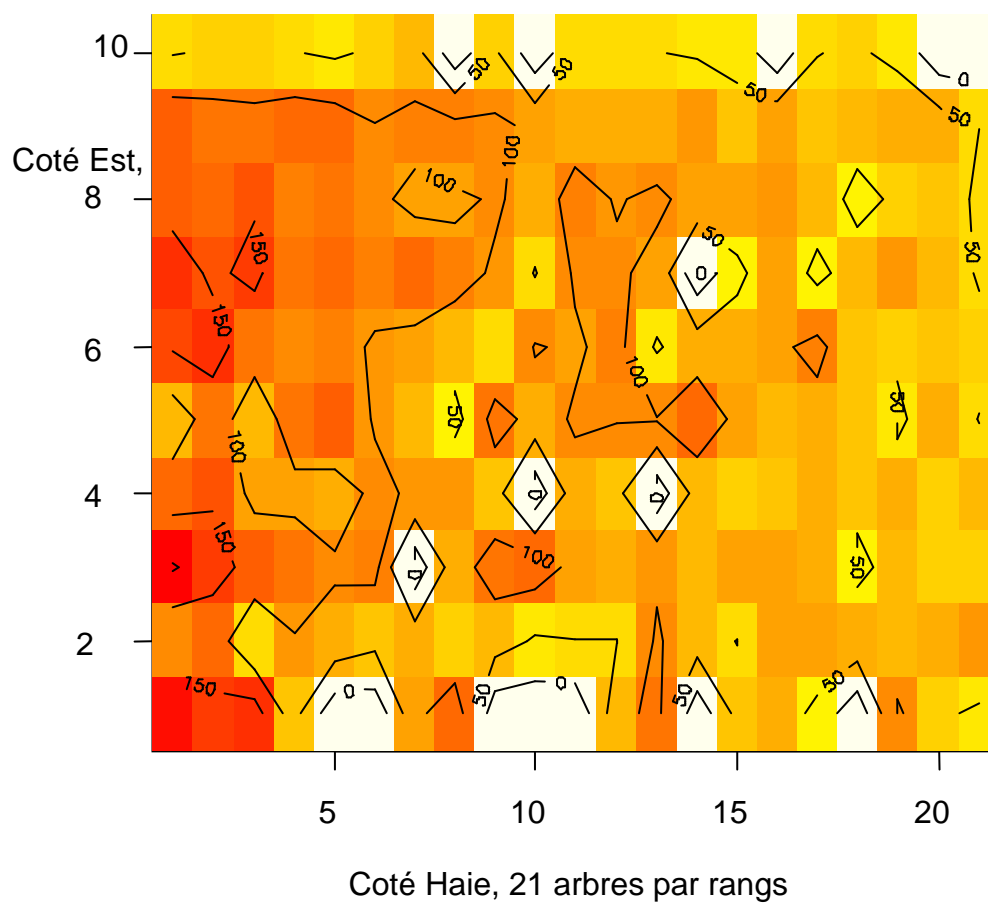
Annexe n° 8 : Chapitre III, Répartition annuelle des psylles en 2005

Répartition annuelle des psylles en 2005



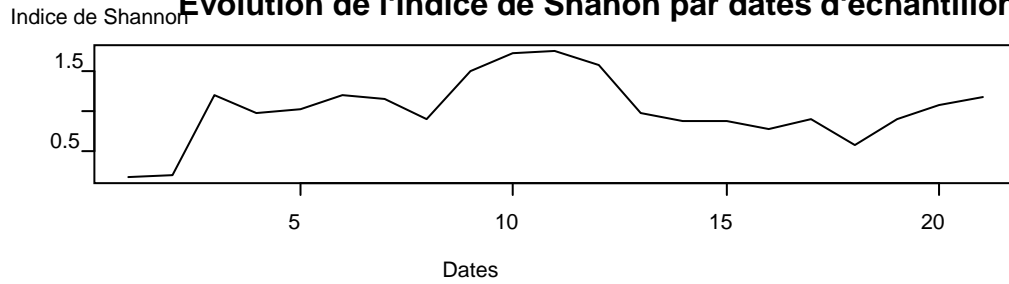
Annexe n° 9 : Chapitre III, Répartition annuelle des psylles en 2006

Répartition annuelle des psylles en 2006

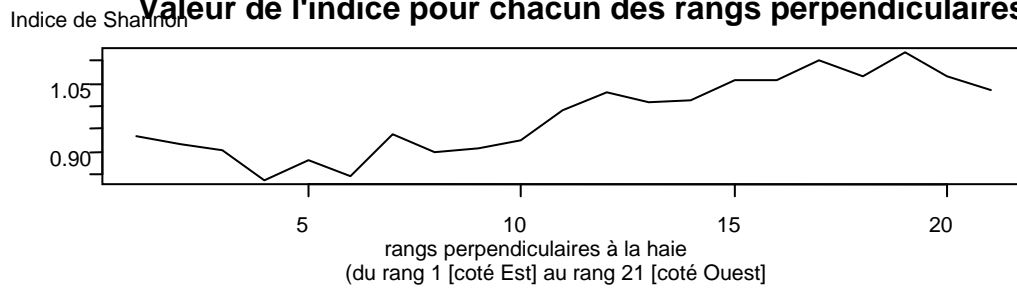


Annexe n° 10 : Chapitre III, Evolution de l'indice de Shannon en 2004

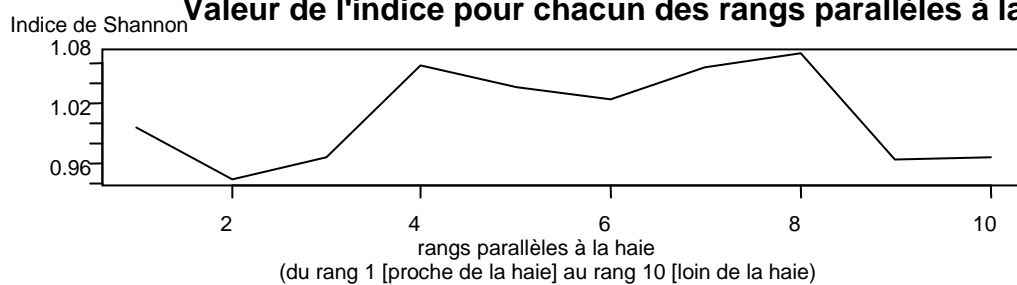
Evolution de l'indice de Shannon par dates d'échantillonnage



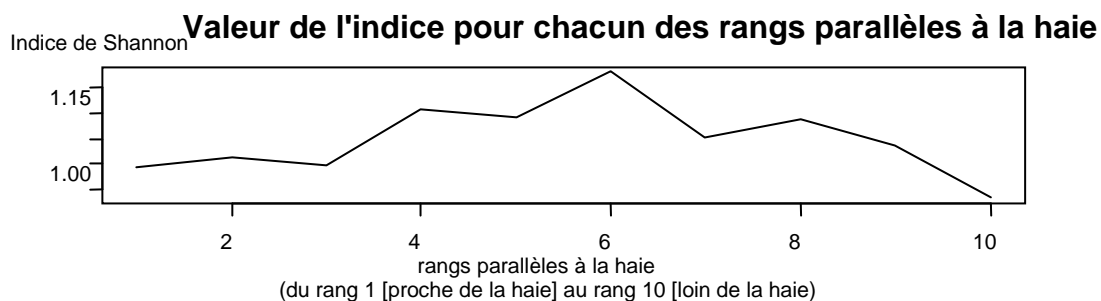
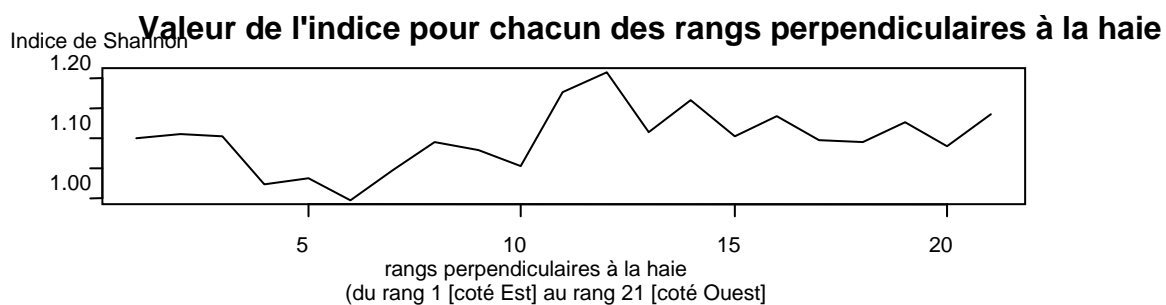
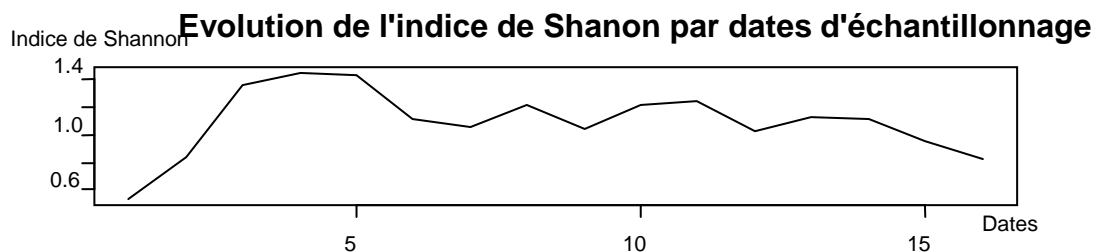
Valeur de l'indice pour chacun des rangs perpendiculaires à la haie



Valeur de l'indice pour chacun des rangs parallèles à la haie

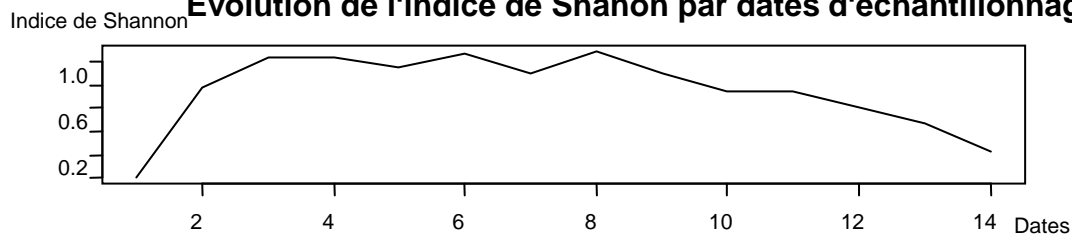


Annexe n° 11 : Chapitre III, Evolution de l'indice de Shanon en 2005

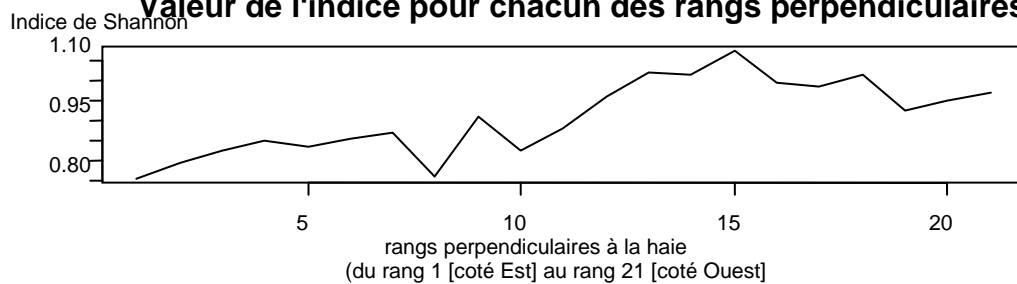


Annexe n° 12 : Chapitre III, Evolution de l'indice de Shanon en 2006

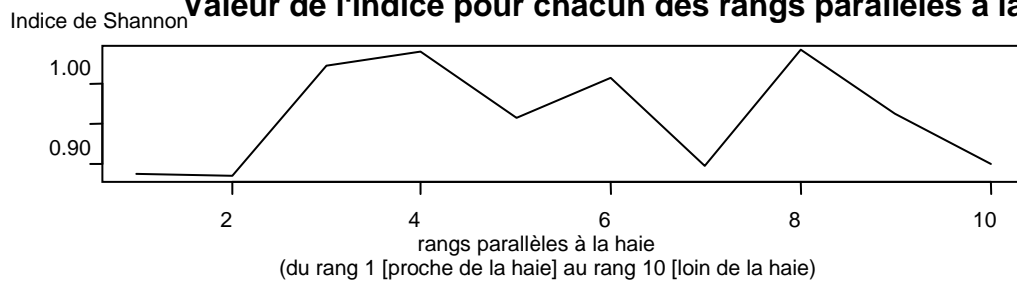
Evolution de l'indice de Shanon par dates d'échantillonnage



Valeur de l'indice pour chacun des rangs perpendiculaires à la haie

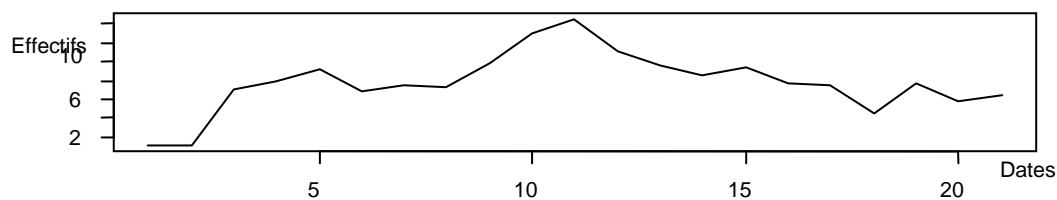


Valeur de l'indice pour chacun des rangs parallèles à la haie

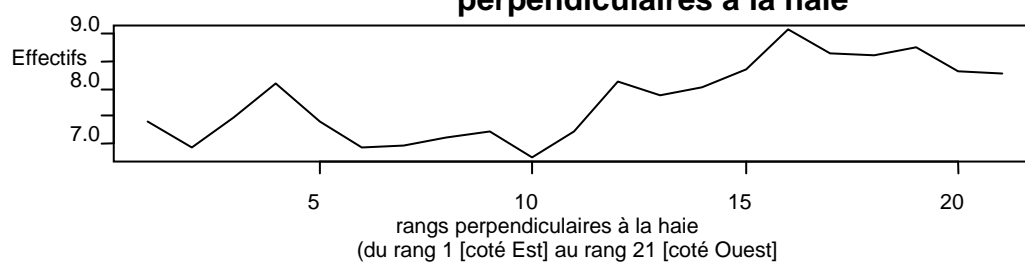


Annexe n° 13 : Chapitre III, Evolution des effectifs totaux en 2004

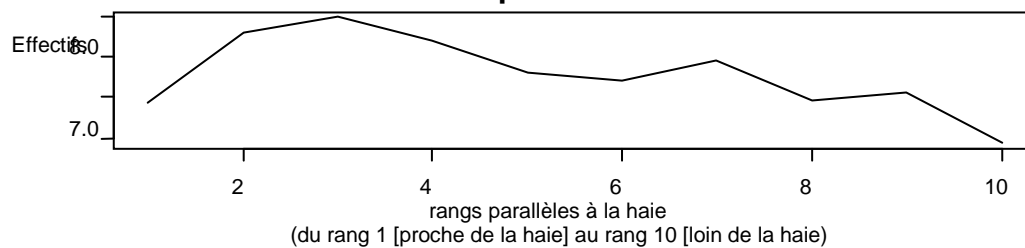
Evolution des populations par dates d'échantillonnage



Evolution des populations dans les rangs perpendiculaires à la haie

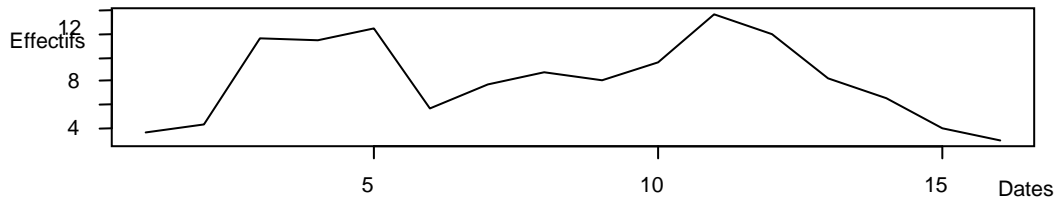


Evolution des populations dans les rangs parallèles à la haie

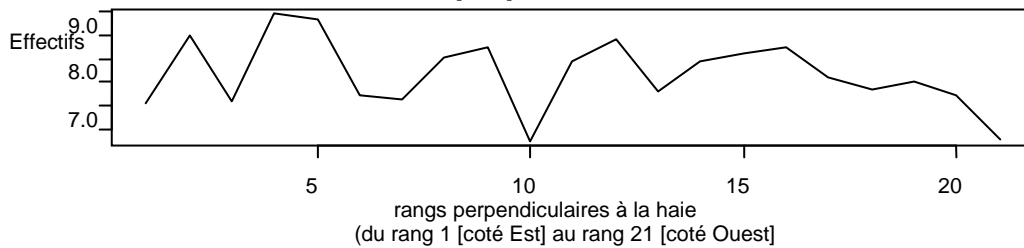


Annexe n° 14 : Chapitre III, Evolution des effectifs totaux en 2005

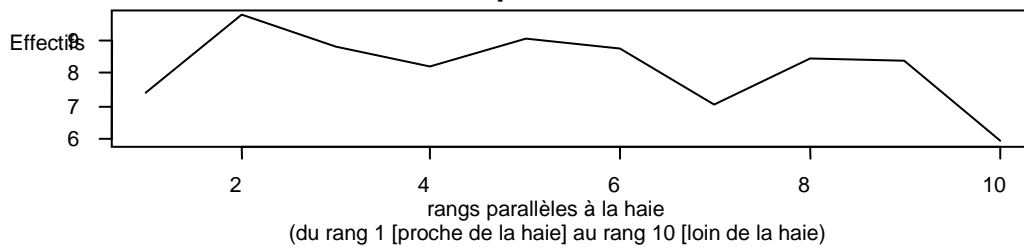
Evolution des populations par dates d'échantillonnage



Evolution des populations dans les rangs perpendiculaires à la haie

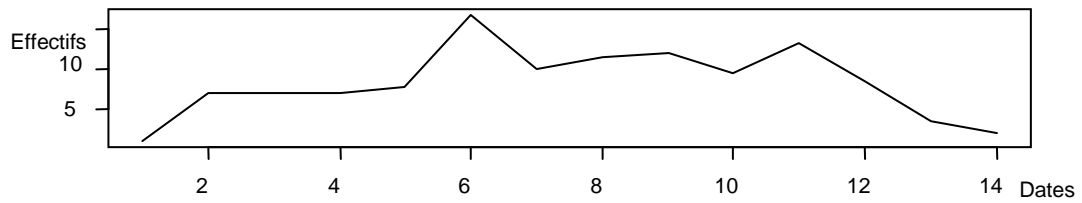


Evolution des populations dans les rangs parallèles à la haie

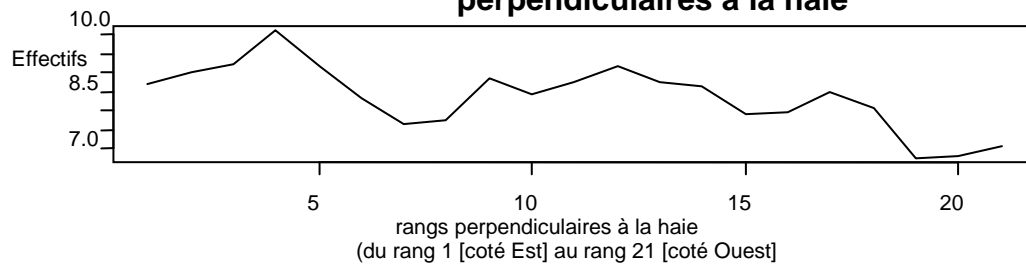


Annexe n° 15 : Chapitre III, Evolution des effectifs totaux en 2006

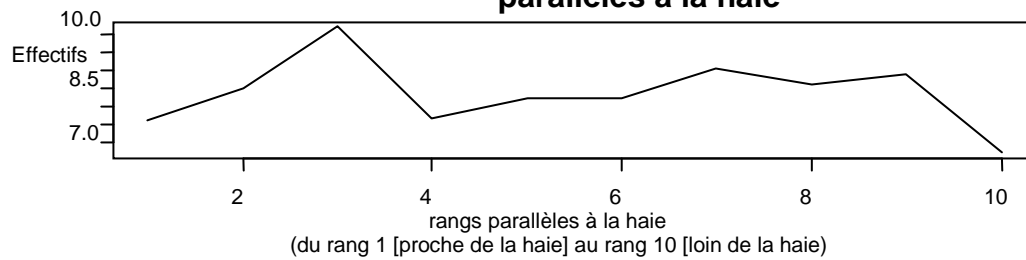
Evolution des populations par dates d'échantillonnage



Evolution des populations dans les rangs perpendiculaires à la haie

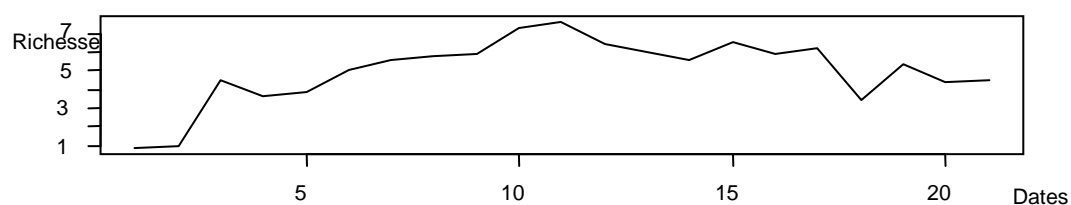


Evolution des populations dans les rangs parallèles à la haie

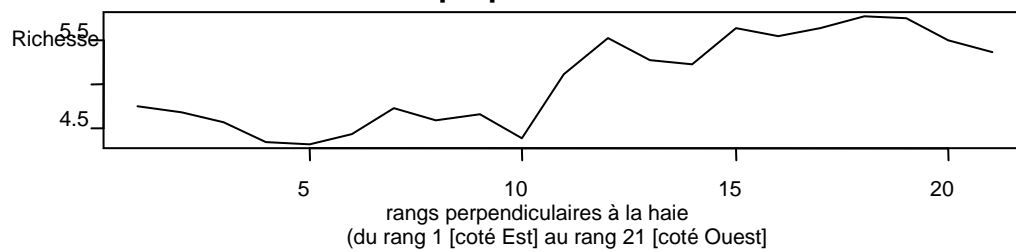


Annexe n° 16 : Chapitre III, Evolution de la richesse totale en 2004

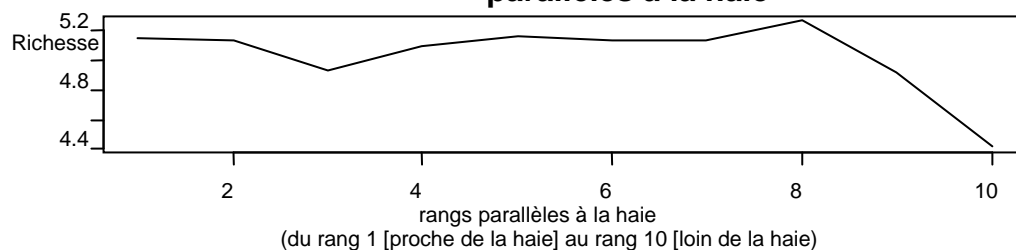
Evolution de la richesse par dates d'échantillonnage



Evolution de la richesse dans les rangs perpendiculaires à la haie

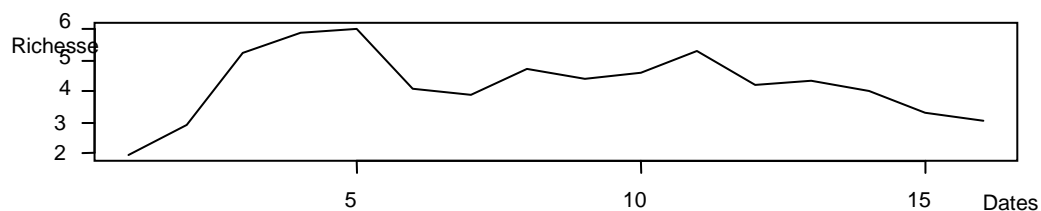


Evolution de la richesse dans les rangs parallèles à la haie

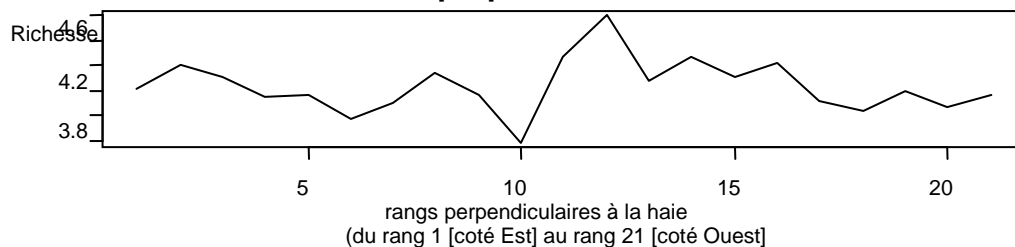


Annexe n° 17 : Chapitre III, Evolution de la richesse totale en 2005

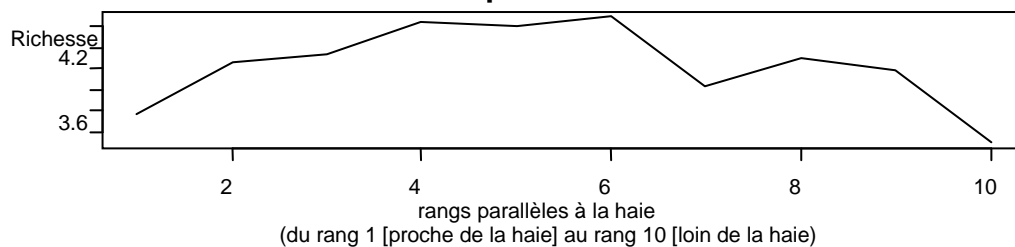
Evolution de la richesse par dates d'échantillonnage



Evolution de la richesse dans les rangs perpendiculaires à la haie

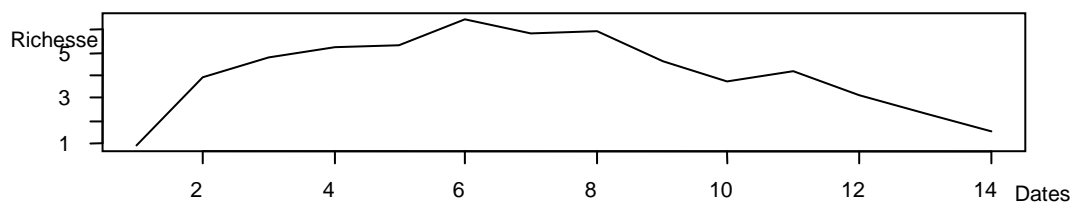


Evolution de la richesse dans les rangs parallèles à la haie

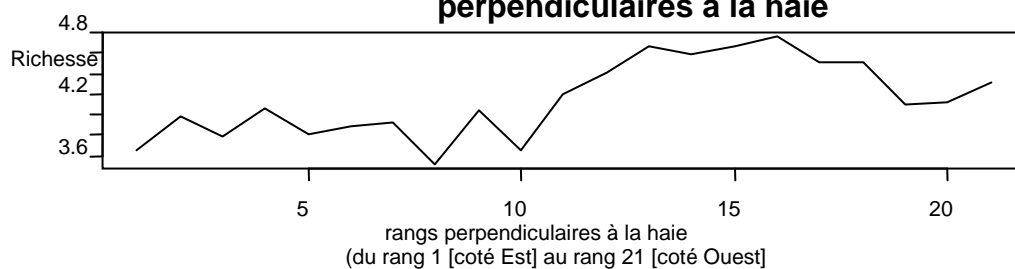


Annexe n° 18 : Chapitre III, Evolution de la richesse totale en 2006

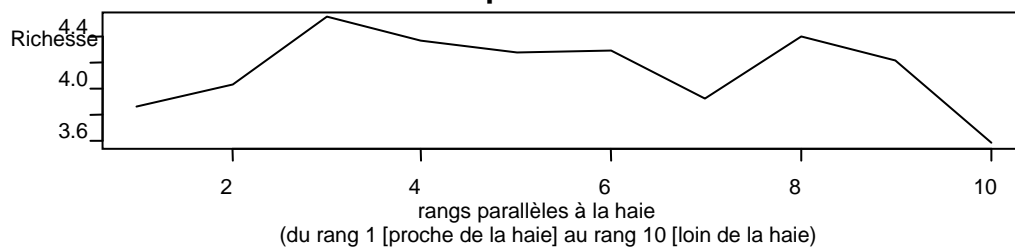
Evolution de la richesse par dates d'échantillonnage



Evolution de la richesse dans les rangs perpendiculaires à la haie

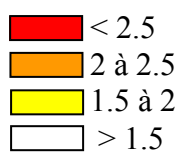
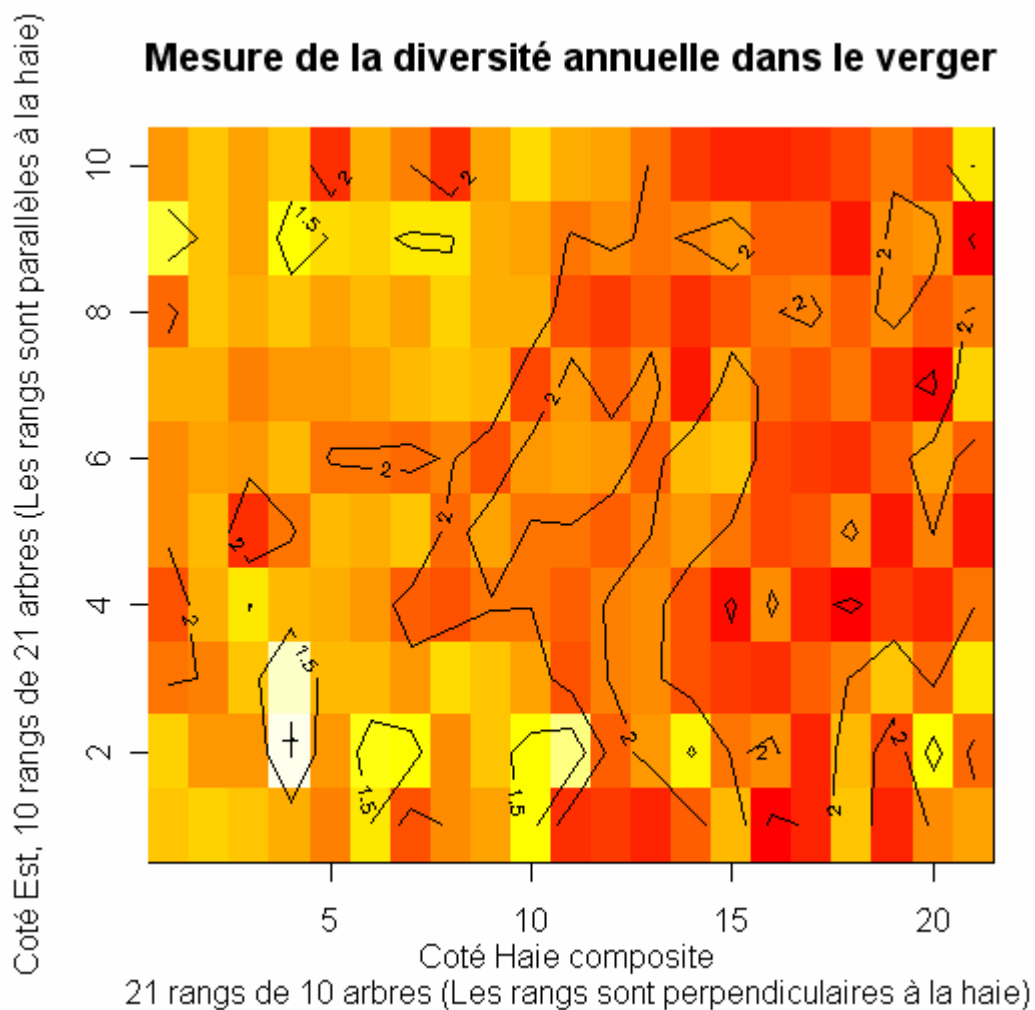


Evolution de la richesse dans les rangs parallèles à la haie



Annexe n° 19 : Chapitre III, Carte de la diversité globale en 2004 (Indice de Shannon)

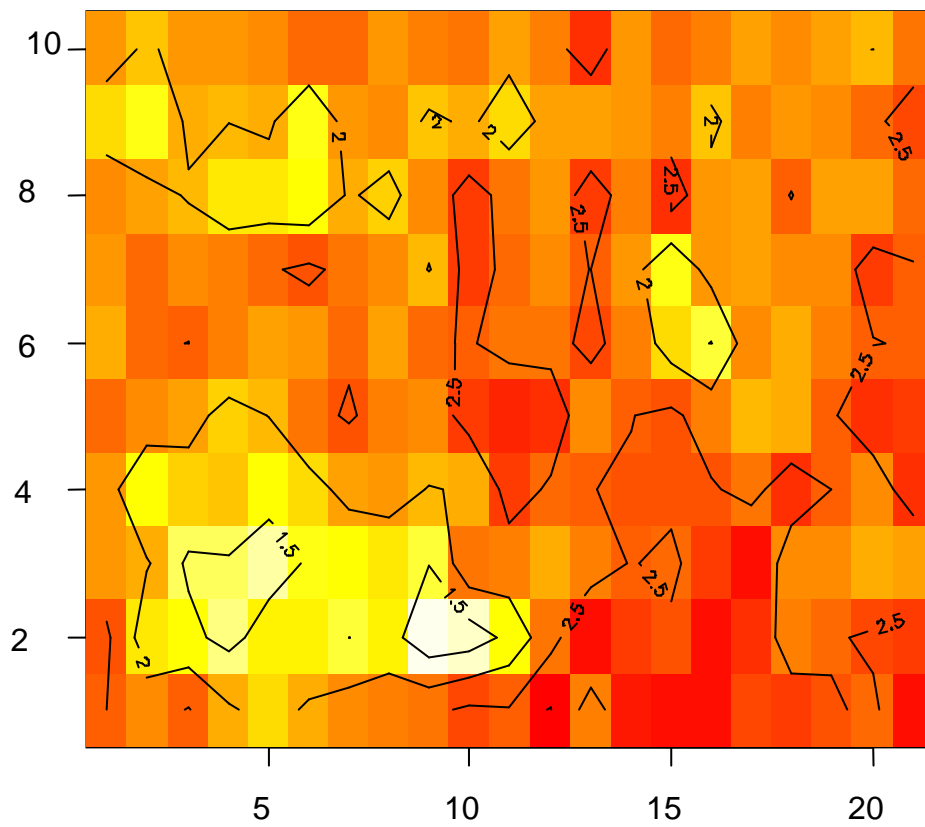
Pour cette carte et celles présentées ci-après, l'origine représente le point nord-est de la parcelle. Les valeurs indiquées sur les axes des abscisses et celui des ordonnées représentent les numéros des arbres, de 1 à 21 coté haie composite et de 1 à 10 coté "Est". La légende indique la valeur de l'indice de Shannon.



Annexe n° 20 : Chapitre III, Carte de la diversité globale en 2005 (Indice de Shannon)

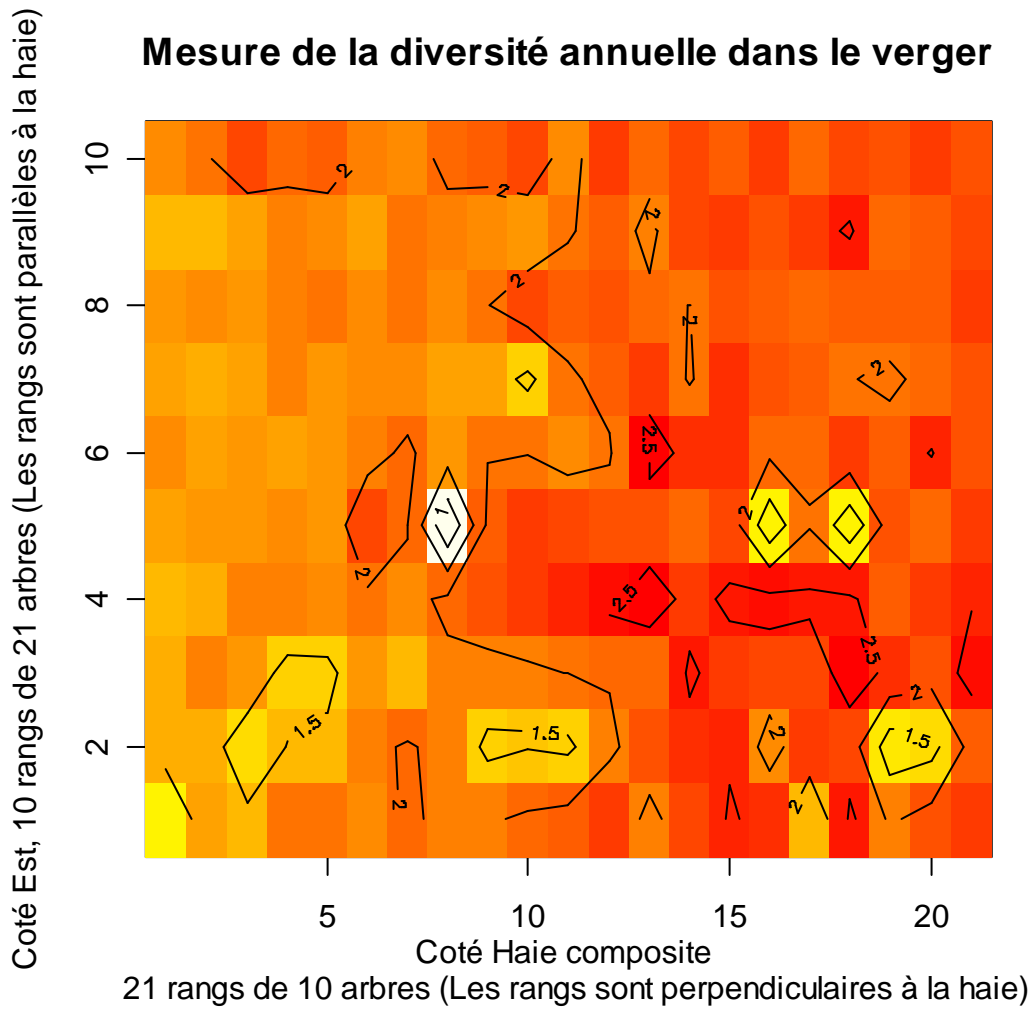
Coté Est, 10 rangs de 21 arbres (Les rangs sont parallèles à la haie)

Mesure de la diversité annuelle dans le verger



Coté Haie composite
21 rangs de 10 arbres (Les rangs sont perpendiculaires à la haie)

Annexe n° 21 : Chapitre III, Carte de la diversité globale en 2006 (Indice de Shannon)



Annexe n° 22 : Chapitre IV, Effectif total des larves de psylles échantillonnées dans le verger du 23/04 au 11/07 2006, et résultat du test de Chi deux sur la répartition des larves

	Rang a	rang b	Rang c	rang d	rang e	rang f	rang g	Rang h	rang i	Rang j
28-avr.	6	8	6	14	24	17	23	19	51	3
03-mai	15	142	103	154	271	108	99	323	237	53
09-mai	121	150	241	447	850	453	287	501	461	250
16-mai	178	250	371	706	1029	443	418	558	711	483
23-mai	194	298	348	479	762	567	399	536	555	475
30-mai	124	258	218	335	327	291	296	263	276	307
07-juin	42	191	60	48	135	48	45	72	35	20
13-juin	37	156	69	45	45	25	24	97	55	31
28-juin	3	19	45	42	3	15	3	7	0	0
4-juil.	0	127	106	96	32	17	3	7	5	0
11-juil.	5	19	16	27	4	12	2	9	0	16
	725	1618	1583	2393	3482	1996	1599	2392	2386	1638

Test d'indépendance entre les lignes et les colonnes (Khi²) :

Khi ² (Valeur observée)	2147,395
Khi ² (Valeur critique)	113,145
DDL	90
p-value	< 0,0001
alpha	0,05

Interprétation du test :

H₀ : Les lignes et les colonnes du tableau sont indépendantes.

H_a : Il existe un lien entre les lignes et les colonnes du tableau.

Etant donné que la p-value calculée est inférieure au niveau de signification alpha=0,05, on doit rejeter l'hypothèse nulle H₀, et retenir l'hypothèse alternative H_a.

Le risque de rejeter l'hypothèse nulle H₀ alors qu'elle est vraie est inférieur à 0,01%.

Test d'indépendance entre les lignes et les colonnes (Méthode Monte Carlo / Nombre de simulations = 5000) :

Khi ² (Valeur observée)	2147,395
Khi ² (Valeur critique)	112,800
DDL	10
p-value	< 0,0001
alpha	0,05

Interprétation du test :

Etant donné que la p-value calculée est inférieure au niveau de signification alpha=0,05, on doit rejeter l'hypothèse nulle H₀, et retenir l'hypothèse alternative H_a.

Le risque de rejeter l'hypothèse nulle H₀ alors qu'elle est vraie est inférieur à 0,01%.

Annexe n° 23 : Chapitre IV, Effectif total des larves des *F. auricularia* piégés dans le verger du 28/04 au 11/07 2006, et résultat du test de Chi deux sur la répartition des effectifs

Dates	Rang B	Rang D	Haie
28-avr.	1	1	0
02-mai	0	1	4
05-mai	5	10	9
10-mai	18	14	30
12-mai	14	18	9
15-mai	20	19	14
18-mai	35	31	22
22-mai	24	47	20
24-mai	45	72	45
29-mai	57	128	86
31-mai	45	114	56
01-juin	40	58	35
02-juin	24	29	42
06-juin	27	38	62
09-juin	13	31	46
12-juin	18	21	43
14-juin	8	18	41
19-juin	13	9	60
23-juin	20	13	110
26-juin	8	16	60
29-juin	15	22	45
3-juil.	25	11	34
4-juil.	16	11	24
10-juil.	16	24	30

H0 : Les lignes et les colonnes du tableau sont indépendantes.

Ha : Il existe un lien entre les lignes et les colonnes du tableau.

Test d'indépendance entre les lignes et les colonnes (Khi²) :

Khi ² (Valeur observée)	355,859
Khi ² (Valeur critique)	62,830
DDL	46
p-value	< 0,0001
alpha	0,05

Interprétation du test :

Etant donné que la p-value calculée est inférieure au niveau de signification

alpha=0,05,

on doit rejeter l'hypothèse nulle H0, et retenir l'hypothèse alternative Ha.

Test d'indépendance (Méthode Monte Carlo / Nb de simulations = 5000) :

Khi ² (Valeur observée)	355,859
Khi ² (Valeur critique)	62,794
DDL	23
p-value	< 0,0001
alpha	0,05

Interprétation du test :

Etant donné que la p-value calculée est inférieure au niveau de signification

alpha=0,05, on doit rejeter l'hypothèse nulle H0, et retenir l'hypothèse alternative Ha.

Annexe n° 24 : Chapitre IV, Effectif total des larves des *F. pubescens* piégés dans le verger du 28/04 au 11/07 2006, et résultat du test de Chi deux sur la répartition des effectifs

Dates	Rang B	Rang D	Haie
28-avr.	1	0	0
02-mai	1	0	3
05-mai	14	4	7
10-mai	56	5	13
12-mai	24	12	4
15-mai	89	45	4
18-mai	96	47	7
22-mai	129	68	11
24-mai	91	60	6
29-mai	99	71	7
31-mai	76	61	20
-juin	48	30	5
02-juin	39	35	6
06-juin	47	37	22
09-juin	86	95	54
12-juin	87	77	52
14-juin	80	64	44
19-juin	85	58	61
23-juin	39	46	20
26-juin	45	51	45
29-juin	47	34	34
3-juil.	37	36	29
4-juil.	58	43	23
10-juil.	13	14	39

Test d'indépendance entre les lignes et les colonnes (Khi²) :

H0 : Les lignes et les colonnes du tableau sont indépendantes.

Ha : Il existe un lien entre les lignes et les colonnes du tableau.

Khi ² (Valeur critique)	62,830
DDL	46
p-value	< 0,0001
alpha	0,05

Test d'indépendance (Méthode Monte Carlo / Nb simulations = 5000) :

Khi ² (Valeur observée)	321,488
Khi ² (Valeur critique)	62,498
DDL	23
p-value	< 0,0001
alpha	0,05

Interprétation des tests :

Etant donné que la p-value calculée est inférieure au niveau de signification alpha=0,05, on doit rejeter l'hypothèse nulle H0, et retenir l'hypothèse alternative Ha.

